ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua

Cascadas de Llano Grande, Oaxaca, México.
Foto: Ricardo Espinosa.

Vol. 11, núm. 6, noviembre-diciembre de 2020

Tecnología y Ciencias del Agua

Consejo Editorial

Dr. Adrian Pedrozo Acuña
Director general del 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, México

Editora en Tratamiento del Agua
Dr. Adalberto Noyola Robles
Universidad Nacional Autónoma de México

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

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

Editor en Gestión del Agua
Dr. Agustín Breña Naranjo
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

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

Editor 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

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, México

Coordinación editorial y cuidado de edición
M.I.D. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Seguimiento del proceso de arbitraje: Elizabeth Peña Montiel, Josefa Figueroa Miranda y Luis Aviles Rios • **Marcación XML:** Luisa Guadalupe Ramírez Martínez •

Comité Editorial

• **Dr. Adrián Pedrozo Acuña**, Universidad Nacional Autónoma de México • **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 Catòlica 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 Còrdoba, 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 Catòlica, Perú • **Dr. Arturo Marcano**, Asociaciòn 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 Autònoma de México • Dr. **Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autònoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, Estados Unidos • **Dr. Cleverson Vitório 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 Catòlica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autònoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Polotécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schneir**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, Estados Unidos • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentaciòn 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**, Comisiòn Nacional del Agua, México • **Dr. Ismael Aguilar Barajas**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monerrey, 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, Estados Unidos • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autònoma 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 Autònoma de México • **Dr. Juan B. Valdes**, The University of Arizona, Estados Unidos • **Dr. Juan Pedro Martín Vide**, Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa Zevallos**, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autònoma de Nuevo Leòn, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidad de Do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaíno**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Escontria**, consultor • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidad Federal de MinasGerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Luisa Torregrosa Armentia**, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, México • **Dra. María Rafaela De Saldanha Matos**, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Teresa Oré**, Pontificia Universidad Catòlica 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, Estados Unidos • Dr. **Moisés Berezowsky Verduzco**, Universidad Nacional Autònoma 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. Íbáñez Hernández**, Universidad Autònoma de Ciudad Juárez • **Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida**, Universidad Nacional Autònoma de México • **Dr. Rafael Val Segura**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Rafael Pardo Gómez**, Instituto Superior Politécnico • **Dr. Ramón Domínguez Mora**, Universidad Nacional Autònoma de México • **Dr. Ramón Fuentes Aguilar**, Instituto de Innovaciòn en Minería y Metalurgia, Chile • **Dr. Ramón Ma. Gutiérrez Serret,** Centro de Estudios y Experimentaciòn 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**, Comisión Nacional del Agua. **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile

© ***TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA***, vol. 11, núm. 6, noviembre-diciembre de 2020, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293670 o 3293600, extensiones 474 y 342, fax: + (52) (777) 3293670. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2011-091215154300-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Número de Certificado de Licitud de Título y Contenido 16200.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde exclusivamente a los autores y no necesariamente refleja la postura del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Derechos reservados. Se permite la reproducción total o parcial, siempre y cuando se mencione esta fuente y se envíe a esta redacción un ejemplar de la publicación.

Tecnología y ciencias del agua constituye la continuidad de las revistas *Irrigación en México* (1930-1946); *Ingeniería hidráulica en México* (1947-1971); *Recursos hidráulicos* (1972-1978); *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época (1985-2009), y *Tecnología y Ciencias del Agua*, Antes *Ingeniería Hidráulica en México* (2010-2011).

Contenido

Contents

Artículos (originales) ***Articles (original)***	**Artículos (traducción)** ***Articles (translation)***	
Efecto de la resistencia externa y área superficial del electrodo de grafito en la biodegradación de la materia orgánica y generación de bioelectricidad en celdas de combustible microbiano *Gustavo Torres-Zamata* *Aracel Erica Condori-Pacheco* *Joel Hugo Fernandez-Rojas* *Noe Benjamin Pampa-Quispe*	*Effect of the external resistance and surface area of graphite electrode on biodegradation of organic matter and generation of bioelectricity in microbial fuel cells* Gustavo Torres-Zamata Aracel Erica Condori-Pacheco Joel Hugo Fernandez-Rojas Noe Benjamin Pampa-Quispe	1
Desarrollo del coeficiente de cultivo para cártamo forrajero basado en índices de vegetación *Arturo Reyes-González* *David G. Reta-Sánchez* *Juan I. Sánchez-Duarte* *Víctor M. Rodríguez-Moreno* *Enrique Hernández-Leal* *Ivan Franco-Gaytán*	*Development of crop coefficient for forage safflower based on vegetation indices* Arturo Reyes-González David G. Reta-Sánchez Juan I. Sánchez-Duarte Víctor M. Rodríguez-Moreno Enrique Hernández-Leal Ivan Franco-Gaytán	39
Los estudios del agua en Chile: revisión y perspectivas críticas *Raphael Cantillana*	*Water research in Chile: Review and critical perspectives* Raphael Cantillana	81
Entre una GIRH inconsistente e inseguridades hídricas multiformes: la cuenca transfronteriza del río Hondo en la política mexicana *Edith Kauffer*	*Between an erratic IWRM and multifaceted water insecurities: the transboundary Hondo River Basin in Mexican policy* Edith Kauffer	127
Propuesta de un marco de indicadores de agua urbana para la Ciudad de México, 2005-2018 *Argelia Tiburcio* *María Perevochtchikova*	*Proposal for an urban water indicators framework for Mexico City, 2005-2018* Argelia Tiburcio María Perevochtchikova	177
Propuesta de metamodelo para la regulaciónde la demanda urbana de agua potable *José Andelfo Lizcano-Caro* *Rubén Medina-Daza* *Mario Guadalupe González-Pérez*	*Proposed meta-model for the regulation of the urban demand for drinking water* José Andelfo Lizcano-Caro Rubén Medina-Daza Mario Guadalupe González-Pérez	244
Generación de índices de seguridad hídrica municipal con un enfoque probabilista *Felipe Ignacio Arreguín-Cortés* *José Manuel Rodriguez-Varela* *Velitchko Gueorguiev-Tzatchkov* *Petronilo Edilburgo Cortez-Mejía* *Óscar Jesús Llaguno-Guilberto* *Edgar Yuri Mendoza-Cázares* *Arizabeth Sainos-Candelario* *Juan Francisco Gómez-Martínez* *David Ortega-Gaucín* *José Raúl Saavedra-Horita*	*Generation of municipal water security indices by a probabilistic approach* Felipe Ignacio Arreguín-Cortés José Manuel Rodriguez-Varela Velitchko Gueorguiev-Tzatchkov Petronilo Edilburgo Cortez-Mejía Óscar Jesús Llaguno-Guilberto Edgar Yuri Mendoza-Cázares Arizabeth Sainos-Candelario Juan Francisco Gómez-Martínez David Ortega-Gaucín José Raúl Saavedra-Horita	287
Prediciendo la dosis de sulfato de aluminioen el tratamiento de aguas *Ana María Morales* *Gustavo Ramírez-Caballero* *Martha Barajas-Meneses*	*Predicting the aluminum sulfate dosage in water treatment* Ana María Morales Gustavo Ramírez-Caballero Martha Barajas-Meneses	338

Contenido

Contents

Notas (originales) ***Notes (original)***	***Notas (traducción)*** ***Notes (translation)***	
Adecuación para consumo humano de propiedades físicas de aguas del río Carrizal, Ecuador, a través de microorganismos eficientes y filtración con zeolitas *Ángela Carreño* *Leonel Lucas* *Ernesto Hurtado* *Renny Barrios* *Ramón Silva*	*Adaptation for human consumption of physical properties of Carrizal River waters, Ecuador, through efficient microorganisms and filtration with zeolites* Ángela Carreño Leonel Lucas Ernesto Hurtado Renny Barrios Ramón Silva	367
Corrección de las crecientes de diseño por incertidumbre hidrológica *Daniel Francisco Campos-Aranda*	*Correction of design floods due to hydrological uncertainty* Daniel Francisco Campos-Aranda	399

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

Artículos

Efecto de la resistencia externa y área superficial del electrodo de grafito en la biodegradación de la materia orgánica y generación de bioelectricidad en celdas de combustible microbiano

Effect of the external resistance and surface area of graphite electrode on biodegradation of organic matter and generation of bioelectricity in microbial fuel cells

Gustavo Torres-Zamata[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0844-4752

Aracel Erica Condori-Pacheco[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-3105-6686

Joel Hugo Fernández-Rojas[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1761-2818

Noé Benjamín Pampa-Quispe[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-8072-249X

[1]Universidad Peruana Unión, Escuela de Ingeniería Ambiental, Chosica, Perú, gustavotorres@upeu.edu.pe

[2]Universidad Peruana Unión, Escuela de Ingeniería Ambiental, Chosica, Perú, aracelcondori@upeu.edu.pe

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[3]Universidad Peruana Unión, Escuela de Ingeniería Ambiental, Chosica, Perú, hugof@upeu.edu.pe

[4]Universidad Peruana Unión, Chosica, Perú; y Universidad Nacional de Barranca, Departamento de Ingeniería, Barranca, Perú, npampa@unab.edu.pe

Autor para correspondencia: Noé Benjamín Pampa-Quispe, npampa@unab.edu.pe

Resumen

Las celdas de combustible microbiano (CCM) es una tecnología emergente para la generación de energía eléctrica a partir de materia biodegradable, teniendo como catalizador a los microorganismos. El objetivo fue evaluar la generación de bioelectricidad y remoción de la materia orgánica en las celdas de combustible microbiano (CCM) a partir del agua residual doméstica (ARD). Se operaron cinco CCM de doble cámara (anaerobia y aerobia) de tipo "H" a escala laboratorio de flujo batch, con volumen de 1 700 ml; las cámaras se conectaron a través de un puente salino (NCL y Agar Agar); se utilizaron electrodos de grafito (ánodo y cátodo) conectados por un cable de cobre como conductor eléctrico a una resistencia externa fija. Para evaluar la remoción de la materia orgánica, se trabajó con ARD de diferentes concentraciones de DQO y para el desempeño eléctrico se trabajó con tres áreas superficiales de electrodo y resistencias externas. Mediante ANOVA factorial y diseño factorial 2^2 al 95% nivel de confianza, la interacción de resistencia externa y área superficial del electrodo fueron significativas.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La CCM2 destacó frente a las demás CCM al trabajar con resistencia de 50 Ω y área superficial de electrodo (A_{ST}-grafito) de 151 cm^2, generando un voltaje promedio de 380 mV y 82.3% de eficiencia de remoción (DQO). Al trabajar con resistencias menores y mayor área superficial de electrodo en la CCM, se obtuvo una mayor generación de bioelectricidad y remoción de la materia orgánica a partir del agua residual doméstica (ARD), demostrando la viabilidad y sostenibilidad.

Palabras clave: agua residual doméstica, bioelectricidad, celdas de combustible microbiana.

Abstract

The microbial fuel cells (CCM) is an emerging technology for generation of electrical energy from biodegradable matter, having as catalyst the microorganisms. The objective was to evaluate the generation of bioelectricity and the removal of organic matter in the Microbial Fuel Cells (CCM) from domestic wastewater (ARD). To do this, 5 CCM of double chamber (anaerobic and aerobic) of type "H" were operated at laboratory scale of batch flow, with volume of 1 700 ml, the chambers were connected through a salt bridge (NCL and Agar Agar), electrodes were used of graphite (anode and cathode) connected by a copper cable as an electrical conductor to a fixed external resistance. To evaluate the removal of organic matter, we worked with ARD of different concentrations of COD and for electrical performance, we worked with 3 surface areas of the electrode and external residences. Using Factor ANOVA and Factorial Design 2^2 at 95% confidence level, the interaction of external resistance and surface area of the electrode were significant.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The CCM2 stood out against the other CCMs when working with resistance of 50 Ω and surface area of electrode (A_{ST}-Grafito) of 151 cm^2, generating an average voltage of 380 mV and 82.3% removal efficiencies (COD). To the by working at lower resistances and greater surface area of the electrode in the CCM, a greater generation of bioelectricity and removal of organic matter from domestic wastewater (ARD) will be obtained, demonstrating the viability and sustainability.

Keywords: Domestic wastewater, bioelectricity, microbial fuel cells.

Recibido: 21/03/2019

Aceptado: 26/02/2020

Introducción

El crecimiento poblacional y el desarrollo urbano han dado origen a problemas ambientales, especialmente al incremento de caudales de aguas residuales, las cuales son vertidas a los cuerpos receptores (lagos, ríos, mares, lagunas) a veces sin ningún tratamiento lo que genera impactos negativos sobre la salud pública y el medio ambiente (Bernal, Cardona, Galvis, & Peña, 2003; Naranjo, 2011). En el Perú, el Instituto Nacional de Estadística e informática (INEI), en 2016 informó

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

que 308 207 653 m^3 de aguas residuales domésticas se descargaron sin tratamiento al medio ambiente (INEI, 2018) y 2 217 946 m^3 por día de aguas residuales se descargaron a la red de alcantarillado de la Entidad Prestadora de Servicios de Saneamiento (EPS Saneamiento); sólo 32% recibe tratamiento de aguas residuales (OEFA, 2014). Al realizar el tratamiento del agua residual con el uso de tecnologías convencionales, éstas operan y utilizan el proceso aerobio, presentando altos gastos de capital, operacionales y de energía (You, Zhao, Jiang, Zhang, & Zhao, 2006). Dicho proceso es un alto consumidor de energía, la cual es esencial para la aireación del sistema. En general, se necesita 1 kWh de energía para la oxidación de la materia orgánica que contiene un kilogramo de carbono presente en el agua, esto es, alrededor de 0.5 kWh por m^3 de agua residual a tratar (Buitrón & Pérez, 2011). La materia orgánica es uno de los contaminantes más comunes en las aguas residuales, sin embargo su aprovechamiento energético es nulo en la actualidad. Por este motivo, entre otros, la tecnología de las celdas de combustible microbiano (MFC por sus siglas en inglés, *Microbial Fuel Cell*), se muestra a futuro como una fuente alternativa de energía, con el beneficio de poder eliminar compuestos tóxicos del ambiente o disminuir los niveles de materia orgánica que son vertidos a las fuentes de agua (Zhou, Wang, Hassett, & Gu, 2013). El propósito de este sistema no sería competir con las tecnologías existentes para generar electricidad a gran escala, sino tratar el agua residual y obtener durante tal proceso un producto de valor agregado. Es decir, ver el tratamiento del agua no sólo como algo necesario para la sustentabilidad, sino también como un proceso que valoriza la materia orgánica presente.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Las celdas de combustible microbiano es un dispositivo electroquímico que se encarga de convertir energía bioquímica a energía eléctrica mediante microorganismos que actúan como biocatalizadores sobre la materia orgánica biodegradable (Logan & Regan, 2006; Fan, Hu, & Liu, 2007; Logan, 2009). Las MFC se componen de una o dos cámaras que tienen electrodos ánodo y cátodo; en el ánodo se forma la biopelícula microbiana capaz de degradar sustratos energéticos; producto del metabolismo microbiano, se oxidan compuestos en la cámara del ánodo, produciendo CO_2, protones (H^+) y electrones (e^-); estos últimos son transportados desde el ánodo hasta el cátodo mediante un circuito externo. Los electrones, junto con los protones, son reducidos a agua en el cátodo, generando energía eléctrica mediante la formación de un gradiente electrónico (Logan & Rabaey, 2012).

A partir de la biomasa orgánica presente en residuos sólidos y líquidos se puede obtener una variedad de combustibles y subproductos, siendo la glucosa la principal fuente de carbono (Logan, 2004; He & Angenent, 2006; Alzate, Sebastian, & Pérez, 2007).

Entre las reacciones estequiometrias principales del metabolismo fermentativo microbiológico están las que se muestran en la Figura 1.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

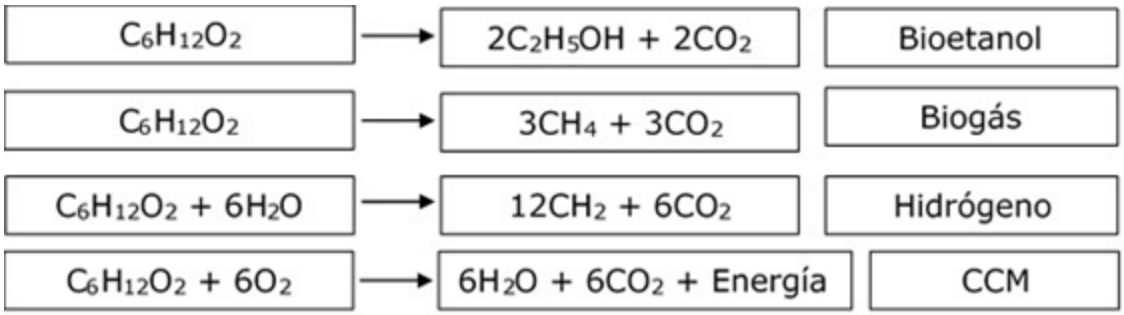


Figura 1. Metabolismo fermentativo microbiológico.

La CCM presenta ventajas funcionales y operacionales sobre otras tecnologías: permite la conversión directa de un sustrato energético en electricidad, logrando la remoción de materia orgánica y de partículas contaminantes en fuentes de agua; puede operar de manera eficiente en condiciones ambientales, incluso a bajas temperaturas de hasta 5 °C; produce 10 veces menos lodos; no genera emisiones de gases contaminantes, pues la única emisión de gases es CO_2, que retorna a la atmósfera; tiene el potencial de ser utilizado en lugares carentes de infraestructura eléctrica, y no presenta peligro para su operación (Rabaey & Verstraete, 2005; You *et al*., 2006).

Entendiendo la importancia de la biodegradación de la materia orgánica presente en el agua residual doméstica y la valorización energética, en el presente trabajo se evaluó el efecto de la resistencia externa y el área superficial del electrodo de grafito en la biodegradación de la materia orgánica y generación de bioelectricidad en celdas de combustible microbiano, que utilizó agua residual doméstica como sustrato.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Materiales y métodos

Lugar de ejecución

Esta investigación se ejecutó en las instalaciones del laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Peruana Unión, situada en el km 19.5 carretera central Ñaña, Lima, Perú, con coordenadas geográficas UTM 11° 59´24" sur y 76° 50´29" oeste.

Celdas de combustible microbiano (CCM)

Se construyeron cinco CCM de vidrio a escala laboratorio, con una configuración de doble cámara (ánodo y cátodo) tipo "H" (Du, Li, & Gu, 2007) y volumen útil de 1 700 ml. Las cámaras estuvieron unidas por un puente salino (puente de intercambio de protones) de área transversal de 9.6 cm^2 y 5 cm de longitud (Buitrón & Pérez, 2011); la solución

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

salina de electrolito fue el NaCL al 10% y agar-agar al 5%, que previenen el intercambio físico de cualquier fluido presente en las cámaras anódica y catódica (Kumar & Babu, 2012).

Para los electrodos ánodo y cátodo se utilizaron barras de grafito conectadas a un cable cobre y a una resistencia externa. En la Tabla 1 se detalla las configuraciones de las cinco celdas de combustible microbiano.

Tabla 1. Configuración de las celdas de combustible microbiano.

Celdas	**Resistencia externa (Ω)**	**A_{ST}-grafito (cm^2)**	**Longitud del electrodo grafito (cm)**
CCM1	150	151	18
CCM2	50	151	18
CCM3	50	73	8
CCM4	150	73	8
CCM5	100	112	13

Inóculo de microorganismo

El inóculo de microrganismo se obtuvo de un reactor anaerobio de flujo ascendente con manto de lodos UASB (por sus siglas en inglés) del Centro de Investigación en Tratamiento de Aguas Residuales y Residuos Peligrosos (CITRAR), ubicado en la Universidad Nacional de Ingeniería

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(UNI), Perú. Antes del uso de los electrodos de grafitos, se lavaron en una solución de hidróxido de sodio (NaOH) 1M y posteriormente en ácido clorhídrico (HCL) 1M; por último, se lavaron con agua destilada. Todo ello para eliminar todos los rastros de partícula de grafito, pues impiden la formación de la biopelícula de los microrganismos electrogénicos (Chaudhuri & Lovley, 2003). La aclimatación para la formación de la biopelícula de microrganismos electrogénicos se llevó a cabo según Alzate Fuentes, Alvarez y Sebastian (2008); los electrodos se colocaron en cuatro frascos de vidrio de capacidad de 1 700 ml; se les agregó 600 ml de lodo anaerobio como consorcio microbiano, y 1 000 ml de agua residual doméstica como sustrato; se colocaron en una incubadora a 35 °C por 15 días; se homogenizaba la muestra cada dos día. Esto permitió colonizar los electrodos ánodo con el consorcio microbiano, a fin de formar un biofilm, es decir, una comunidad compleja de microorganismos que se adhieren al electrodo y producen un polímero celular como recubrimiento, que les ayuda a retener el alimento y a protegerse de agentes tóxicos, para finalmente producir bioelectricidad (Alzate *et al*., 2008).

Operación de las celdas de combustible microbiano

Las cinco CCM tuvieron tres repeticiones. Las cámaras anódicas se alimentaron con agua residual doméstica con sustrato (materia orgánica

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

presente en el agua residual) proveniente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) Santa Clara, Lima; la cámara catódica contenía agua destilada expuesta al medio ambiente y fue aireada con un aireador de pecera.

Para el análisis del desempeño eléctrico de este sistema se registró el voltaje mediante un multímetro digital PRASEK PREMIUM PR-36, auto rango (valor real) de alta precisión, con interfaz de "USB" conectada a una computadora, cuyos datos se almacenaron en intervalos de un minuto por un periodo 216 horas/repetición.

Diseño estadístico

Se empleó el diseño experimental factorial 2^2, con punto central, que radica cuatro puntos factoriales y un punto central, totalizando 10 tratamientos. Se evaluaron las variables independientes: resistencia (Ω) y área superficial del electrodo de grafito (cm^2). La variable de respuesta fue la generación de bioelectricidad (mV). Los rangos y niveles de las variables independientes usados en la forma codificada y no codificada en este estudio se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Diseño factorial variable codificada y no codificada para la obtención de resultados de bioelectricidad 2^2.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tratamiento	Variables independientes				Variable Dependiente
	X_1	X_2	Voltaje (mV)	A_{ST}-grafito (cm^2)	Voltaje (mV)
1	-1	-1	50	73	-
2	-1	1	50	151	-
3	1	-1	150	73	-
4	1	1	150	151	-
5	0	0	100	112	-

Los experimentos se realizaron en orden y los datos se estudiaron por análisis de varianza, normalidad, para comparar el efecto de los tratamientos. Los parámetros del modelo de primer orden de los efectos para el diseño factorial de dos factores será (Montgomery, 2004; Rodrigues & Iemma, 2015):

$$Y = \beta_0 + \sum_{j=1}^{k} \beta_j x_j + \sum_{i<j} \beta_{ij} x_i x_j + \varepsilon \quad (1)$$

Donde (y) es la respuesta predicha medida; β_0, el intercepto; β_i y β_{ij}, los coeficientes del modelo lineal e interacción; y Xi y Xj son los valores codificados de las variables independientes.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Análisis estadístico

La elaboración y el análisis de los diseños experimentales se llevaron a cabo con el *software Statistica* versión 13.1, licencia, edición de evaluación gratuita. Todos los análisis estadísticos se realizaron en un nivel de significancia de 95% ($p \leq 0.05$). Los gráficos de contorno y superficie de respuesta se usaron para mostrar la relación entre la respuesta y los niveles de cada variable independiente, y deducir las condiciones óptimas.

Prueba de normalidad de la DQO

Para facilitar información con altas bases de confiabilidad de la normalidad de datos se empleó la prueba de Shapiro-Wilk, pues se utiliza para comprobar si los datos se extrajeron de una muestra normal y de un muestreo aleatorio; en esta prueba, los parámetros a evaluar son la media y la desviación típica; dicha prueba es aplicable para muestras pequeñas, las cuales son menores de 30 muestreos ($n < 30$) (Shapiro & Wilk, 1965).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Después se evaluó si existen diferencias significativas entre el antes y después del parámetro químico (DQO), aplicando la prueba de *T-student* para muestras relacionadas.

Resultados

Generación de bioelectricidad en la de operación de las CCM

Se monitoreo la generación de electricidad durante un periodo de 27 días (nueve días por cada repetición). En la Tabla 3 se observa los voltajes máximos/minuto registrados para cada una de las celdas de combustible microbiano.

Tabla 3. Voltajes máximos registrados en las celdas de combustible microbiano para cada repetición.

Celdas	**Voltaje (mV/min)**		
	Repetición 1	**Repetición 2**	**Repetición 3**
CCM1	342.2	383.0	383.0

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

CCM2	399.5	399.8	400.0
CCM3	340.0	380.0	400.0
CCM4	320.0	400.0	400.0
CCM5	400.0	400.0	359.0

En la Figura 2, Figura 3, Figura 4, Figura 5 y Figura 6 se presenta el comportamiento cinético del voltaje registrado durante las 216 horas de operación de las CCM. Cuando se realizó la alimentación con ARD a las cámaras anódicas de las CCM, se observó que el voltaje tuvo dos comportamientos. Primero, el voltaje se incrementó de manera constante de 10.3 a 358 mV en 24 horas, después siguió un comportamiento oscilatorio en las tres réplicas y además todas mostraron un patrón de salida de voltaje similar. De ahí empezó a entrar a una etapa oscilatoria, comportamiento que se mantuvo durante los tres días finales. Así, el sustrato en la cámara anaerobia se reemplazó, iniciando una nueva réplica.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

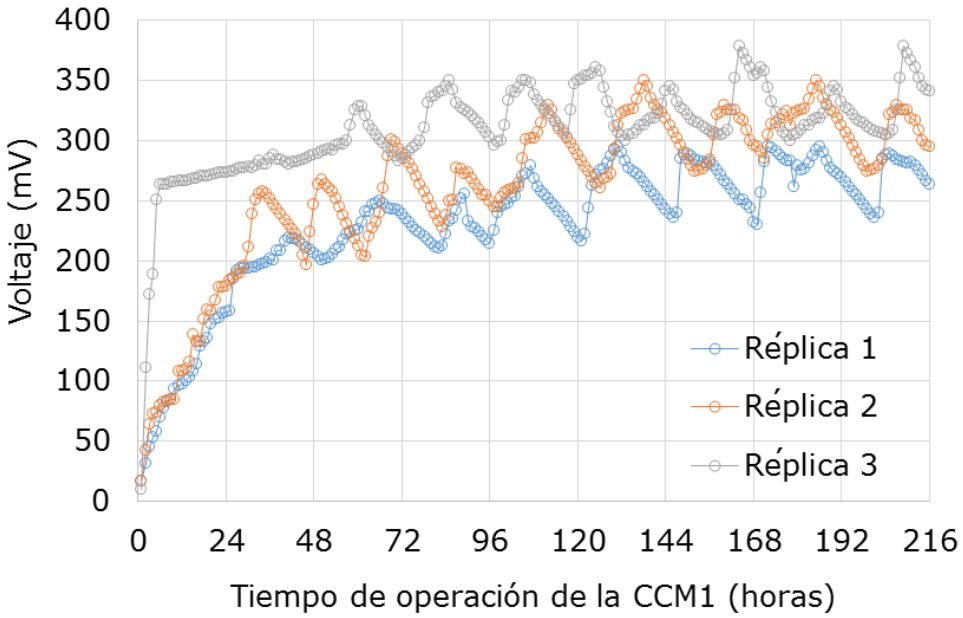


Figura 2. Comportamiento de voltaje registrado en la CCM1.

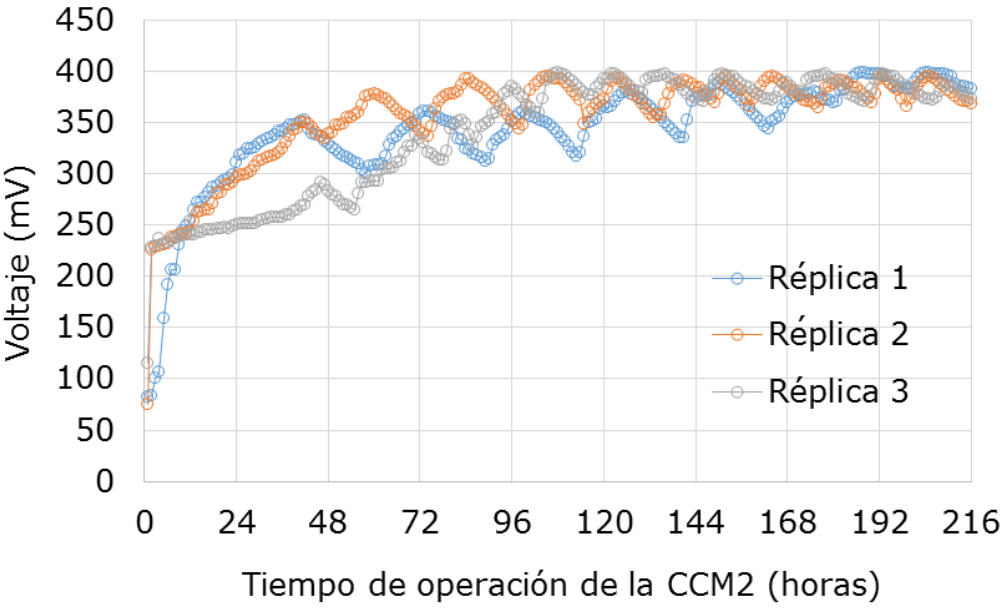


Figura 3. Comportamiento de voltaje registrado en la CCM2.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

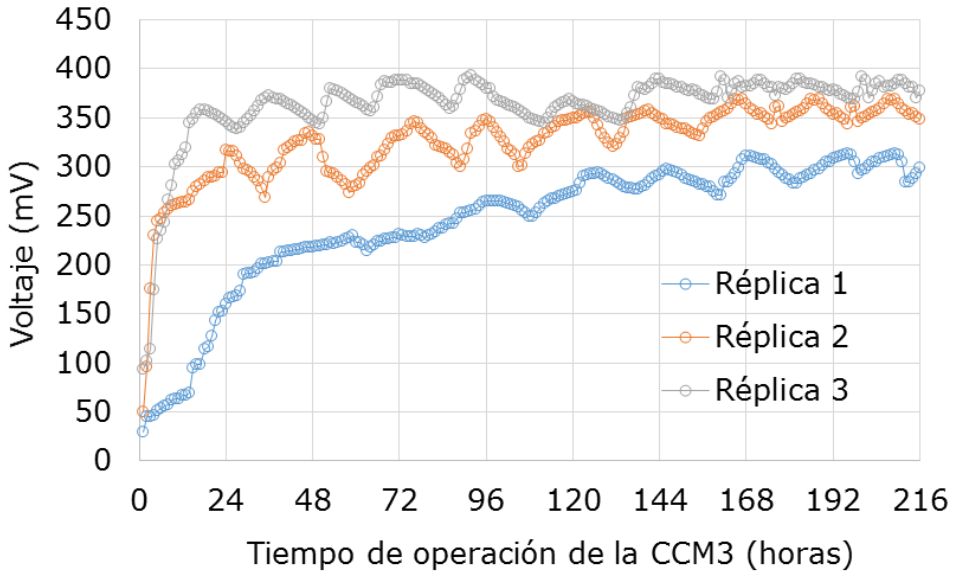


Figura 4. Comportamiento de voltaje registrado en la CCM3.

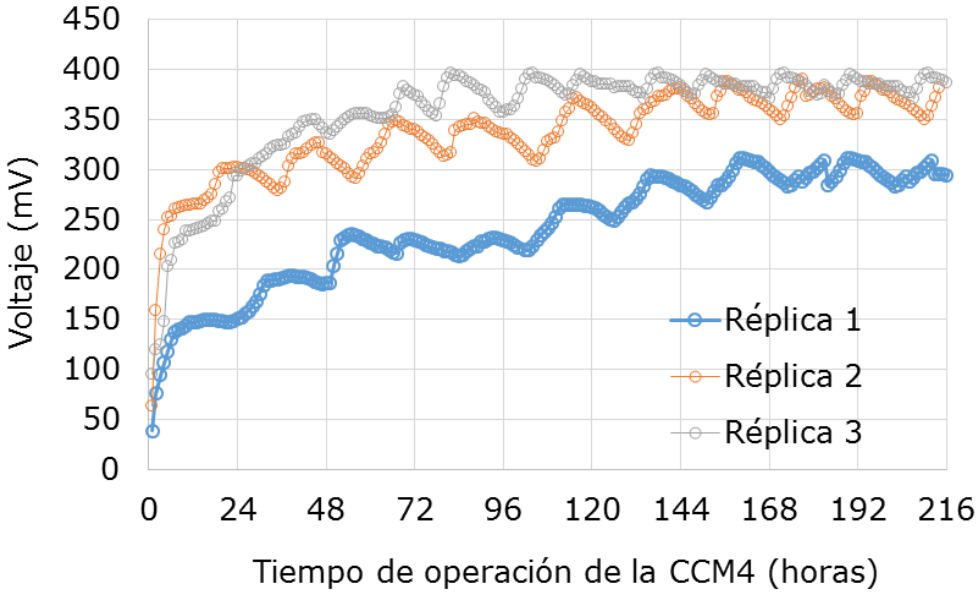


Figura 5. Comportamiento de voltaje registrado en la CCM4.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

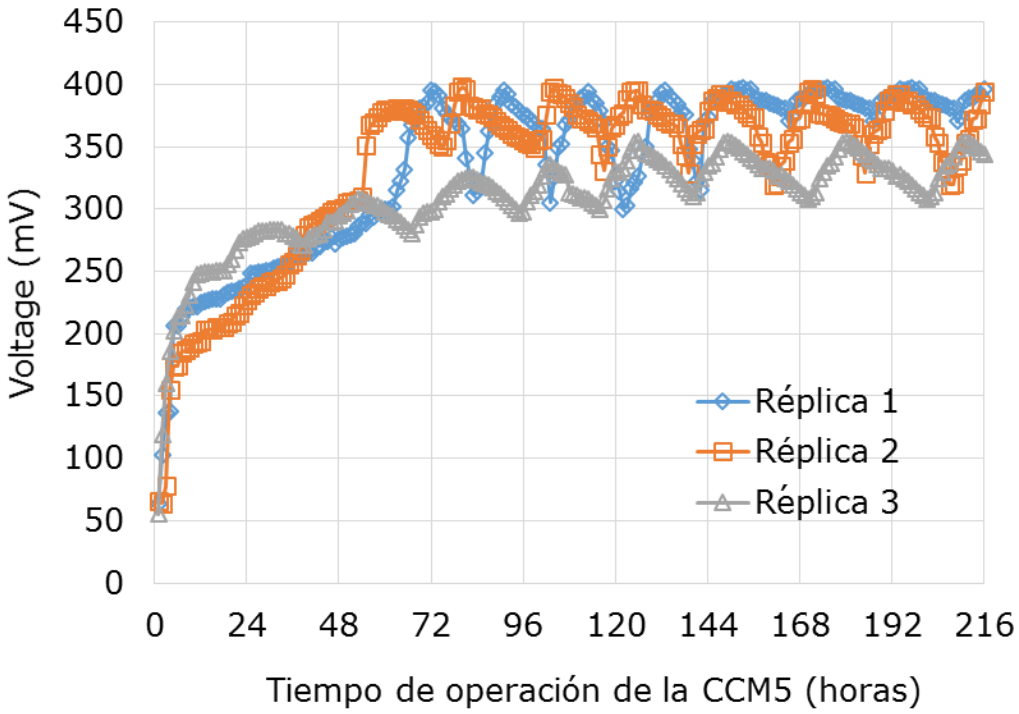


Figura 6. Comportamiento de voltaje registrado de la CCM5.

En la Tabla 4 se muestra que en las tres réplicas, la CCM2 sobresalió frente a las demás CCM. Fue operada con una resistencia externa de 50 Ω, área superficial de electrodo de 151 cm^2 y longitud de 18 cm, generando un voltaje promedio de 380.42 ± 6 mV. Sin embargo, el menor voltaje producido fue para la CCM1, con 298.33 ± 31 mV, que operó a una resistencia externa de 150, área superficial del electrodo de grafito de 151 cm^2 y longitud de 18 cm.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 4. Voltaje promedio de las celdas de combustible microbiano.

Celdas	Resistencia (Ω)	A_{ST}-grafito (cm^2)	R_1	R_2	R_3	Voltaje promedio (mV)
CCM1	150	151	264.58	304.78	325.63	298.33 ± 31
CCM2	50	151	374.68	379.4	387.19	380.42 ± 6.3
CCM3	50	73	293.93	345.85	370.18	336.65 ± 38.9
CCM4	150	73	285.40	366.77	384.44	345.54 ± 52.8
CCM5	100	112	363.41	372.62	330.89	355.64 ±

Análisis estadístico de la generación de bioelectricidad

Mediante el diseño estadístico ANOVA Factorial, se evaluó si las variables independientes resistencia externa (Ω) y área superficial total del electrodo de grafito (A_{ST}-grafito cm^2) presentan un efecto significativo ($p < 0.05$) en la generación de la bioelectricidad (Voltaje mV), con un nivel de confianza al 95%.

En la Tabla 5 se observa que el diseño estadístico aplicado resulta significativo ($p < 0.03413$) para la interacción de la resistencia (Ω) y el

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A_{ST}-grafito (cm^2) en la generación de bioelectricidad expresada en voltaje (mV); en cambio, los efectos principales de resistencia (Ω) (p = 0.09206) y A_{ST}-grafito (cm^2) (p = 0.93204) no representaron significancia alguna. Por otra parte, el R^2 = 0.48 indica que los efectos incluidos en el modelo ajustado (resistencia, A_{ST}-grafito y su interacción) presenta un 48% de ajuste, lo cual implica que el modelo se ajusta de modo relativo a los datos. Esto se debe probablemente a la cantidad de ensayos realizados. Según Pagura, Hernández y Dianda (2015), para un diseño factorial es necesario hacer máximo cuatro réplicas; sin embargo, la finalidad de esta investigación no sólo fue probar en el diseño estadístico sino determinar el efecto de la resistencia y el A_{ST}-grafito en el desempeño eléctrico de las celdas de combustible microbiano, utilizando como sustrato agua residual doméstica.

Tabla 5. Análisis de varianza para la resistencia externa y superficial total del electrodo de grafito (A_{ST}-grafito) sobre el voltaje.

Fuente de variación	SS	df	MS	F	P
Curvatura	569.49	1	569.492	0.49172	0.49915
(1) Resistencia (ohmio)	4 019.78	1	4 019.78	3.47081	0.09206
(2)A_{ST}-grafito (cm^2)	8.86	1	8.85801	0.00765	0.93204
1 y 2	6 207.57	1	6207.57	5.35982	0.03413
Error residual	11 581.63	10	1 158.163		
Total SS	22 387.32	14			
R^2 = 0.48; R^2 ajustado = 0.28					

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De la Figura 7 del diagrama de Pareto, se representan los efectos estandarizados con $p = 0.05$, donde se observa que la interacción de los efectos principales (resistencia y A_{ST}-grafito) son significativos. La longitud de las barras corresponde al valor absoluto del efecto estandarizado. Además, los valores negativos de los efectos conducen a una disminución de la respuesta (bioelectricidad), cuando sus niveles son aumentados.

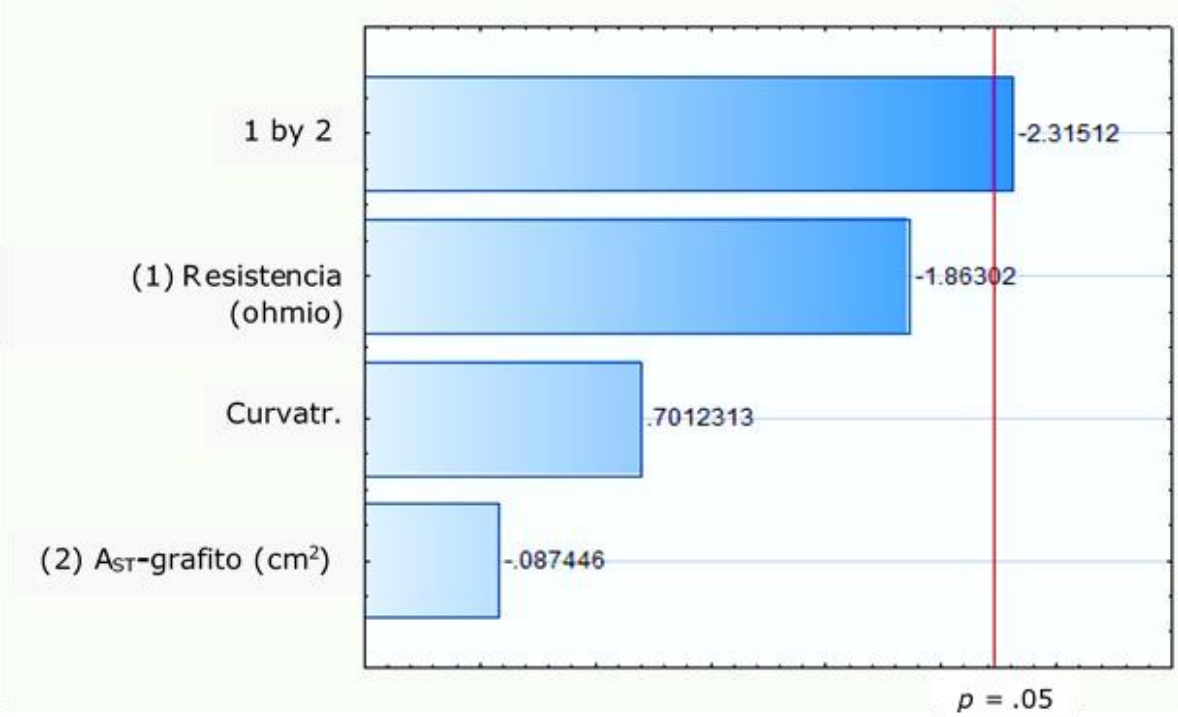


Figura 7. Significancia de los efectos principales Resistencia (Ω) y A_{ST}-Grafito (cm^2) en la generación de bioelectricidad (mV).

En la Figura 8 se muestra la gráfica de superficie de respuesta para la generación de bioelectricidad expresada en voltaje (mV), en función de la resistencia externa (Ω) y el área superficial del electrodo

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(cm^2). Se observa que la mayor generación de bioelectricidad se obtuvo en la interacción de los efectos, a una resistencia de 50 Ω y un área superficial del electrodo de grafito de 151 cm^2. Las condiciones analizadas se ajustan a la Ecuación (2) generada por el diseño estadístico. Utilizando este modelo se puede alcanzar una mayor generación de bioelectricidad promedio > 380 mV.

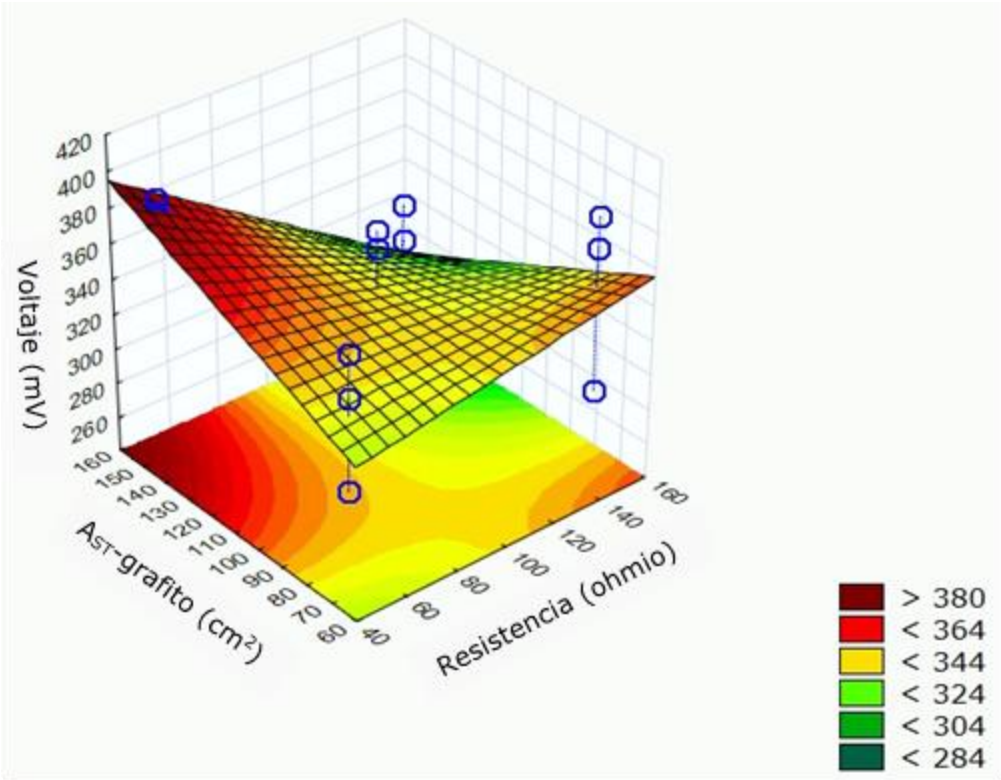


Figura 8. Diagrama de superficie para la generación de bioelectricidad.

$$Voltaje\ (mV) = 250.15 + 0.93R + 1.45G - 0.015RG \qquad (2)$$

Donde:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

R: resistencia externa (Ω).

G: A_{ST}-grafito (cm^2).

Eficiencia de remoción de la materia orgánica

La remoción de la materia orgánica se evaluó para las cinco CCM con diferentes configuraciones. Los resultados obtenidos se presentan a continuación.

De la Tabla 6 resulta la Figura 9, donde se observa que la CCM2 obtuvo mayor eficiencia de remoción de materia orgánica, con un 82.3% ± 9.2 con respecto a las demás celdas. Asimismo, las CCM3 y CCM4 lograron remover un 81.4 ± 5.5 y 81 ± 10.1%, respectivamente, sin apreciarse una disminución significativa entre una celda y la otra; estas dos celdas trabajaron con diferentes resistencias externas de 50 y 150 Ω, respectivamente, pero con un A_{ST}-grafito de 73 cm^2 ambos iguales. De igual manera, la CCM1, con una resistencia externa de 150 Ω y A_{ST}-grafito de 151 cm^2, obtuvo un 79.4% ± 7.8 de eficiencia de remoción, asemejándose en 2% a la eficiencia de las CCM3 y CCM4. En cambio, la CCM5, con una configuración de 100 Ω de resistencia externa y 112 cm^2 de A_{ST}-grafito, mostró una ligera caída en la remoción, alcanzando un 75.5%, pero aun así logró remover más de 70% de la materia orgánica.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 6. Remoción promedio en función de la DQO a diferentes configuraciones de CCM.

Configuración de las celdas de combustible microbiano			Concentración de DQO (mgO_2/l)		Eficiencia de remoción (%)
Celdas	**Resistencia (Ω)**	**A_{ST}-grafito (cm^2)**	**Afluente**	**Efluente**	
CCM1	150	151	1 490	307.7	79.4 ± 7.8
CCM2	50	151		264.3	82.3 ± 9.2
CCM3	50	73		283.0	81.4 ± 5.5
CCM4	150	73		276.7	81.0 ± 10.1
CCM5	100	112		360.3	75.5 ± 6.6

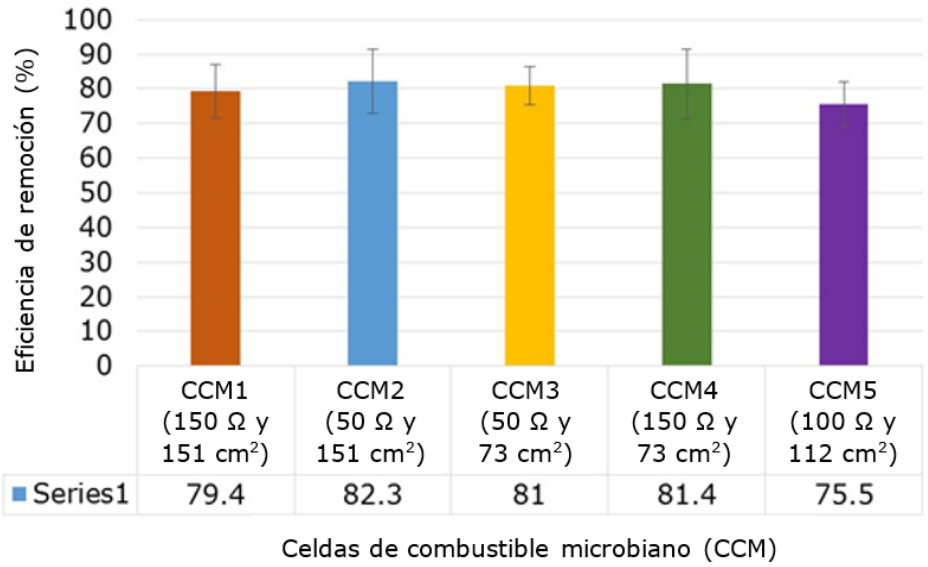


Figura 9. Eficiencia de remoción en función de la DQO en las distintas configuraciones de CCM.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Análisis estadístico del parámetro de DQO

En la Tabla 7 se observa que el *P*-valor de Shapiro-Wilk para el afluente es de 0.197, siendo mayor que el *P*-valor (0.05). Asimismo, el *P*-valor de Shapiro-Wilk para los efluentes de las cinco CCM fue mayor que el *P*-valor (0.05). Además, en el gráfico de Normal *P*-Plot (Figura 10), se observa que los puntos experimentales están cerca de la línea roja, lo cual indica que los datos del parámetro DQO siguen una distribución normal.

Tabla 7. Normalidad para la variable dependiente DQO.

Variable dependiente (mgO_2/l)	***P*-valor (afluente)**	***P*cal-valor (efluente)**		**Nivel de significancia > (α) 0.05**
DQO	0.197	CCM_1	0.491	> 0.05
		CCM_2	0.593	> 0.05
		CCM_3	0.130	> 0.05
		CCM_4	0.787	> 0.05
		CCM_5	0.340	> 0.05

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

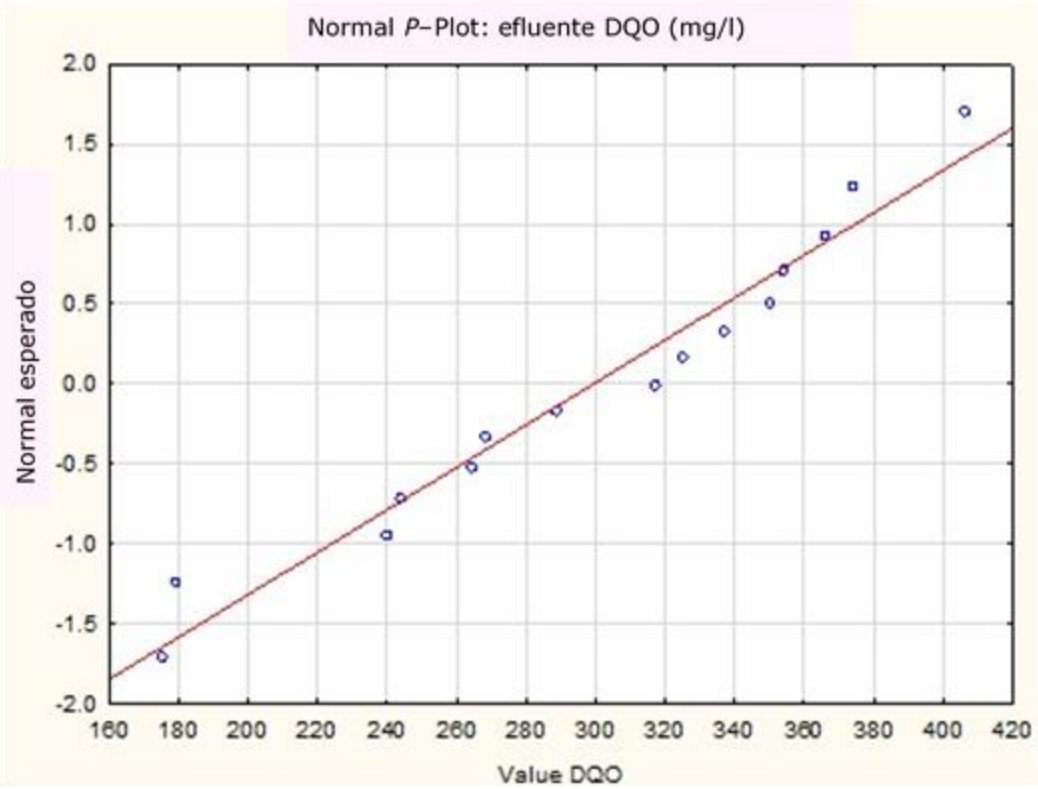


Figura 10. Gráfico de normal *P*-Plot, para determinar la normalidad de datos del parámetro DQO a) afluente y b) efluente.

Después de haber determinado que los datos de la DQO tienen una distribución normal, se analizaron la diferencia de medias y *T-student* para muestras relacionadas.

Los resultados de la Tabla 8 muestran que la DQO antes de pasar por el sistema de tratamiento obtuvo un promedio de 1 490 mgO_2/l y una variabilidad de 316. Sin embargo, después de que el agua residual doméstica (ARD) pasó por el proceso de tratamiento en las cinco celdas de combustible microbiano (CCM) presentó resultados favorables, con

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

un promedio de 307.7 mgO_2/l para CCM_1; 264.3 mgO_2/l para CCM_2; 283.0 mgO_2/l para CCM_3; 276.7 mgO_2/l para CCM_4, y 364.3 mgO_2/l para CCM_5, mostrando así que el sistema de CCM tuvo una eficiencia de remoción > 70% de DQO en promedio, demostrando su efectividad en el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Tabla 8. Análisis de comparación de medias del parámetro DQO.

Variable (mgO_2/l)	**Media afluente**	***N***	**DE**	**Em**	**Media efluente**		**N**	**Desv.**	**Em**
DQO	1 490	3	316	182.5	CCM1	307.7	3	57	32.9
					CCM2	264.3	3	99.8	57.6
					CCM3	283	3	29.51	17
					CCM4	276.6	3	96.1	55.5
					CCM5	364.3	3	36.7	21.2

La prueba estadística de estudio demuestra que existe suficiente evidencia para señalar que el promedio entre los resultados de la DQO antes de ingresar al sistema de tratamiento mediante las CCM se distingue notablemente con el promedio alcanzado después del tratamiento; además, el valor de prueba ($p < 0.05$) indica que las diferencias de los promedios son significativas, debido a que "sig.", que vendría ser el *P*-calculado, es menor (0.032 CCM1, 0.028 CCM2, 0.025 CCM3, 0.036 CCM4 y 0.030 CCM5PC) que 0.05, resultado que permite rechazar la hipótesis nula, al demostrar que la materia orgánica en

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

función de la DQO se removió gracias al sistema de tratamiento mediante las celdas de combustible microbiano (Ver Tabla 9).

Tabla 9. Prueba de *T-Student* de muestras relacionadas con el parámetro DQO.

		Diferencias relacionadas					*t*	gl	*P*-valor
Afluente	**Efluente**	**Media**	**DE**	**Error media**	**95% intervalo de confianza**				
					Inferior	**Superior**			
Afluente	CCM1	1 182.3	372.5	215.1	257.0	2107.7	5.5	2	0.032
Afluente	CCM2	1 225.6	359.8	207.7	331.9	2119.3	6.9	2	0.028
Afluente	CCM3	1 207.0	335.7	193.8	373.1	2040,9	6.2	2	0.025
Afluente	CCM4	1 213.3	409.6	235.9	198.2	2228,4	5.1	2	0.036
Afluente	CCM5	1 125.7	343.4	198.3	272.6	1978,7	6.7	2	0.030

Por otro lado, en la Figura 11 se presentan las gráficas de *box-plot*, donde se muestra claramente la diferencia de concentración de DQO del afluente y la disminución de la concentración de DQO luego del tratamiento reflejado en los datos del efluente.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

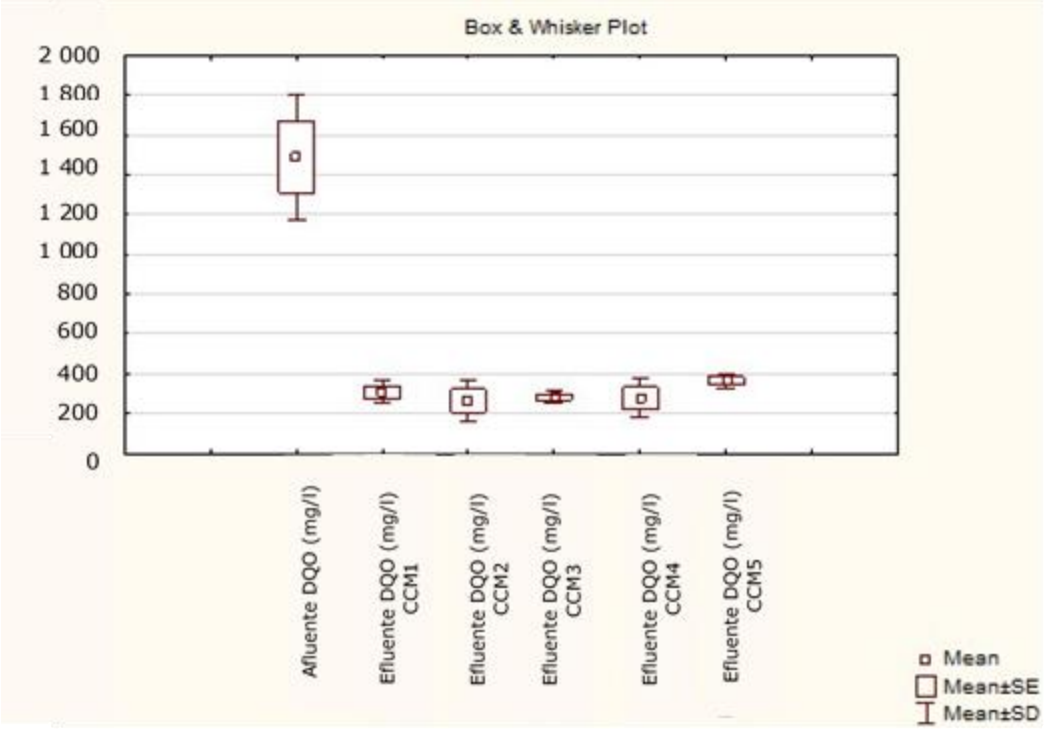


Figura 11. Diagrama de bloques, para el parámetro de la DQO.

Discusión

El voltaje inicial inmediato registrado se debió a la oxidación de la materia orgánica biodegradable realizada por los microrganismos formados en la biopelícula del electrodo. Así como también a la diferencia de potencial entre los electrodos basada en factores químicos y biológicos (Min, Cheng, & Logan, 2005). A partir de entonces, el

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

voltaje empezó a incrementar debido a la actividad biológica, llegando a registrar voltajes máximos (ver Tabla 3). Además, para las cinco configuración de las CCM se comprobó, como se esperaba, que con una resistencia menor, área superficial mayor y longitud del electrodo mayor, se registra una mayor generación de energía. Esto se debe a que con bajas resistencias, los electrones se mueven con más facilidad a través del circuito (Jang *et al*., 2004) y que con un área superficial mayor existe mayor contacto de los microorganismos electrogénicos con la materia orgánica presente en el sustrato para degradarlo y de esta manera donar sus electrones al ánodo, incrementando la generación de bioelectricidad, tal como lo menciona Antonili (2015). Sin embargo, la CCM5 demostró también que con una configuración equilibrada entre la resistencia, área superficial y longitud del electrodo mantiene una generación de energía casi similar a la CCM2, diferenciada sólo en 24 mV entre una y otra. Por otro lado, la CCM1 presentó un voltaje menor que las demás, a pesar de haber operado con un mayor A_{ST}-grafito de 151 cm^2, esto se debe a la influencia que tiene la resistencia externa, ya que esta celda trabajó con una resistencia mayor (150 Ω), que actúa como una barrera que inhibe el flujo de electrones desde el ánodo hasta el cátodo.

Analizando la Figura 7 y los valores de la Tabla 5, puede establecerse que la interacción del efecto de la resistencia (Ω) y el A_{ST}-grafito (cm^2) fue significativo. Ello implica que los efectos escogidos son determinantes para la generación de bioelectricidad; no obstante, los valores obtenidos en la interacción son negativos, lo que entraña que la disminución en las unidades conduce a un aumento de la bioelectricidad. Asimismo, el valor negativo para el efecto principal (resistencia externa

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ω) significa que a menor resistencia externa existe un incremento de la bioelectricidad. Sin embargo, el efecto del A_{ST}-grafito (cm^2) no presentó un valor significativo, esto se debe a las características físicas del material, ya que autores como Liu, Ramnarayanan y Logan (2004) mencionan que un electrodo de barra de grafito presenta una superficie lisa, lo cual limitaría el crecimiento de la biopelícula y la adhesión de microorganismo electrogénicos por completo en la superficie de grafito, ya que cada vez que se alimenta las CCM, la biopelícula formada sobre electrodo tiende a lavarse y tardar un tiempo en volver a formarse la biopelícula de microorganismo; al no ser éste rugoso o poroso, a pesar de ser un buen conductor de electrones, por su baja porosidad afectaría la generación de bioelectricidad.

Por otro lado, en la Figura 8 de la gráfica de superficie de respuesta muestra que la mayor generación de bioelectricidad se generó en la interacción de los valores de resistencia externa < 50 Ω y A_{ST}-grafito > 151 cm^2. Esto se puede corroborar con los resultados obtenidos en la Tabla 4 y el comportamiento de la generación de energía durante la operación de las CCM (Figura 2, Figura 3, Figura 4, Figura 5 y Figura 6). Según Alzate *et al*. (2008), esto se debe a que con bajas resistencias los electrones se mueven con más facilidad a través del circuito; además, a mayor oxidación del combustible (agua residual doméstica) por los microorganismos, se esperan altos índices de oxidación de los transportadores de electrones en el cultivo. Por lo tanto, una CCM puede comenzar a operar a bajas resistencias para remover contaminantes de altos índices orgánicos (Jang *et al*., 2004). El mayor voltaje obtenido que se registró en la CCM2 se debe a que en dicho sistema siguió una cinética de saturación; es decir, la utilización

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

del sustrato (agua residual doméstica) en un sistema biológico en función de la concentración y la velocidad de transporte electrones (Liu & Logan, 2004). Además, utilizando el modelo matemático de la Ecuación (1), se puede alcanzar una generación de bioelectricidad > 380.42 ± 6.3 mV bajo las condiciones analizadas, resistencia externa 50 Ω y A_{ST}-grafito de 151 cm^2.

De los valores de la Tabla 6 y Figura 9 se muestra que la remoción de la materia orgánica que presentaron las CCM se debe a la presencia de consorcios de microrganismos, especialmente los biolectrogénicos presentes en el agua residual y en la biopelícula del electrodo (ánodo), quienes descomponen la materia orgánica y a la vez donan electrones al electrodo de grafito (ánodo), generando de esta forma bioelectricidad (Du Li, & Gu, 2007). Con respecto a las resistencias externas utilizadas, se observa que la remoción promedio de la materia orgánica expresada en DQO fue de 82, 80 y 76%, con 50, 150 y 100 Ω, respectivamente. Los resultados muestran que operar con resistencias externas más bajas conlleva una mayor remoción de materia orgánica. Tales resultados son semejantes a investigaciones realizadas por Jang *et al*. (2004) y Alzate *et al*. (2008), quienes obtuvieron una eficiencia de remoción de la materia orgánica expresada en DQO de 65 y 82%, con 100 y 600 Ω, respectivamente. Asimismo, Gonzales-del-Campo, Cañizares, Lobato, Rodrigo y Morales (2014) mencionan que al incrementar la resistencia externa, el potencial eléctrico tiende a disminuir, al igual que la remoción de materia orgánica.

Finalmente, las CCM operadas en esta investigación fueron capaces de llevar a cabo la biodegradación de la materia orgánica en función de la DQO, donde se obtuvieron porcentajes de remoción

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mayores al 70% de eficiencia. Destacan las CCM2 y CCM3 con mayor eficiencia de remoción frente a las demás celdas. De igual forma, la variación de las configuraciones (resistencia y área superficial del electrodo de grafito) de las CCM permitió ver que tienen influencia sobre la remoción de materia orgánica.

Conclusiones

De acuerdo con los ensayos de laboratorio, se evaluó la biodegradación de la materia orgánica en términos de eficiencia de remoción a partir del agua residual doméstica, utilizando las celdas de combustible microbiano; se obtuvo una eficiencia de remoción de la materia orgánica mayor al 70% (DQO) y, en forma simultánea, generación de bioelectricidad.

El análisis de la biodegradación de la materia orgánica en función de la demanda química de oxígeno (DQO), considerando que los niveles promedio de concentración del agua residual doméstica fueron altos (1 490 mg/l), determinó que las CCM1, CCM2, CCM3, CCM4 y CCM5 presentaran eficiencias de remoción promedio de 79.4, 82.3, 81, 81.4 y 75.5%, respectivamente, siendo la CCM2 la que tuvo mayor porcentaje de remoción de materia orgánica en comparación con las demás celdas, que presentan valores cercanos.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 01-38. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-01

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por otro lado, mediante la simulación y predicción por superficie de respuesta con un diseño factorial 2^2 y punto central al 95% de nivel de confianza, se determinó que al operar con resistencia externa de 50 Ω (menor) y el área superficial del electrodo de 151 cm^2 (mayor), se generó una mayor producción de bioelectricidad. Además, mediante el diagrama de Pareto, se determinó que el efecto principal de mayor significancia fue la interacción de la resistencia externa y A_{ST}-grafito, determinándose que la mayor generación de bioelectricidad fue en la CCM2, que trabajó con una resistencia externa de 50 Ω y A_{ST}-grafito de 151 cm^2.

Referencias

Alzate, G. L., Fuentes, A. C., Alvarez, G. A., & Sebastian, P. (2008). Generación de electricidad a partir de una celda de combustible microbiana tipo pem. *Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe*, 33(7), 503-509.

Alzate, G. L., Sebastian, P., & Pérez, H. A. (2007). Comparison of two anaerobic systems for hydrogen production from the organic fraction of municipal solid waste and synthetic wastewater. *International Journal of Hydrogen Energy*, 32, 3141-3146.

Antonili, E. (2015). Composite materials for polymer electrolyte membrane microbial fuel cells. *Biosensors and Bioelectronics*, 54-70, DOI: 10.1016/j.bios.2015.02.013

Bernal, D., Cardona, D., Galvis, A., & Peña, M. (2003). Guía de selección de tecnología para el tratamiento de aguas residuales domésticas por métodos naturales. *Seminario Internacional sobre Métodos*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Naturales para el Tratamiento de Aguas Residuales. Instituto de Cinara, Universidad del Valle. A. A 25157, Cali, Colombia.

Buitrón, G., & Pérez, J. (2011). Producción de electricidad en celdas de combustible microbianas utilizando agua residual: efecto distancia entre electrodos. *Revista Especializada en Ciencias Químico Biológicas*, 14(1), 5-11.

Chaudhuri, S. K., & Lovley, D. (2003). Electricity generation by direct oxidation of glucose in mediator less microbial fuel cells. *Nature Biotechnology*, 21(10), 1- 4. Recuperado de https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12960964

Du, Z., Li, H., & Gu, T. (2007). A state of the art review on microbial fuel cells: A promising technology for wastewater treatment and bioenergy. *Biotechnology Advances*, 25, 464-482.

Fan, Y., Hu, H., & Liu, H. (2007). Enhanced coulombic efficiency and power density of air-cathode microbial fuel cells with an improved cell configuration. *Journal of Power Sources*, 171, 348-354.

Gonzales-del-Campo, A., Cañizares, P., Lobato, J., Rodrigo, M., & Morales, J. F. (2014). Effects of external resistance on microbial fuel cell's performance. *The Handbook of environmental Chemistry*, 34, 175-197.

He, Z., & Angenent, L. (2006). Application of bacterial biocathodes in microbial fuel cells. *Electroanalysis*, 18, 2009-2015.

INEI, Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2018). *Perú, Anuario de Estadísticas Ambientales*. Recuperado de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1637/libro.pdf

Jang, J., Pham, T., Chang, I., Khan, K., Moon, H., Cho, K., & Kim, B. (2004). Construction and operation of a novel mediator —and membrane— less microbial fuel cell. *Process Biochemistry*, 39, 1007-1012.

Kumar, S., & Babu, G. K. (2012). A study on the electricity generation from the cow dung using microbial fuel cell. *Journal of Biochemical Technology*, 3(4), 442- 447. Recuperado de http://www.jbiochemtech.com/index.php/jbt/article/view/281/2

Liu, H., & Logan, B. (2004). Electricity generation using an aircathode single chamber microbial fuel cell in the presence and absence of a proton exchange membrane. *Environmental Science Technology*, 38(14), 4040-4046

Liu, H., Ramnarayanan, R., & Logan, B. (2004). Production of electricity during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell. *Environmental Science & Technology*, 38(7), 2281-2285. DOI: doi.org/10.1021/es034923g

Logan, B. (2004). Extracting hydrogen and electricity from renewable resources. *Environmental Science & Technology*, 38(9), 160A-167A.

Logan, B. (2009). Exoelectrogenic bacteria that power microbial fuel cells. *Nature Reviews Microbiology*, 7(5), 375-381. DOI: doi.org/10.1038/nrmicro2113

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Logan, B., & Rabaey, K. (2012). Conversion of wastes into bioelectricity and chemicals by using microbial electrochemical technologies. *Science*, 337(6095):686-690. DOI: doi.org/10.1126/science.1217412

Logan, B., & Regan, J. (2006). Electricity-producing bacterial communities in microbial fuel cells. *TRENDS in Biotechnology*, 14(12), 512-518.

Min, B., Cheng, S., & Logan, B. (2005). Electricity generation using membrane andsalt bridge microbial fuel cells. *Elsevier*, 1-12. Recuperado de https://www.engr.psu.edu/ce/enve/logan/publications/2005-Min-etal-WatRes.pdf

Montgomery, D. (2004). *Diseño y análisis de experimentos*. México, DF, México: Limusa Wiley.

Naranjo, A. F. (2011). Alternativas ecológicas para el manejo de aguas residuales. *Éxito Empresarial*, (152), 1-3.

OEFA, Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental. (2014). *Fiscalización ambiental en aguas residuales*. Lima, Perú: Cyclus Print Matt. Recuperado de https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=7827&fbclid=IwAR0wN8_5hICR-84WZC-jjZUbFfd5z6t0wGvUan4GBCSn2p3vDy3c8wyhRLg

Pagura, J. A., Hernandez, L. N., & Dianda, D. F. (2015). *Diseño de experimentos-diseños factoriales 2K*. Recuperado de https://docplayer.es/51978798-Diseno-de-experimentos-disenos-factoriales-2-k-disenos-2-k.html

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rabaey, K., & Verstraete, W. (2005). Microbial fuel cells: Novel biotechnology for energy generation. *Trends in Biotechnology*, 23(6), 292-298. DOI: doi.org/10.1016/j.tibtech.2005.04.008

Rodrigues, M., & Iemma, A. (2015). *Experimental design and process optimization*. Boca Raton, USA: CRC Press. DOI:doi.org/10.1201/b17848

Shapiro, M., & Wilk, B. (Dec., 1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591-611. DOI: doi.org/10.2307/2333709.

You, S., Zhao, Q., Jiang, J., Zhang, J., & Zhao, S. (2006). Sustainable approach for leachate treatment: Electricity generation in microbial fuel cell. *Journal of Environmental Sciences*, 41(12), 2721-2734. DOI: doi.org/10.1080/10934520600966284

Zhou, M., Wang, H., Hassett, D., & Gu, T. (2013). Recent advances in microbial fuel cells (MFCs) and microbial electrolysis cells (MECs) for wastewater treatment, bioenergy and bioproducts. *Chemical Technoly and Biotechnoly*, 88(4), 508-518. DOI: doi.org/10.1002/jctb.4004

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

Artículos

Desarrollo del coeficiente de cultivo para cártamo forrajero basado en índices de vegetación

Development of crop coefficient for forage safflower based on vegetation indices

Arturo Reyes-González[1], ORCID: http//:orcid.org/0000-0002-6983-0905

David G. Reta-Sánchez[2], ORCID: http//:orcid.org/0000-0002-4202-9106

Juan I. Sánchez-Duarte[3], ORCID: http//:orcid.org/0000-0002-9778-5558

Víctor M. Rodríguez-Moreno[4], ORCID: http//:orcid.org/ ORCID 0000-0003-0238-5381

Enrique Hernández-Leal[5], ORCID: http//:orcid.org/0000-0002-0760-227X

Iván Franco-Gaytán[6], ORCID: http//:orcid.org/0000-0003-2686-6972

[1]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental La Laguna, Matamoros, Coahuila, México, reyes.arturo@inifap.gob.mx

[2]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Delicias, Delicias, Chihuahua, México, reta.david@inifap.gob.mx

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[3]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental La Laguna, Matamoros, Coahuila, México, sanchez.juan@inifap.gob.mx

[4]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Pabellón, Aguascalientes, México, rodriguez.victor@inifap.gob.mx

[5]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental La Laguna, Matamoros, Coahuila, México, hernandez.enrique@inifap.gob.mx

[6]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental La Laguna, Matamoros, Coahuila, México, franco.ivan@inifap.gob.mx

Autor para correspondencia: Arturo Reyes-González, reyes.arturo@inifap.gob.mx

Resumen

El coeficiente de cultivo (*Kc*) es esencial para la programación del riego en la agricultura. Los objetivos de este estudio fueron monitorear la altura e índice de vegetación NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada, NDVI por sus siglas en inglés) del cártamo durante dos ciclos de cultivo, desarrollar un nuevo *Kc* con base en el NDVI y calcular la evapotranspiración de cultivo (*ETc*), tomando en cuenta los valores de *Kc*. El estudio se realizó en los ciclos otoño-invierno 2016-2017 y 2017-2018 en Matamoros, Coahuila, México. Se evaluaron los cultivares Guayalejo,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Selkino y CD-868. La siembra se realizó en un suelo seco el 10 y 12 de diciembre de 2016 y 2017, respectivamente. En el ciclo 2016-2017 se aplicaron tres riegos de auxilio y en el ciclo 2017-2018 dos. El $NDVI_{campo}$ se obtuvo con el equipo GreenSeeker y el $NDVI_{satelital}$ de imágenes Landsat 7 y 8. Se estableció una relación entre el $NDVI_{campo}$ y el *Kc* tomado del manual 56 de la FAO. Los resultados indicaron curvas similares de $NDVI_{campo}$ en ambos ciclos. Altos coeficientes de determinación (r^2 = 0.93 y 0.89) se obtuvieron entre el $NDVI_{campo}$ y el *Kc* de FAO-56. Se generó una ecuación lineal (*Kc* = 1.064 * NDVI + 0.212) para ambos ciclos. Los nuevos valores de *Kc* se multiplicaron por la evapotranspiración de referencia (*ETo*) para calcular *ETc*. Con esta ecuación se propone un modelo de cálculo para derivar recomendaciones de lámina de riego acordes con la etapa fenológica del cártamo.

Palabras clave: GreenSeeker, evapotranspiración, calendario de riego.

Abstract

The crop coefficient (*Kc*) is essential to irrigation scheduling in agriculture. The objectives of this study were to monitor height and vegetation index NDVI in safflower during two growing seasons, develop a new crop coefficient (*Kc*) based on NDVI and calculate crop evapotranspiration (*ETc*) taking *Kc* values. The study was carried out in autumn-winter 2016-2017 and 2017-2018 growing seasons in Matamoros, Coahuila, Mexico. The cultivars evaluated were Guayalejo, Selkino and CD-868. Sowing was done in dry soil on December 10 and 12, of 2016 and 2017, respectively. In growing season 2016-2017 three irrigations were applied and 2017-2018 two. $NDVI_{field}$ values were derived from GreenSeeker and $NDVI_{satellite}$

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

were derived from Landsat 7 and 8 images. A relationship between $NDVI_{field}$ and *Kc* taken from FAO-56 Manual was established. The results indicated similar NDVI curves in both growing seasons. High determination coefficients (r^2 = 0.93 and 0.89) were recorded between $NDVI_{field}$ and *Kc* FAO-56. A linear equation (*Kc* = 1.064 * NDVI + 0.212) for both growing seasons was generated. The new *Kc* values were multiplied by the reference evapotranspiration (*ETo*) to calculate *ETc*. Whit this equation a calculation model is proposed to derive recommendation irrigation according to safflower phenological stage.

Keywords: GreenSeeker, evapotranspiration, irrigation scheduling.

Recibido: 07/11/2019

Aceptado: 27/02/2020

Introducción

Según la Comisión Nacional del Agua (Conagua), el uso consuntivo del recurso hídrico por el sector agrícola es de 76% (Conagua, 2018). El sistema de producción agrícola es el usuario principal del agua, pero no necesariamente la utiliza de manera eficiente (Reyes-González,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kjaersgaard, Trooien, Hay, & Ahiablame, 2018). Los productores aplican más agua de riego de la que requiere el cultivo. Ante la perspectiva de mejorar el aprovechamiento del agua de riego y eficientar su uso, es esencial implementar medidas que estimen con mayor eficiencia la demanda hídrica de los cultivos.

El requerimiento hídrico de los cultivos es equivalente al valor de la evapotranspiración real del cultivo (*ETc*). Para su cálculo deben incluirse datos de las condiciones meteorológicas, de la capacidad de retención de humedad del suelo y de la etapa fenológica del cultivo. Un método útil para estimar la *ETc* es multiplicar la evapotranspiración de referencia (*ETo*) por un coeficiente de cultivo (*Kc*) (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 1998). La *ETo* se estima con base en datos meteorológicos de temperatura del aire, velocidad del viento, radiación solar y humedad relativa. Dada la naturaleza cambiante de los factores que intervienen en su cálculo, el *Kc* puede ser tomado como referencia en la literatura (Doorenbos & Pruitt, 1977; Allen *et al*., 1998) o bien, calculado directamente en el terreno a través de sensores; estas observaciones se asociarían de forma directa con la etapa fenológica del cultivo.

Factores bióticos y abióticos que afectan el crecimiento y desarrollo del cultivo, como estrés hídrico, deficiencia-exceso de nutrientes, daño por plagas y enfermedades, entre otros, afectan el valor de *Kc* y lo desvían del valor de referencia publicado. Un número importante de autores sugieren que es mejor utilizar valores de *Kc* provenientes de índices de vegetación, en lugar de *Kc* de tablas, ya que éste representa la situación actual del cultivo (Bausch, 1993; Gontia & Tiwari, 2010; Lei & Yang, 2014; Adamala, Rajwade, & Reddy, 2016), y su uso como referencia puede

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mejorar la programación y empleo eficiente del agua (Kar, Kumar, & Martha, 2007).

El índice de vegetación de diferencia normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*-NDVI; Rouse, Haas, Schell, & Deering, 1974) se ha utilizado para el monitoreo de la vegetación, estimación de rendimiento de cultivos y detección de estrés (Kamble, Kilic, & Hubbard, 2013). En diversos trabajos de investigación se ha demostrado que los índices de vegetación (estimados con satélite o a través de dispositivos en campo) son empleados como base confiable para pronosticar con precisión los *Kc* de diferentes cultivos (Bausch & Neale, 1987; Jayanthi, Neale, & Wright, 2007; Irmak *et al*., 2011; Reyes-González *et al*., 2019). Se han incluido cultivos como alfalfa (Wright, 1982); trigo (Garatuza-Payán, Tamayo, Watts, & Rodríguez, 2003); frijol (Laike, Tilahum, K., & Hordofa, 2006); caña de azúcar (González-Dugo & Mateos, 2008); cebolla (Trout, 2008); sorgo (Sing & Irmak, 2009); uva (Campos, Neale, Calera, Balbontín, & Gonzalez-Piqueiras, 2010), y maíz (Reyes-González *et al*., 2019). Sin embargo, la relación entre el $NDVI_{campo}$ proveniente del GreenSeeker con el *Kc* tomado del manual de la FAO-56 (Allen *et al*., 1998) en cártamo forrajero no se ha explorado.

El cártamo es una planta que crece cada año con un tallo principal, ramas primarias que pueden producir ramas secundarias y terciarias. Cada rama termina con una cabeza de flor (capítulo) provista de espinas (Dobrin & Marin, 2015). La altura de planta, número de ramas y presencia de espinas en las hojas depende de la variedad y del medio ambiente (Dajue & Mundel, 1996). El cártamo es tolerante a altas temperaturas, salinidad y sequía (Dwiedi, Upadhyaya, & Hegde, 2005; Tayebi, Afshari,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Farahvash, Sinki, & Nezarat, 2012). Estas propiedades son importantes en el desarrollo de la planta y su rendimiento (Saruhan, Saglam, Demiralay, & Kadioğlu, 2012; Tayebi *et al*., 2012).

Investigaciones realizadas en Irán, Turquía, India, Rumania, Italia y Brasil, entre otros, se han enfocado en conocer las necesidades de diferentes niveles de nitrógeno (Arslan & Bayraktar, 2015; Bonfim-Silva Paludo, Sousa, de Freitas Sousa, & Da Silva, 2015); densidad de plantación (Mohammadi, Ghassemi-Golezani, Zehtab-Salmasi, & Nasrollahzaade, 2013; Vaghar, Shamsi, Kobraee, & Behrooz, 2014); niveles de riego (Istanbulluoglu, 2009; Jalali, Salehi, & Bahrani, 2011), y eficiencia en el uso del agua en cártamo (Kar *et al*., 2007; Lovelli, Perniola, Ferrara, & Di Tommaso, 2007). Sin embargo, en México existe poca o nula información que haya documentado obtener un *Kc* en cártamo forrajero para mejorar la programación del riego. Debido a lo anterior, los objetivos de la investigación fueron monitorear la altura y el índice de vegetación NDVI del cártamo durante dos ciclos de cultivo, desarrollar un nuevo *Kc* con base en el índice de vegetación para cártamo forrajero en la Comarca Lagunera, México, y calcular la *ETc* tomando en cuenta los nuevos valores de *Kc*.

Materiales y métodos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo durante los ciclos de otoño-invierno 2016-2017 y 2017-2018 en el establo E. y C. Asociados, en el Ejido Purísima, municipio de Matamoros, Coahuila, México (Figura 1). La preparación del terreno consistió en barbecho, rastreo y nivelación con láser. Se evaluaron tres cultivares de cártamo: uno con espinas (Guayalejo) y dos sin espinas (Selkino y CD-868). La fertilización se realizó sobre el terreno barbechado, utilizando una dosis de 150-50-00 unidades de N, P_2O_5 y K_2O, respectivamente. Como fuente de N se usó un fertilizante nitrogenado con inhibidor de la nitrificación (3.4-Dimetilpirazol fosfato) y como fuente de P_2O_5 se empleó fosfato monoamónico. Los fertilizantes se incorporaron con un paso de rastra, para después nivelar el terreno. La parcela experimental fue de dos hectáreas.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

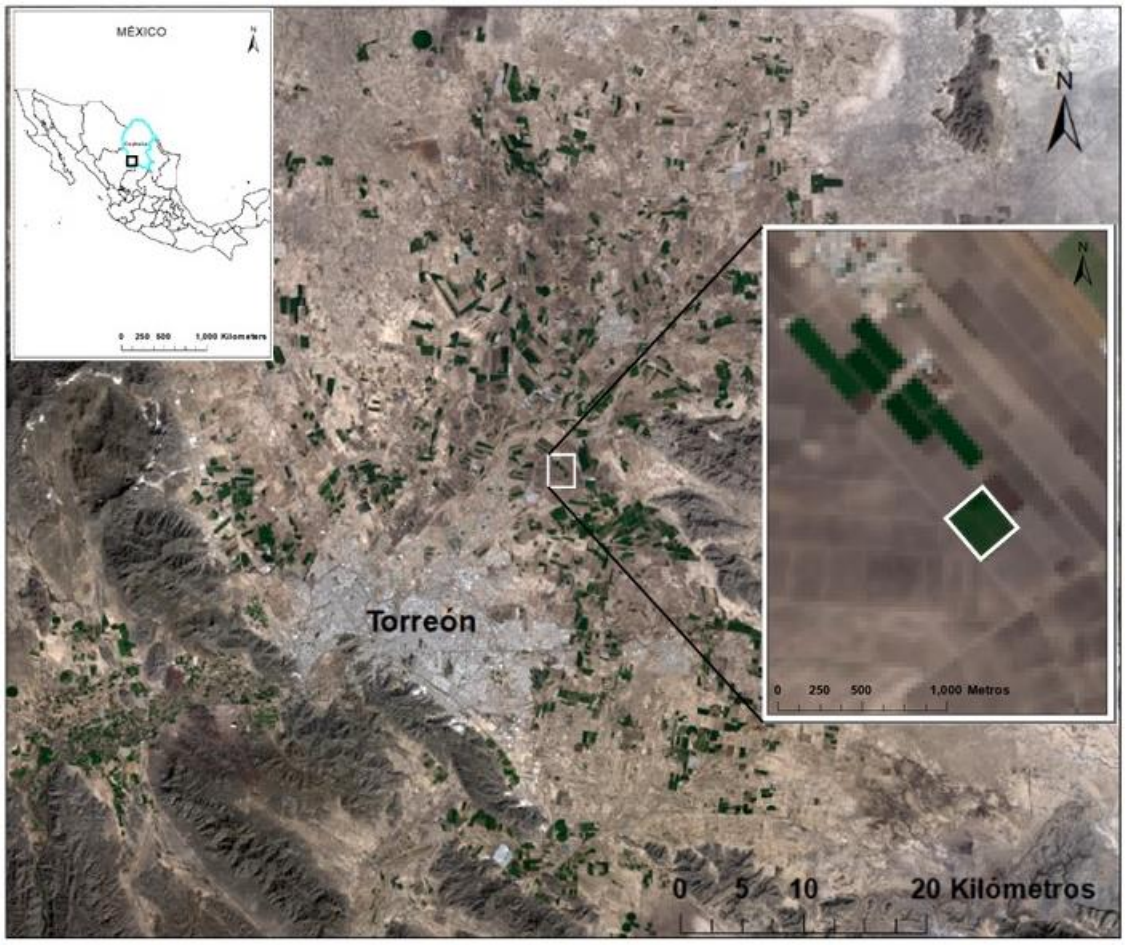


Figura 1. Localización del área de estudio. La parcela se representa en el recuadro interno.

Establecimiento del cultivo

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La siembra se llevó a cabo con una sembradora de granos pequeños en un suelo seco el 10 y 12 de diciembre de 2016 y 2017, respectivamente, utilizando una densidad de siembra de 50 kg ha^{-1}; tres días después, se aplicó el riego de siembra. En el ciclo 2016-2017 se hicieron tres riegos de auxilio a los 20, 37 y 58 días después de la siembra (DDS); y en el ciclo 2017-2018, dos riegos de auxilio a los 30 y 48 DDS. El manejo del cultivo estuvo a cargo del productor.

Medición del NDVI

El NDVI se empezó a medir a los 37 DDS en el ciclo 2016-2017 y a los 25 en el ciclo 2017-2018, a una altura de 0.6 m sobre el dosel del cultivo cada ocho días, pues es la frecuencia en que los satélites Landsat 7 y 8 pasan por el área de estudio. Se efectuaron cinco mediciones por día por cultivar en 10 m lineales en el centro de la parcela. Las mediciones fueron a las 10:00 a.m., con orientación de este a oeste, con el equipo GreenSeeker, diseñado por la Universidad Estatal de Oklahoma y comercializado por la compañía NTech Industries (Ukiah, CA, EUA). El GreenSeeker funciona dirigiendo un haz de luz roja (0.660 µm), así como un- infrarrojo cercano (0.780 µm) al dosel del cultivo. El campo de visión es un óvalo que va de 25 a 50 cm, dependiendo de la altura a la que se encuentre el GreenSeeker con respecto al dosel del cultivo. La altura de medición que se usó fue de 0.6 m, teniendo un campo de visión de 40

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

cm. El $NDVI_{campo}$ obtenido del GreenSeeker para los tres cultivares de cártamo se comparó con el $NDVI_{satelital}$ estimado por sensores remotos.

Imágenes de satélite

Se utilizaron cinco imágenes de satélite en el ciclo 2016-2017 y siete en el 2017-2018 para estimar el NDVI. Las imágenes se colectaron de los satélites Landsat 7 *Enhanced Thematic Mapper plus* (ETM+) y Landsat 8 *Operational Land Imager* (OLI) y *Thermal Infrared Sensor* (TIRS) (*path* = 30, *row* = 42) (Tabla 1). Cada imagen fue tratada por corrección radiométrica, atmosférica y superficie iluminada (Kjaersgaard & Allen, 2010). Las imágenes se seleccionaron con base en la cobertura temporal y las condiciones sin nubes. Las imágenes con nubes ubicadas a más de 10 km del área de interés se consideraron aceptables y fueron procesadas siguiendo las recomendaciones de Allen, Tasumi y Trezza (2007), y Kjaersgaard y Allen (2010), utilizando el modelo *METRIC*, a través del *software ERDAS Imagine* versión 14.0.

Tabla 1. La tabla muestra fecha, DDS y número de Landsat de las imágenes utilizadas en el estudio.

Fecha de imagen	DDS	# Landsat

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

19/01/17	37	8
27/01/17	45	7
04/02/17	53	8
20/02/17	69	8
08/03/17	85	8
06/01/18	25	8
14/01/18	33	7
22/01/18	41	8
30/01/18	49	7
23/02/18	73	8
03/03/18	81	7
11/03/18	89	8

El NDVI se estimó con el valor de reflectancia de las longitudes de onda rojo e infrarrojo cercano. Para el producto de Landsat 7 ETM+ se usaron las bandas 3 (0.63 a 0.69 µm) y 4 (0.77 a 0.90 µm), y para Landsat 8 OLI las bandas 4 (0.636 a 0.673 µm) y 5 (0.851 a 0.879 µm). Para evitar la mezcla de pixeles de $NDVI_{satelital}$ se utilizó el pixel ubicado en el centro de la parcela, al igual que las mediciones con GreenSeeker. En último lugar se obtuvo un modelo de datos asimilados entre el $NDVI_{satelital}$ y el $NDVI_{campo}$.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Altura de planta

Se midió con una cinta métrica desde la superficie del suelo hasta la última rama del cultivo, tomando 10 lecturas por cultivar, por día, y fueron promediadas. Las lecturas se registraron en la misma fecha en la que se tomó el $NDVI_{campo}$ (ocho días), coincidiendo con el paso del satélite Landsat.

Relación entre $NDVI_{campo}$ y *Kc* FAO-56

Se estableció la relación entre el $NDVI_{campo}$ y el *Kc* real con base en el manual FAO-56 (Allen *et al*., 1998) para ambos ciclos. La ecuación general obtenida en los dos ciclos se usó para proponer un valor de *Kc* como una función de NDVI. Al final, los valores del nuevo *Kc* se multiplicaron por *ETo* para generar la evapotranspiración real del cultivo (*ETc*) y compararla con la evapotranspiración de referencia, la cual se tomó de la estación meteorológica del INIFAP, campo experimental La Laguna, al igual que la precipitación y las unidades calor.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resultados y discusión

Precipitación y evapotranspiración

La precipitación acumulada fue de 25.6 mm para el ciclo 2016-2017 y de 38.4 mm para 2017-2018. La precipitación se observó con mejor distribución en el primer año de estudio, ya que los mayores eventos sucedieron al final del ciclo, después de los riegos de auxilio (Figura 2). Los valores diarios de evapotranspiración de referencia (*ETo*) variaron de 1.0 a 6.8 mm día^{-1} en el ciclo 2016-2017 y de 0.4 a 5.5 mm día^{-1} en el ciclo 2017-2018. Sin embargo, los valores acumulados durante el ciclo del cultivo (de siembra a cosecha) fueron similares (267 mm para el ciclo 2016-2017 y 266 mm para el ciclo 2017-2018). Como era de esperarse, el valor mínimo de *ETo* se registró al inicio de cada ciclo de producción y el valor máximo al final del mismo. Estos valores coincidieron con las temperaturas promedio anotadas en la Comarca Lagunera, donde las temperaturas frías (10 °C) son características del mes de enero y las templadas (20 °C) en marzo. Por otro lado, la Figura 3 muestra la acumulación de unidades calor en los dos ciclos de cultivo, registrándose 1 075 unidades calor en el primero y 1 050 en el segundo.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

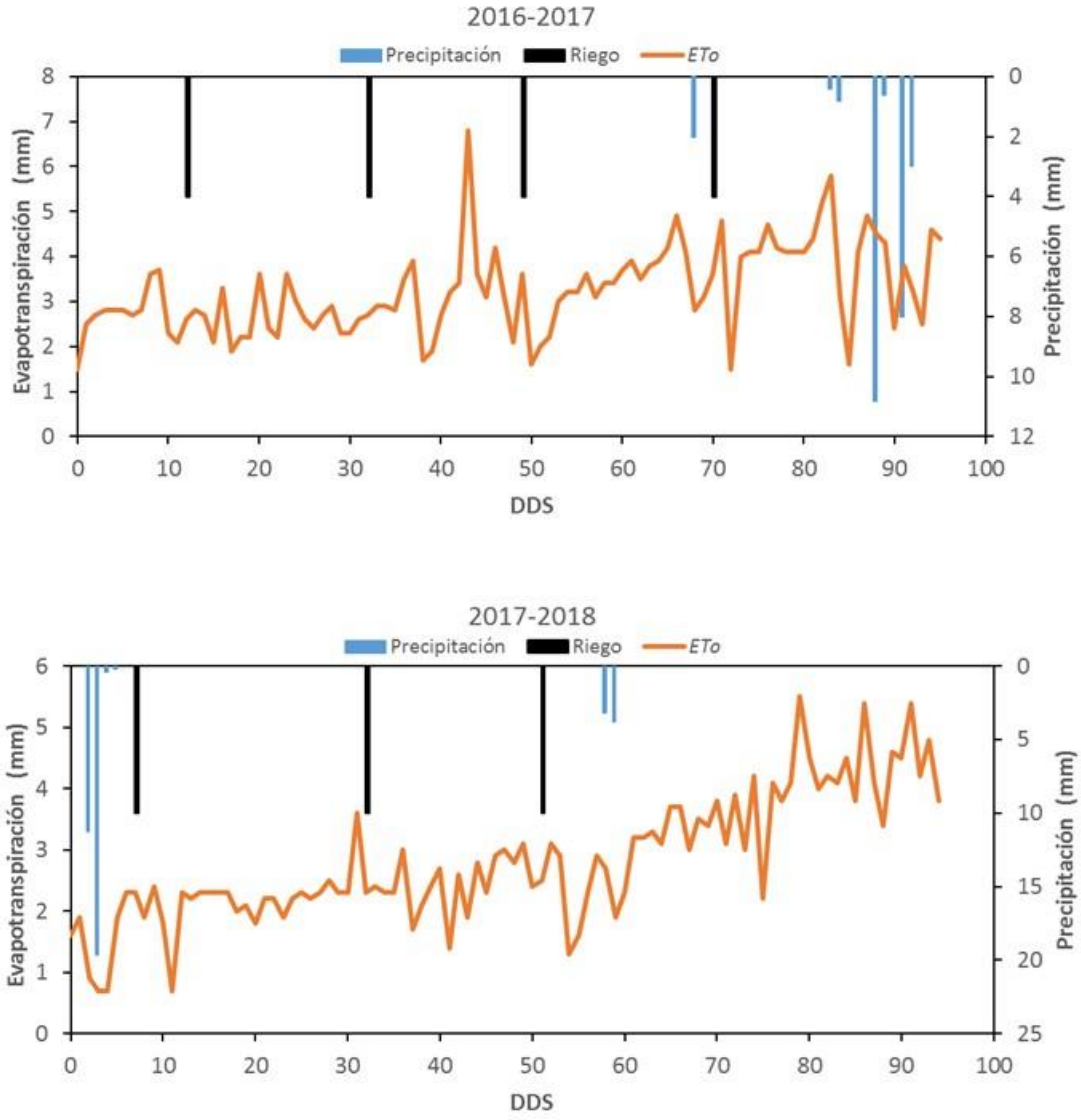


Figura 2. Precipitación, riego y *ETo* en dos ciclos de cultivo de cártamo forrajero en Matamoros, Coahuila.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

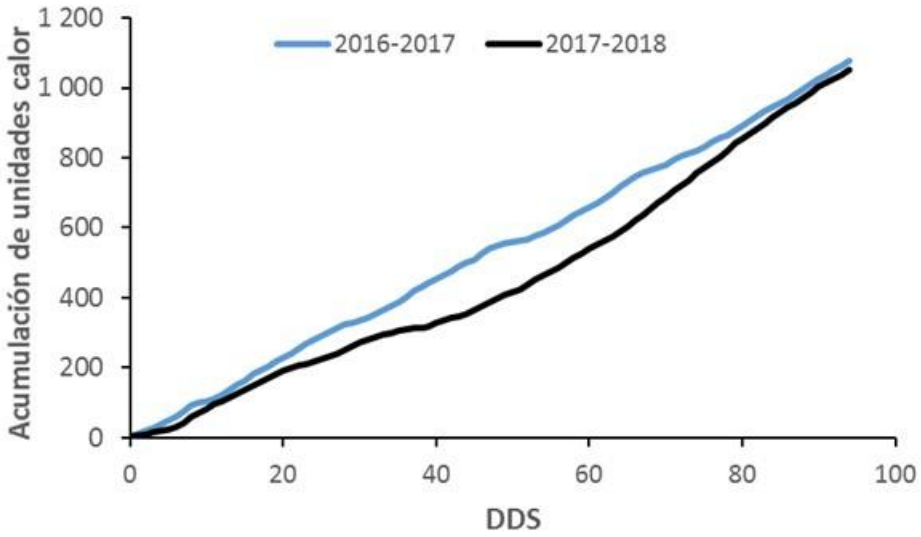


Figura 3. Acumulación de unidades calor en cártamo forrajero durante dos ciclos en Matamoros, Coahuila.

Curvas de NDVI

Las curvas de NDVI mostraron estar asociadas con las etapas fenológicas del cultivo y sólo al final del ciclo de producción se notaron divergentes. Esto debido a que el último riego para el ciclo 2016-2017 se aplicó el 9 de febrero de 2017 (58 DDS), además de recibir una precipitación de 14.6 mm antes de la cosecha; mientras que en 2017-2018 el último riego fue el primero de febrero de 2018 (51 DDS) y recibió una lluvia de 7 mm antes de la cosecha. Así, los valores de NDVI en 2016-2017 se

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mantuvieron en 0.8 y los valores en 2017-2018 disminuyeron a 0.6 al final del ciclo (Figura 4). Sin embargo, Tasumi, Allen, Trezza y Wright (2005) reportaron que los valores de NDVI no son afectados por la humedad del suelo en un estudio que realizó en 383 campos agrícolas al sur de Idaho, EUA. En general, los valores de NDVI tomados en campo con el GreenSeeker para ambos ciclos fueron en promedio 0.2, 0.8 y 0.6 para la etapa inicial, madurez y senescencia, respectivamente. Valores similares de NDVI fueron reportados por Hajare, Patil y Verma (2008) durante dos ciclos en el cultivo de cártamo sembrado en tres tipos de suelo en Nagpur, India, aunque al final del ciclo caen hasta un valor de 0.2 cuando el cultivo se encontraba seco.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

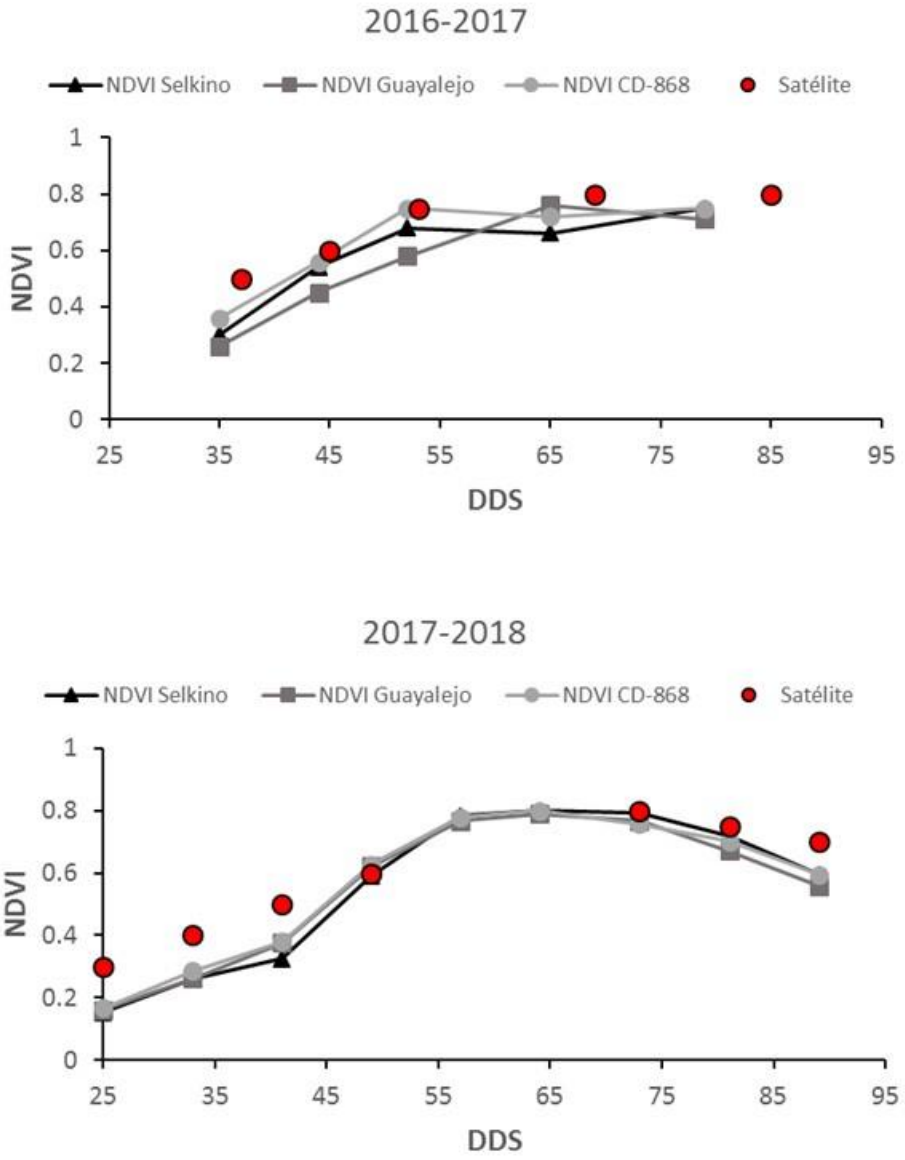


Figura 4. Curvas de NDVI tomados con el GreenSeeker para tres cultivares de cártamo. Los círculos rojos representan el NDVI derivado del satélite en dos ciclos de cultivo.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La discrepancia entre valores de NDVI, derivado del satélite y los valores tomados en campo con el GreenSeeker fueron mayores al inicio y al final del ciclo (Figura 4). Esta diferencia se debió a que las mediciones en campo son directamente al dosel del cultivo, cubriendo un área de alrededor de 0.4 m; mientras que con el satélite, las estimaciones son de un área de 30 x 30 m, midiendo follaje y suelo desnudo. Las mediciones en campo se realizaron el mismo día y a la misma hora en que el satélite pasa por el área de estudio. Las imágenes utilizadas fueron de días sin nubes.

Curvas similares de NDVI en trigo, caña de azúcar, algodón y maíz fueron reportadas por Garatuza-Payán *et al*. (2003); Zhang, Anderson, y Wang (2015); French, Hunsaker y Thorp (2015), y Reyes-González *et al*. (2019), respectivamente. Estos autores encontraron discrepancia en la primera y última etapa del cultivo entre las imágenes de satélite y las mediciones en campo. Los resultados sugieren que el periodo de mayor diferencia entre el satélite y el GreenSeeker se presenta cuando los valores de NDVI son menores a 0.6, pues con el satélite se recomienda utilizar el índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI) (Huete, 1988), ya que éste minimiza la reflectancia del suelo en las primeras y últimas etapas del cultivo cuando hay escasa cobertura vegetal. Por otro lado, Reyes-González *et al*. (2018) documentaron que al inicio y término de la estación de crecimiento del maíz, el valor obtenido de ET a partir del NDVI fue menos preciso. Sin embargo, para propósitos de calendarios de riego, este método puede ser aceptable. En otro estudio, Anderson, Allen, Morse y Kustas (2012) reportaron que la *ETc* calculada a partir de índices de vegetación siempre fue subestimada en áreas irrigadas de Idaho, EUA.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En la Figura 5 se muestra el desarrollo de la cobertura vegetal del cártamo variedad CD-868 durante el ciclo 2017-2018, el cual empezó con valores bajos; después se va incrementando y al final disminuye ligeramente. Dicha figura presenta la estrecha relación entre la cobertura vegetal y el índice de vegetación.

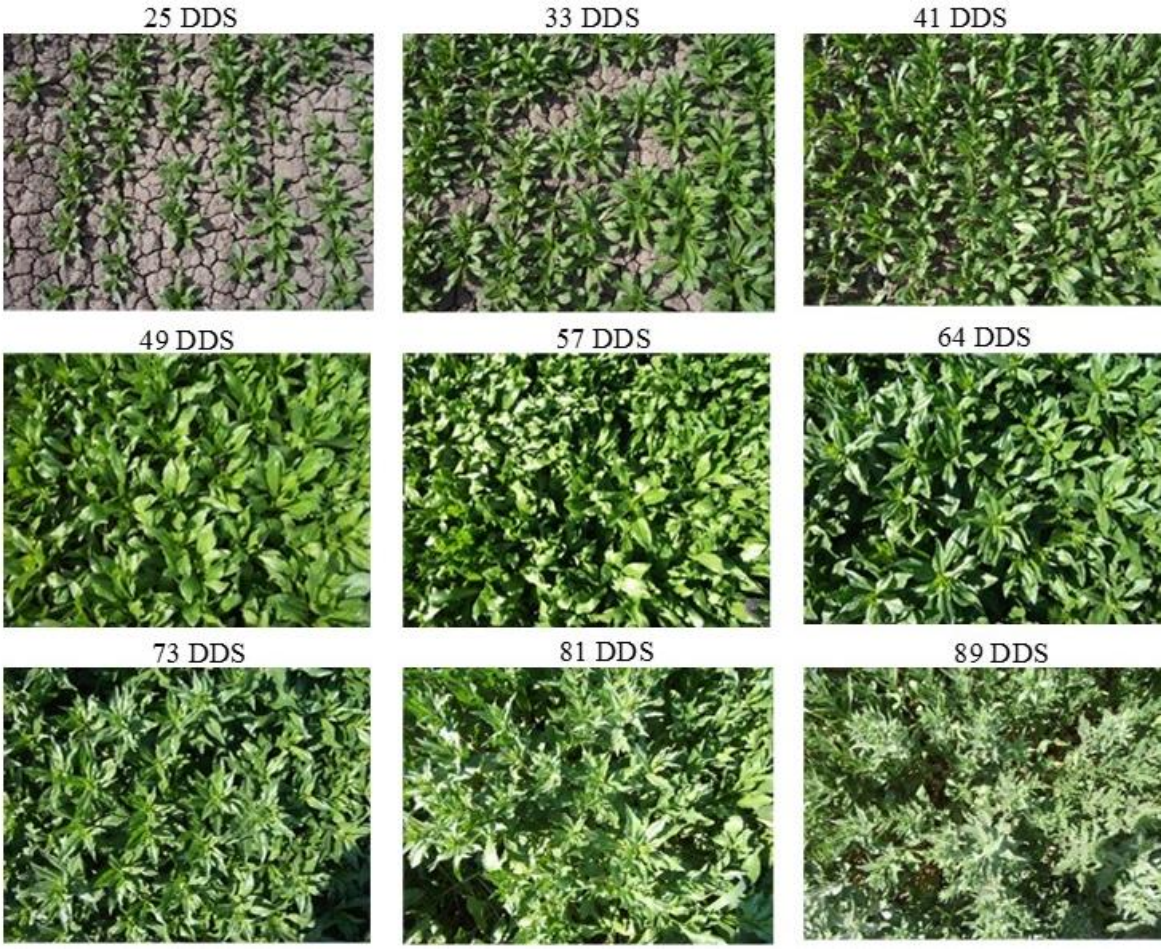


Figura 5. Desarrollo de la cobertura vegetal del cártamo variedad CD-868 en el Establo E. y C. Asociados durante el ciclo 2017-2018.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Relación entre $NDVI_{campo}$ y $NDVI_{satelital}$

Con las imágenes del satélite se obtuvieron cinco valores de NDVI en 2017-2018 y siete en 2017-2018. La Figura 6 expone la relación entre el NDVI adquirido en campo y el NDVI obtenido con las imágenes. Se encontró una buena relación entre lo medido y estimado, con un alto coeficiente de determinación (r^2 = 0.96). Este grado de confiabilidad muestra que el satélite es una herramienta útil, no sólo para estimar el NDVI a escala regional sino también a escala de campo. Altas correlaciones (r^2 = 90) de NDVI entre lo medido en campo con el radiómetro (MSR87) y estimado con sensores remotos fueron analizados por Duchemin *et al*. (2006) en 13 campos agrícolas en Marruecos, África.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

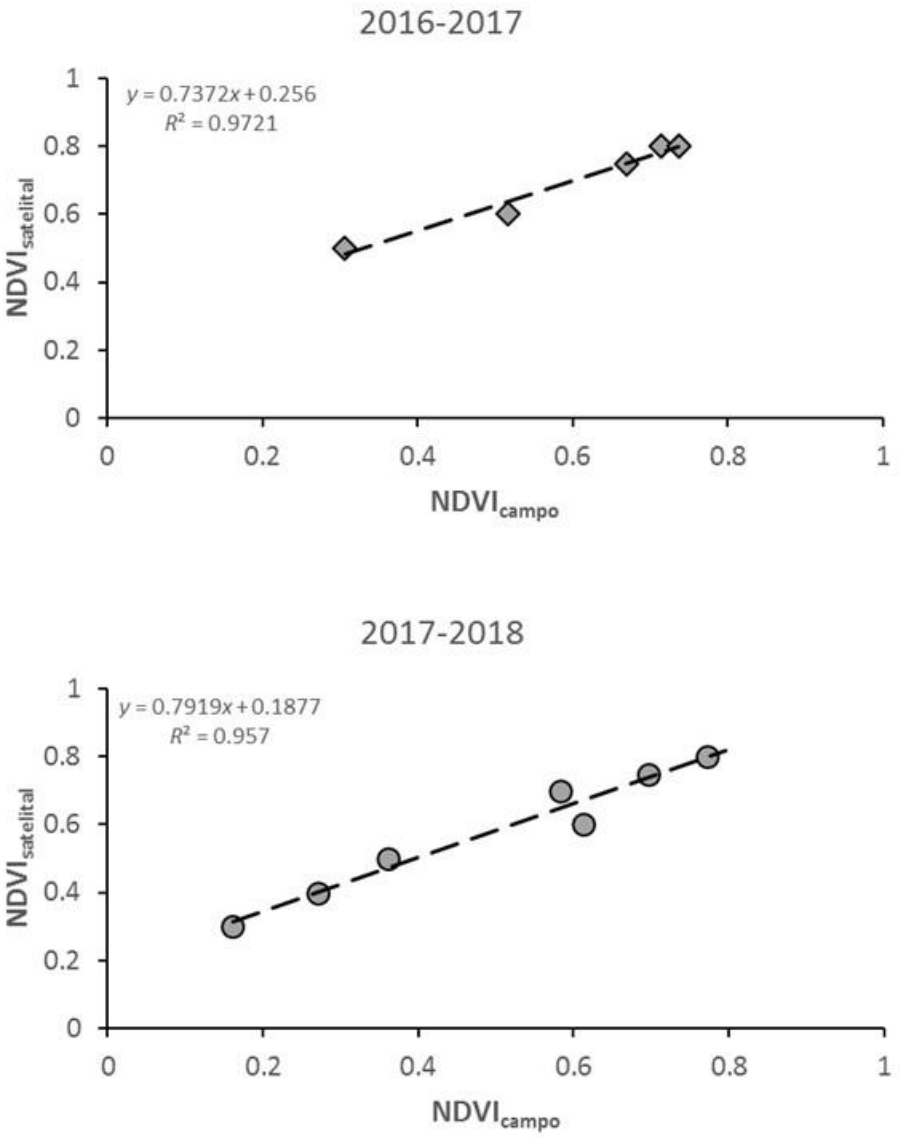


Figura 6. Relaciones lineales entre el $NDVI_{campo}$ y $NDVI_{satelital}$ en dos ciclos de cultivo de cártamo forrajero.

Altura de planta

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La Figura 7 indica la dinámica de crecimiento en altura de planta de los tres cultivares de cártamo evaluados durante los dos ciclos de estudio. A los 25 DDS, el cultivo mostró una altura de ~ 5 cm y en la etapa de roseta una altura de 10 cm (40 DDS). A continuación, a los 44 DDS, se inició la elongación del tallo hasta alcanzar la etapa reproductiva con el comienzo de la formación del capítulo a los 80 DDS, con una altura de planta entre los 90 y 100 cm. El tallo y ramas continúan creciendo junto con la diferenciación y desarrollo de las partes del capítulo que se hicieron distinguibles a los 93 DDS, aunque el capítulo aún no estaba abierto. En esta fecha, las plantas alcanzaron entre 111 y 151 cm de altura. Los cultivares Guayalejo y CD-868 presentaron la mayor altura de planta, y el cultivar Selkino mostró la menor en ambos ciclos. En trabajos anteriores se reportó que el cultivo presentó un ciclo de crecimiento entre 82 y 95 DDS, alcanzando alturas entre 82 y 93 cm (Reta *et al*., 2014; Reta *et al*., 2017). Esta comparación indica que las alturas de planta fueron superiores a las observadas en trabajos previos en la región. También fueron superiores a las alturas reportadas por Tayebi *et al*. (2012), quienes obtuvieron alturas máximas de 80 cm en cártamo establecido con diferentes niveles de evapotranspiración en Tabriz, Irán. Sin embargo, alturas similares (de 104 a 149 cm) fueron reportadas por Kizil, Cakmak, Kirici y Inan (2008) en cultivares de cártamo establecidos en Eskishehir, Turquía. No obstante, Bagheri, Saeedi y Zaeh (2006) mencionan que la humedad disponible en el suelo afectó la altura de planta en un estudio realizado en Isfahán, Irán.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

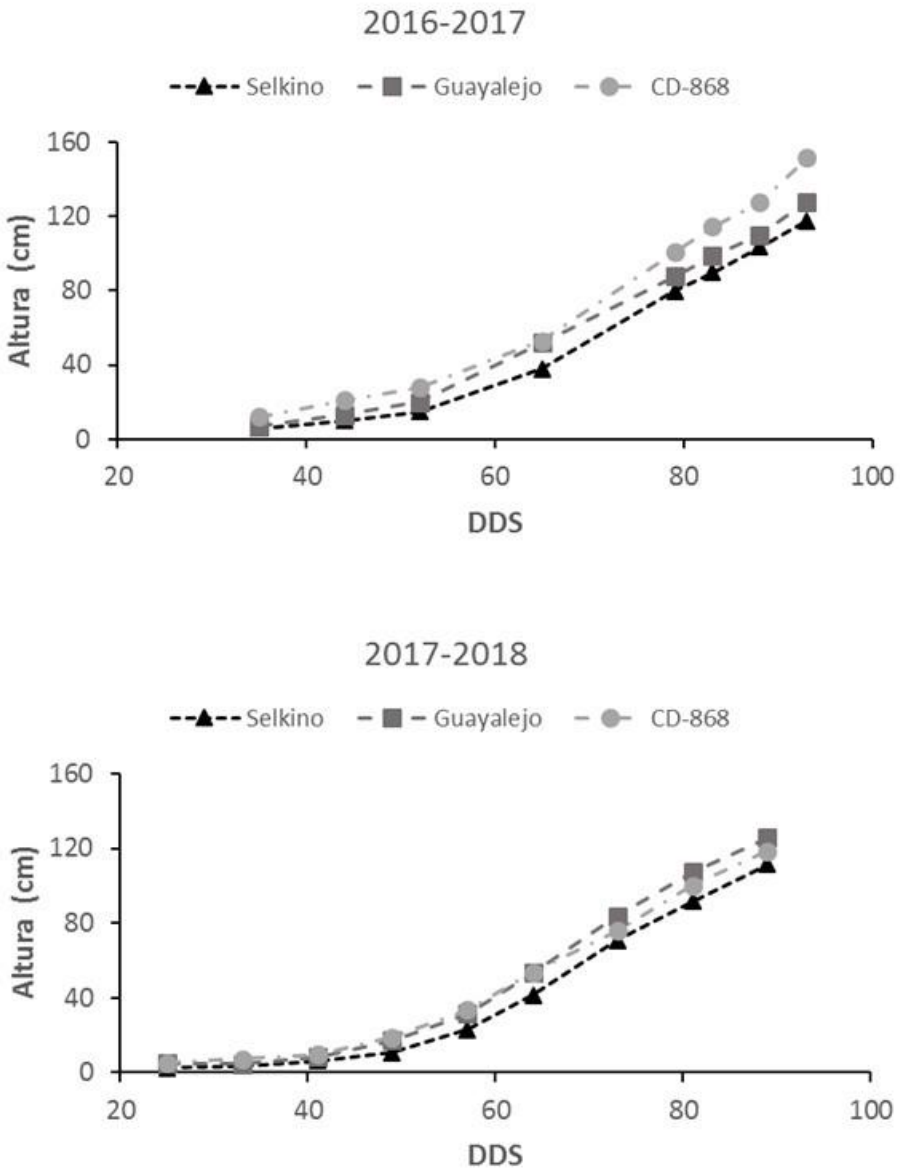


Figura 7. Altura de planta de tres cultivares de cártamo forrajero en la Comarca Lagunera.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por otro lado, la Figura 8 señala una relación polinomial de segundo orden entre la altura de planta y el NDVI de los cultivares de cártamo, lo que explica entre 64 y 92% la variación total observada del NDVI en el primer ciclo (2016-2017), y entre 83 y 87% en el segundo ciclo (2017-2018).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

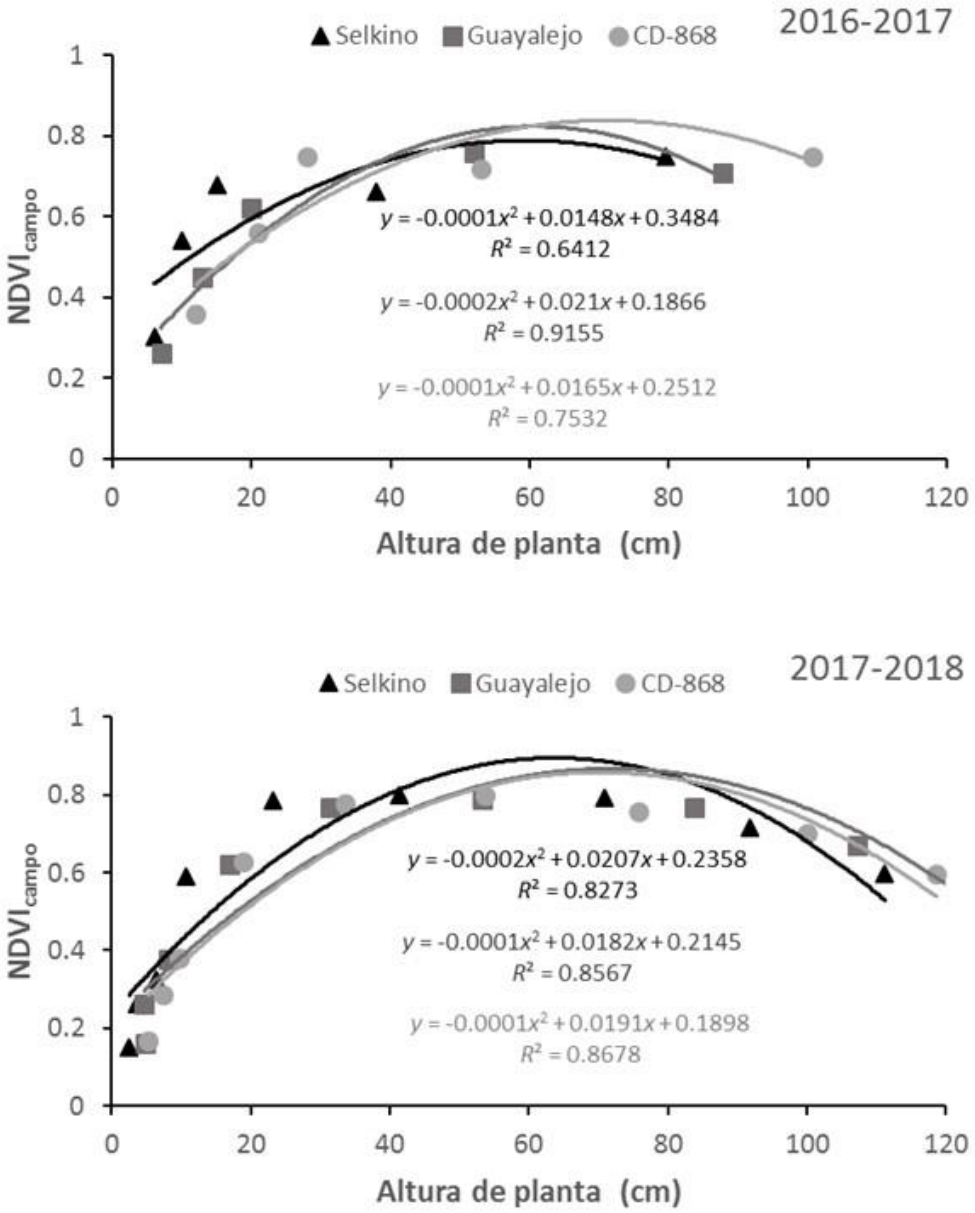


Figura 8. Relación entre la altura de planta y el NDVI de tres cultivares de cártamo forrajero en la Comarca Lagunera.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Relación entre $NDVI_{campo}$ y *Kc* FAO-56

Los valores de NDVI se tomaron de tres cultivares de cártamo evaluados durante dos ciclos, mientras que los valores de *Kc* real se obtuvieron del manual de la FAO-56. La Figura 9 muestra la relación entre el $NDVI_{campo}$ de tres cultivares de cártamo y el *Kc* tabulado para dos estaciones de crecimiento. En el primer ciclo de cultivo la relación entre el $NDVI_{campo}$ y el *Kc* mostró una r^2 = 0.93; para el segundo ciclo de 0.89 indicó una buena relación entre $NDVI_{campo}$ y *Kc*. Sin embargo, en el segundo ciclo, el valor de "r" disminuyó ligeramente, esto se debió a que el cultivo presentó condiciones de estrés por causa de la mala programación de los riegos, pues sólo se aplicaron dos riegos de auxilio a la mala distribución de la lluvia durante el ciclo de cultivo. Por tal motivo, la relación entre $NDVI_{campo}$ y *Kc* fue ligeramente baja, ya que los *Kc* de la FAO están desarrollados para cultivos bien regados y sin restricciones de humedad y nutrimentos (Allen *et al*., 1998). No obstante, los valores de *Kc* FAO-56 después de los 50 DDS fue de 1.0, mientras que los valores de $NDVI_{campo}$ oscilaron entre 0.65 y 0.8.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

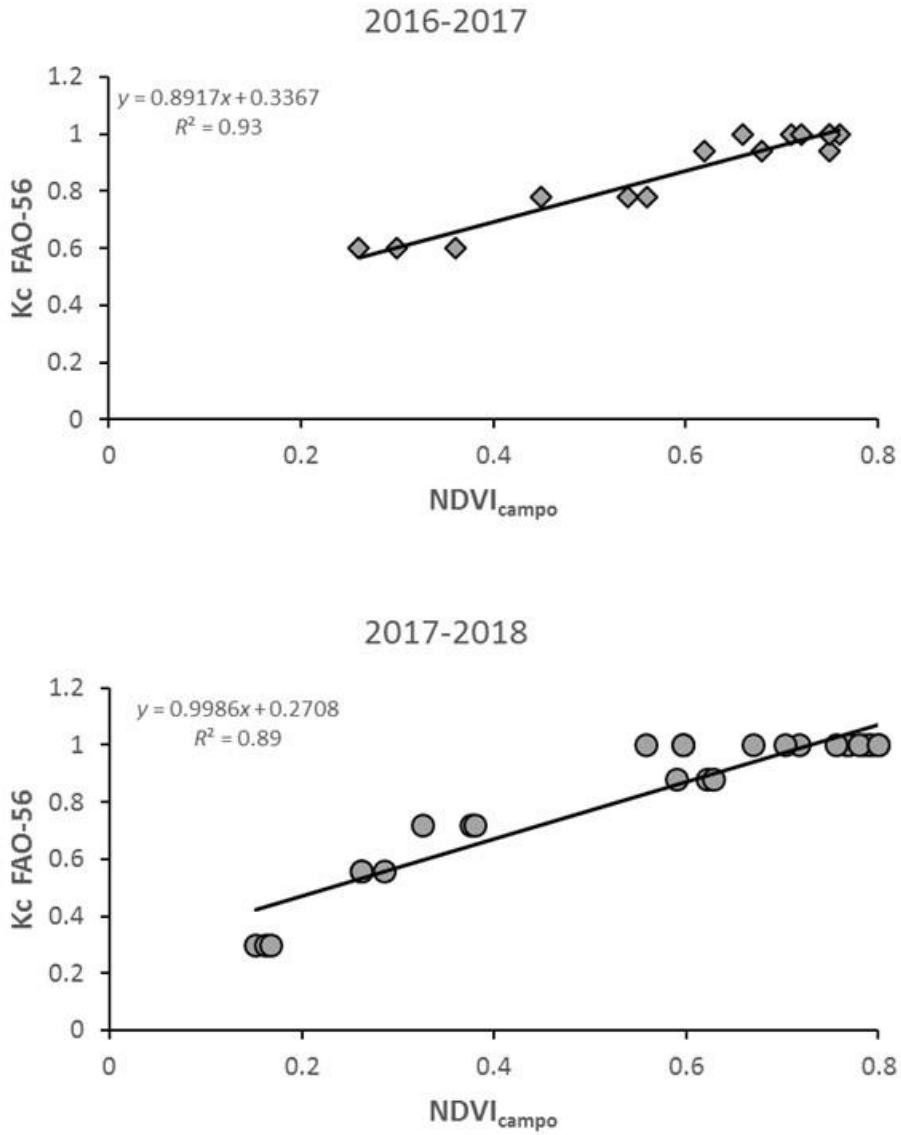


Figura 9. Relación entre el $NDVI_{campo}$ de tres cultivares de cártamo forrajero y el *Kc* de la FAO-56 en dos estaciones de crecimiento.

Se han reportado altas correlaciones entre $NDVI_{campo}$ y *Kc*, tomado de tablas de la FAO para diversos cultivos. Rocha, Perdigão, Melo y Henriques (2012), así como Reyes-González *et al*. (2016) reportaron altos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

coeficientes de determinación (r^2 = 0.99), para el cultivo de maíz y alfalfa. Consoli, Russo y Snyder (2006); Sing e Irmak (2009); Gontia y Tiwari (2010); Kukal, Irmak y Kilic (2017), y Palacios-Vélez, Palacios-Sánchez y Espinosa-Espinosa (2018) reportaron buenas relaciones entre NDVI y *Kc* para el cultivo de naranja (r^2 = 0.80), sorgo (r^2 = 0.87), trigo (r^2 = 0.80), soya (r^2 = 0.81) y uva (r^2 = 0.83), respectivamente. Las diferencias entre altas y bajas relaciones se dan principalmente por el manejo de cultivo.

Desarrollo de la ecuación general de *Kc*

El NDVI tomado en campo y el *Kc* obtenido de la FAO-56 se usó para desarrollar ecuaciones de regresión lineal para dos estaciones de crecimiento (Figura 9). Las ecuaciones obtenidas para ambos ciclos fueron comparadas utilizando el método de prueba de "t" para probar la diferencia estadística entre dos regresiones independientes. Una vez realizada la prueba, el valor de "t" calculada fue menor (0.76) que el valor de "t" tabulada (1.68), lo cual indica que no hubo diferencia estadística significativa entre las dos ecuaciones. Con base en este resultado, todos los datos (dos ciclos) se agruparon y se generó una nueva ecuación para el cultivo de cártamo en la Comarca Lagunera (Figura 10).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

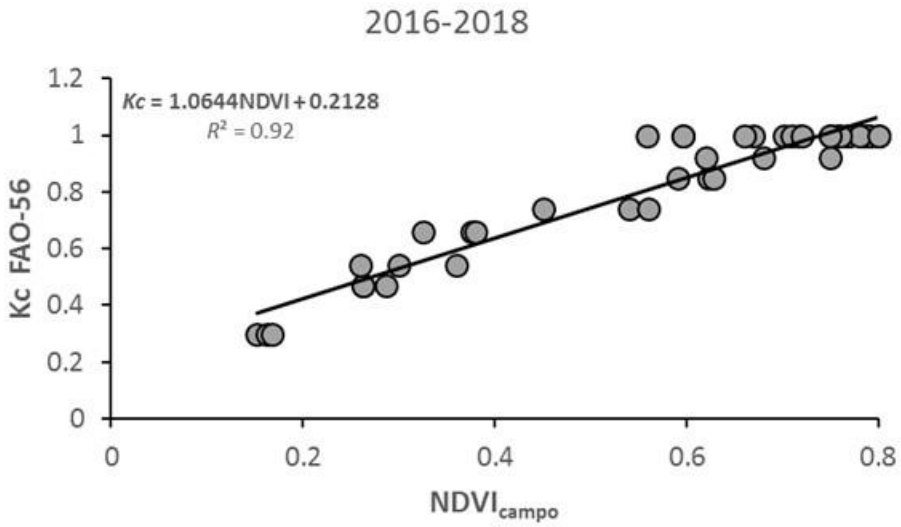


Figura 10. Relación entre el $NDVI_{campo}$ y el *Kc* obtenido de la FAO-56 para dos años de estudio.

Se han generado diversas ecuaciones a partir de índices de vegetación para diferentes cultivos. Por ejemplo, Consoli *et al*. (2006) desarrollaron una ecuación utilizando el NDVI en el cultivo de naranja en Italia (*Kc* = 1.2562 * NDVI + 0.287); Singh e Irmak (2009), para soya en EUA (*Kc* = 1.217 * NDVI - 0.034); Campos *et al*. (2010), para uva en España (*Kc* = 1.44 * NDVI - 0.10); Gontia y Tiwari (2010) para trigo en la India (*Kc* = 2.7109 * NDVI - 0.424); Rocha *et al*. (2012) para maíz en Portugal (*Kc* = 1.37 * NDVI - 0.017), y Reyes-González, Hay, Kjaersgaard, y Neale (2015) para alfalfa en México (*Kc* = 2.112 * NDVI - 0.4989). Estas ecuaciones se generaron para desarrollar nuevos valores de *Kc* en condiciones locales, como lo recomiendan Doorenbos y Pruitt (1977), y Allen *et al*. (1998), con el objetivo de mejorar el manejo y uso del agua en la agricultura.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La ecuación generada (*Kc* = 1.0644 * NDVI + 0.2128), en la Figura 10 se empleó para desarrollar una nueva curva de *Kc* para el cártamo forrajero, tomando en consideración los días después de la siembra (Figura 11). Valores similares de *Kc* para cártamo las reportaron Kar *et al*. (2007) en Dhenkanal, India, quienes informaron valores de 0.37 en la etapa inicial, 0.94 en desarrollo, 1.29 en madurez y 0.35 al final de la estación de crecimiento. Sin embargo, en las dos últimas etapas (madurez y final) hubo una discrepancia con los encontrados en este estudio, lo cual fue más notable al final del ciclo, ya que el cártamo evaluado en la Comarca Lagunera se utiliza para forraje y se cosecha en verde, por lo que no alcanza la madurez fisiológica, como el cártamo que se utiliza para semilla.

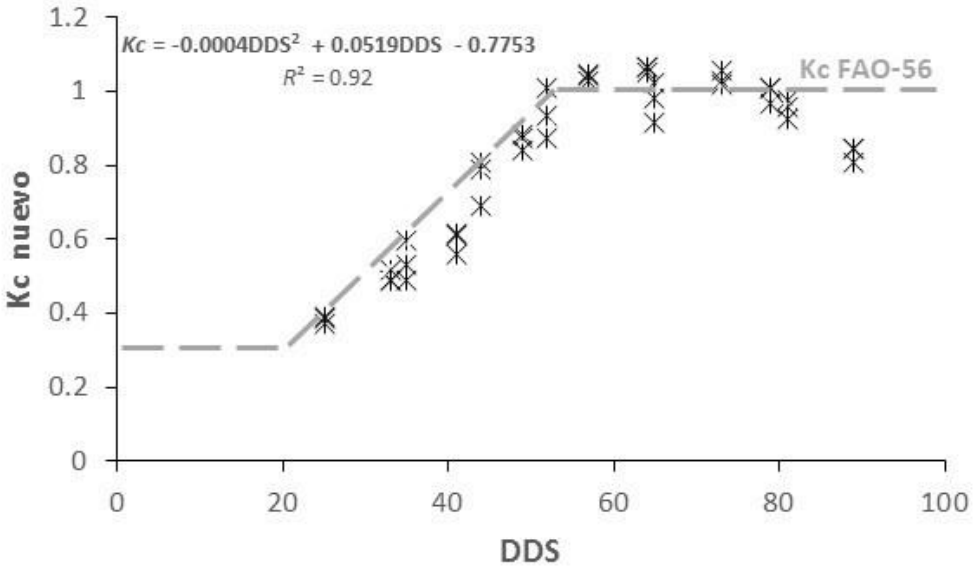


Figura 11. Curva de nuevo *Kc* comparado con el *Kc* FAO-56.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Comparación entre *ETo* y *ETc*

Los valores de *ETo* se tomaron de la estación meteorológica del campo experimental La Laguna, localizado a 15 km del área de estudio, mientras que los valores de *ETc* son resultado de multiplicar los valores nuevos de *Kc* por la *ETo*. La Figura 12 indica la comparación de *ETo* y *ETc* para el ciclo 2017-2018. Al inicio del ciclo (1-20 DDS), los valores de *ETo* fueron alrededor de 2 mm día^{-1}, mientras que para la *ETc* fueron 0.23 mm día^{-1}. En la etapa de desarrollo (21-57 DDS), los valores de *ETo* fluctuaron en 2.5 mm día^{-1} y los valores de *ETc* fueron de 0.3 a 2.5 mm día^{-1}. En la etapa de madurez (58 a 85 DDS), los valores entre *ETo* y *ETc* fueron similares (3.5 mm día^{-1}). Al final del ciclo (86-95 DDS), la *ETo* se mantuvo en 4.5 mm día^{-1} y la *ETc* disminuyó a 3.0 mm día^{-1}. En general, la figura ratifica que, a principios del ciclo de cultivo, la *ETo* diaria fue mayor a la *ETc* y a mediados de ciclo los valores fueron similares; esto indica que con la *ETc*, la demanda hídrica del cultivo es acorde con las etapas fenológicas del cultivo. Valores de *ETo* mayores (6.0 mm día^{-1}) a los encontrados en el estudio realizado por los autores fueron reportados por Lovelli *et al*. (2007) y Kar *et al*. (2007). Sin embargo, la *ETo* de diferentes variedades de cártamo, bajo diferentes condiciones de clima y suelo pueden variar de 200 a 1 000 mm por ciclo (Istanbulluoglu, 2009).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 12. Comparación de *ETo* y *ETc* en el ciclo 2017-2018.

Entendiendo las diferentes etapas de desarrollo del cultivo y aplicando la cantidad exacta de volumen de agua, los productores podrán mejorar el calendario de riego, el manejo del agua e incrementar la sustentabilidad del recurso hídrico en los cultivos. Reyes-González *et al.* (2016) informaron que los agricultores deberían usar la *ETc* en lugar de la *ETo* para la programación de los riegos en regiones áridas y semiáridas donde el agua es escasa.

Conclusiones

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 39-80. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-02

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Los valores de NDVI y de altura fueron afectados por la calendarización de los riegos y por la precipitación recibida durante las dos estaciones de crecimiento. Por otro lado, la relación entre el $NDVI_{campo}$ y el *Kc* de FAO-56 fue buena, aunque en el segundo ciclo de crecimiento bajo, a consecuencia de la mala programación de los riegos y la distribución de la lluvia, pues los *Kc* de la FAO se desarrollaron para cultivos sin restricciones de humedad.

La ecuación generada entre $NDVI_{campo}$ y *Kc* FAO-56 para ambos ciclos de cultivo se utilizó para desarrollar nuevos valores de *Kc* para cártamo forrajero. Ello significó que los índices de vegetación son una herramienta útil para generar *Kc* en el nivel local. Los valores nuevos de *Kc* obtenidos provocarán que se aplique el agua de acuerdo con las diferentes etapas fenológicas y/o requerimientos hídricos del cultivo, ayudando a mejorar la programación del riego y haciendo más eficiente el uso del agua en la agricultura.

Referencias

Adamala, E., Rajwade, Y. A., & Reddy, Y. V. K. (2016). Estimation of wheat crop evapotranspiration using NDVI vegetation index. *Journal of Applied and Natural Science*, 8(1), 159-166.

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements)*. Rome, Italy: FAO Irrigation and Drainage Paper 56.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Allen, R. G., Tasumi, M., & Trezza, R. (2007). Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC)-model. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 131, 380-394.

Anderson, M. C., Allen, R. G., Morse, A., & Kustas, W. P. (2012). Use of Landsat thermal imagery in monitoring evapotranspiration and managing water resources. *Remote Sensing of Environment*, 122, 50-65. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.025

Arslan, Y., & Bayraktar, N. (2015). Effect of different levels of nitrogen and phosphorous on some yield component of safflower (*Carthamus tinctorious* L.) in dry conditions. *Uluslararasi Tarim ve Yaban Hayati Bilimleri Dergisi*, 1(2), 94-103.

Bagheri, H., Saeedi, R., & Zaeh, E. (2006). Evaluation of agronomic traits of selected genotypes from safflower mass native in the spring and summer planting. *Agricultural Technology and Science and Natural Resources*, 10, 375-390.

Bausch, W. C., & Neale, C. M. U. (1987). Crop coefficients derived from reflect canopy radiation: A concept. *Transactions of ASAE*, 30(3), 703-709.

Bausch, W. C. (1993). Soil background effects in reflectance-based crop coefficient for corn. *Remote Sensing of Environment*, 46, 213-222.

Bonfim-Silva, E. M., Paludo, J. T. S., Sousa, J. V. R., De Freitas-Sousa, H. H., & Da Silva, T. J. A. (2015). Development of safflower subjected to nitrogen rates in cerrado soil. *American Journal of Plant*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sciences, 6(13), 2136-2143. Recuperado de http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2015.613215

Campos, I., Neale, C. M. U., Calera, A., Balbontín, C., & Gonzalez-Piqueiras J. (2010). Assessing satellite-based basal crop coefficient for irrigated grapes (*Vitis vinífera* L.). *Agricultural Water Management*, 98, 45-54.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.

Consoli, S., Russo, A., & Snyder, R. (2006). Estimating evapotranspiration of orange orchards using surface renewal and remote sensing techniques. In: Urso, G. D., Osann-Jochum, M. A., & Moreno, J. (eds.). *Earth observation for vegetation monitoring and water management* (pp. 185-192). Maryland, USA: American Institute of Physics.

Dajue, L., & Mundel, H. H. (1996). *Safflower.* Carthamus tinctorius L. *Promoting the conservation and use of underutilized and neglected crops. 7*. Rome, Italy: Institute of plant Genetics and Crop Plant Research, Gatersleben/International Plant Genetics Resources Institute.

Dobrin, A., & Marin, D. I. (2015). Research on safflower (*Carthamus tinctoriuos L.)* crop in the conditions of southeastern Romania. *Scientific Papers. Series A. Agronomy*, 58, 181-184.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Doorenbos, J., & Pruitt. W. O. (1977). *Guidelines for predicting crop water requirements. Irrigation and Drainage Paper No 24*. Roma, Italy: Food and Agriculture Organization.

Duchemin, B., Hadria, R., Erraki S. Boulet, G., Maisongrande, P., Chehbouni, A., Escadafal, R., Ezzahar, J., Hoedjes, J. C. B., Kharrou, M. H., Khabba, S., Mougenot, B., Olioso, A., Rodríguez, J. C., & Simonneaux, V. (2006). Monitoring wheat phenology and irrigation in Central Morocco: On the use of relationships between evapotranspiration, crops coefficients, leaf area index and remotely-sensed vegetation índices. *Agricultural Water Management*, 79(1), 1-27.

Dwiedi, S. L., Upadhyaya, H. D., & Hegde, D. M. (2005). Development of core collection in safflower (*Carthamus tinctorius L.*) germplasm. *Genetics Resources and Crop Evolution*, 52, 821-830. DOI: 10.1007/s10722-003-6111-8

French, A. C., Hunsaker, D. J., & Thorp, K. R. (2015). Remote sensing of evapotranspiration over cotton using the TSEB and METRIC energy balance model. *Remote Sensing of Environment*, 158, 281-294.

Gontia, N. K., & Tiwari, K. N. (2010). Estimation of crop coefficient and evapotranspiration of wheat (*Triticum estivum*) in an irrigation command using remote sensing and GIS. *Water Resource Management*, 24, 1399-1414.

Garatuza-Payán, J., Tamayo, A., Watts, C., & Rodríguez, J. V. (2003). Estimation large area wheat evapotranspiration from remote sensing data. *Paper presented at the Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 2003, IEEE International, Toulouse, France.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

González-Dugo, M. P., & Mateos, L. (2008). Spectral vegetation indices for benchmarking water productivity of irrigation cotton and sugar beet crops. *Agricultural Water Management*, 95, 48-58.

Hajare, T. N., Patil, N. G., & Verma, K. S. (2008). On spectral indices as a function of soil variability in safflower crop. *Journal of Indian Society Remote Sensing*, 36, 267-272.

Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing Environment*, 25, 295-309.

Irmak, A., Ratcliffe, I., Ranade, P., Hubbard, K. G., Singh, R. K., Kamble, B., & Kjaersgaard, J. (2011). Estimation of land surface evapotranspiration with a satellite remote sensing procedure. *Great Plains Research*, 21, 73-88.

Istanbulluoglu, A. (2009). Effect of irrigation regimes on yield and water productivity of safflower (*Carthamus tinctorius L.*) under Mediterranean climatic conditions. *Agricultural Water Management*, 96, 1792-1798.

Jalali, A. H., Salehi, F., & Bahrani, M. J. (2011). Effects of different irrigations intervals and weed control on yield and yield components of safflower (*Carthamus tinctorius* L.). *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58, 1261-1269. DOI: 10.1080/03650340.2011.587805

Jayanthi, H., Neale, C. M. U., & Wright, J. L. (2007). Development and validation of canopy reflectance-based crop coefficient for potato. *Agricultural Water Management*, 88(1-3), 235-246.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kamble, B., Kilic, A., & Hubbard, K. (2013). Estimating crop coefficients using remote sensing-based vegetation index. *Remote Sensing*, 5(4), 1588-1602.

Kar, G., Kumar, A., & Martha, M. (2007). Water use efficiency and crop coefficient of dry season oilseed crops. *Agricultural Water Management*, 87, 73-82.

Kizil, S., Cakmak, O., Kirici, S., & Inan, M. (2008). A comprehensive study on safflower (*Carthamus tinctorius* L.) in semi-arid conditions. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 22(4), 947-953.

Kukal, M., Irmak, S., & Kilic, A. (2017). Long-term spatial and temporal maize and soybean evapotranspiration trends derived from ground-based and satellite-based dataset over the great plains. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, ASCE, 149(9), 04017031

Kjaersgaard, J., & Allen, R. G. (2010). *Remote sensing technology to produce consumptive water use maps for the Nebraska Panhandle* (Technical Report 88). Lincoln, USA: University of Nebraska.

Laike, S., Tilahum, K., & Hordofa, T. (2006). Crop coefficient of Haricot Bean at Melkassa, Central Rift Valley of Ethiopia. *Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics*, 107, 33-40.

Lei, H., & Yang, D. (2014). Combining the crop coefficient of winter wheat and summer maize with remotely sensed vegetation index for estimating evapotranspiration in the North China Plain. *Journal of Hydrology Engineering*, 19, 243-251.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Lovelli, S., Perniola, M., Ferrara, A., & Di Tommaso, T. (2007). Yield response factor to water (*Ky*) and water use efficiency of *Carthamus tintorius* L. and *Solanum melongena* L. *Agricultural Water Management*, 92, 73-80.

Mohammadi, M., Ghassemi-Golezani, K., Zehtab-Salmasi, S., & Nasrollahzaade, S. (2013). Assessment of some physiological traits in spring safflower (*Carthamus tinctorius* L.) cultivars under water stress. *International Journal of Life Sciences*, 10(1), 58-64.

Palacios-Vélez, E., Palacios-Sánchez, L. A., & Espinosa-Espinosa, J. L. (2018). Evaluation of water use efficiency in irrigated agriculture supported by satellite images. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(1), 31-38.

Reta S., D. G., Serrato, C. J. S., Gaytán, M. A., Quiroga, G. H. M., Orozco, H. G., & Payán, G. J. A. (2014). Potencial forrajero del cártamo en respuesta al distanciamiento entre surcos en la Comarca Lagunera. *Agrofaz*, 14(3), 65-71.

Reta, S. D. G., Sánchez, D. J. I., Reyes, G. A., Ochoa, M. E., Chew M. I. Y., &. Gaytán M. A. (2017). Evaluación semicomercial de cártamo forrajero en siembras tardías durante otoño-invierno en la Comarca Lagunera, México. *Agrofaz*, 17(1), 51-63.

Reyes-González, A., Hay, C., Kjaersgaard, J., & Neale, C. M. U. (2015). Use of remote sensing to generate crop coefficient and estimate actual crop evapotranspiration. *2015 ASABE Annual International Meeting*, New Orleans, Louisiana, USA.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Reyes-González, A., Trooien, T., Kjaersgaard, J., Hay, C., & Reta Sánchez D. G. (July, 2016). Development of crop coefficients using remote sensing-based vegetation index and growing degree days. In: *Proceedings of the ASABE Annual International Meeting*, Orlando, USA.

Reyes-González, A., Kjaersgaard, J., Trooien, T., Hay, C., & Ahiablame, L. (2018). Estimation of crop evapotranspiration using satellite remote sensing-based vegetation index. *Advances in Meteorology*, 2018, 1-12. DOI: https://doi.org/10.1155/2018/4525021

Reyes-González, A., Reta, S. D. G., Sánchez, D. J. I., Ochoa, M. E., Rodríguez, H. K., & Preciado, R. P. (2019). Estimación de la evapotranspiración de maíz forrajero apoyada con sensores remotos y mediciones *in situ*. *Terra Latinoamericana*, 37, 279-290. DOI: https//doi.org/10.28940/terra.v37i3.485

Rocha, J., Perdigão, A., Melo, R., & Henriques, C. (2012). *Remote sensing based crop coefficients for water management in agriculture*. Sustainable Development-Authoritative and Leading Edge Content for Environmental Management, Sime Curkovic (eds.), IntechOpen. DOI: 10.5772/48561

Rouse, J. W. Jr., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (December, 1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *Proceeding of Third ERTS Symposium*, 1974, NASA SP-351, Washington, USA.

Saruhan, G. N., Saglam, A., Demiralay, M., & Kadioğlu, A. (2012). Apoplastic and symplastic solute concentrations contribute to

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

osmotic adjustment in bean genotypes during drought stress. *Turkish Journal Biology*, 36, 151-160. DOI: 10.3906/biy-1101-177

Singh, R., & Irmak, A. (2009). Estimation of crop coefficient using satellite remote sensing. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *ASCE*, 135, 597-608.

Tasumi, M., Allen, R. G., Trezza, R., & Wright, J. L. (2005). Satellite-based energy balance to assess within-population variance of crop coefficient curves. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 131(1), 94-109.

Tayebi, A., Afshari, H., Farahvash, F., Sinki, J. M., & Nezarat, S. (2012). Effect of drought stress and different planting dates on safflower yield and its components in Tabriz region. *Iranian Journal of Plant Physiology*, 2(3), 445-453.

Trout, T. J. (2008). Remote sensing of canopy cover in horticultural crops. *HortScience*, 43(2), 333-337.

Vaghar, M. S., Shamsi, K., Kobraee, S. & Behrooz, R. (2014). The effect of planting row interval and plant density on the phonological traits of safflower (*Carthamus tinctorius* L.) dryland conditions. *International Journal of Bioscience*, 4(12), 202-208.

Wright, J. L. (1982). New evapotranspiration crop coefficients. *ASCE Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 108(1), 57-74.

Zhang, H., Anderson, R. G., & Wang, D. (2015). Satellite-based crop coefficient and regional water use estimates for Hawaiian sugarcane. *Field Crops Research*, 180, 143-154.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

Artículos

Los estudios del agua en Chile: revisión y perspectivas críticas

Water research in Chile: Review and critical perspectives

Raphael Cantillana[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8979-4024

[1]Universitat Autònoma de Barcelona, GRAFO, Barcelona, España, raphael.cantillana@uab.cat

Autor para correspondencia: Raphael Cantillana, raphael.cantillana@uab.cat

Resumen

Chile, un país que posee algunas de las regiones más áridas del planeta, fue, sin embargo, el primer país del mundo en privatizar sus recursos hídricos. La conjunción de estos dos fenómenos lo convierte en un caso excepcional para la investigación del uso y gestión del agua, interés que se ha visto reflejado en las últimas décadas por el aumento de la producción científica de este campo multidisciplinario. Esta producción ha contribuido al análisis, por una parte, de la política hídrica chilena y las

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

lógicas neoliberales que le subyacen, mientras que por otra se ha centrado en los conflictos ambientales y las prácticas indígenas. El presente artículo revisa la literatura en este ámbito del conocimiento, proponiendo un balance histórico y una discusión de los principales temas para finalizar con una reflexión a propósito de los nuevos desafíos para la investigación de este dinámico campo de estudio: el agua, en modo alguno, una realidad física separada de su tejido sociocultural.

Palabras clave: crisis del agua, gestión del agua, recursos hídricos.

Abstract

Although Chile has some of the most arid regions on the planet, it was the first country in the world to privatize its water resources. The combination of these two phenomena turns it into an exceptional case for the use and management of water research. Thereby, a growing interest in this multidisciplinary field has been lately reflected by an increase in its scientific production. This production has contributed to describe, on the one hand, the Chilean water policy and the neoliberal logics that underlie it, while it has also focused on environmental conflicts and indigenous practices. This paper reviews the literature in this field of knowledge, proposing a historical balance and discussing the main topics researched, to end with a reflection on the new challenges for research in this dynamic field of study: the water, a physical reality never separated from the sociocultural fabric.

Keywords: Water crisis, water management, water resources.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recibido: 12/12/2019

Aceptado: 02/03/2020

Introducción

Actualmente, la crisis del agua es una realidad cuya comprensión es exigua sin la atención tanto a su historia política como a los determinantes ambientales. Así, desde la segunda mitad del siglo XX, el acceso al agua y al saneamiento se convirtieron en temas clave en los organismos internacionales, junto con una política de crecimiento económico acelerado de sus estados miembros (*e.g.,* Carta de Punta del Este, 1961; ONU, 1977). Esta coyuntura política inició un proceso depredador de los recursos naturales, con consecuencias ecológicas tales que han llevado a una profunda crisis del agua, especialmente por lo que se refiere a la escasez y sobreexplotación (Arsel, Hogenboom, & Pellegrini, 2016; International Conference on Water and the Environment, 1992; World Water Council, 2018).

Estas dinámicas operaron en Chile de forma particular, ya que como consecuencia de su condición de laboratorio de políticas neoliberales fueron privatizadas las empresas del Estado y los bienes públicos (Harvey, 2005). De hecho, fue en plena dictadura militar de Pinochet que se

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

instauró el Código de Aguas (CA), una política que favorece la comercialización privada de los recursos hídricos, estableciéndolo como un bien nacional de uso público, al mismo tiempo que como un bien privado (Bauer, 2008; Larraín, 2006). Esta dualidad teórica es resuelta en la práctica por el dominio de la mercantilización del agua, génesis de un proceso con dimensiones socioculturales y ambientales devastadoras, que aumentan las condiciones de escasez hídrica, producen daño ambiental, y generan conflictos que intensifican la crisis del agua en Chile (Babidge, 2016; Bauer, 2004; Budds, 2018).

En este contexto, la investigación del agua ha sido abordada desde diferentes perspectivas, mostrando la complejidad de un fenómeno en el que la cultura, la sociedad y el ambiente son elementos en interacción constante. De esta forma, la investigación del agua en Chile revela las dinámicas de la avanzada neoliberal en la política hídrica y los mercados de agua, la sobreexplotación extractiva, el uso y conocimiento local indígena, y una serie de campos en intersección. Temas que han sido investigados desde la sobreexplotación minera en regiones de extrema aridez del Norte Grande (*e.g.,* Babidge, 2016; Prieto, 2016) hasta los conflictos producidos por proyectos hidroeléctricos en la húmeda Patagonia (*e.g.,* Romero-Toledo, Romero-Aravena, & Toledo, 2009; Torres-Salinas, García, & Rojas, 2017), entre otros.

A pesar de esta importante producción científica, no existe aún una revisión que permita reconocer los resultados, vacíos, limitaciones y proyecciones que ha presentado la investigación en estos temas. En consecuencia, resulta alentador abordar dicha tarea con el objetivo de establecer el estado de la investigación del agua elaborada en Chile por

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

investigadores a nivel global, desde una mirada de las ciencias sociales y humanidades. Para ello, es necesario comenzar con un balance histórico y cuantitativo de las producciones académicas, desde la apertura del debate hasta la actualidad, revisando los investigadores con mayor producción, las unidades de estudio a nivel regional y las metodologías aplicadas. A continuación, se expone un recorrido por los principales temas de investigación, discutiendo sus formas y problemáticas. Por último, hay una reflexión a propósito de los nuevos desafíos para la investigación de este campo de estudio, observando limitaciones y proyecciones.

Materiales y métodos

A partir de la concepción del agua como un elemento complejo resultante de la interacción entre dimensiones culturales, políticas y ambientales, la selección de las fuentes de información consistió en una elección de *keywords* que tuvieron en cuenta esa complejidad. Tales palabras clave incluyeron a Chile como una constante, a las que se sumaron conflictos por el agua, agua indígena, gobernanza del agua, políticas hídricas, gestión del agua y ciclo hidrosocial, entre otras. El idioma de búsqueda fue el inglés, entendiendo la norma general en publicaciones indexadas de usar, independiente de la lengua de los documentos, títulos,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

resúmenes y palabras clave en dicho idioma. La búsqueda se efectuó en los motores de *Web of Science* (WoS), *Scopus*, *Scielo* y en la misma bibliografía de los documentos revisados. Con respecto al marco temporal, se realizó una búsqueda histórica desde el año en que se encontraron las primeras investigaciones hasta el 2019, aunque este último, por estar en curso, no se consideró en el balance cuantitativo. A los 821 resultados obtenidos se les aplicó un filtro de revisión que priorizó la producción disciplinar de las ciencias sociales y humanidades, u otras disciplinas cuyas investigaciones abordaran de forma trasversal el fenómeno de estudio (*e.g.*, Lictevout & Faysse, 2018).

El resultado final arrojó 180 producciones entre artículos, libros, capítulos en libros, actas y reportes; de ellos 105 en inglés y 75 en español, alojados en gestores de referencias bibliográficas y posteriormente procesados en SPSS. Los datos se codificaron por año, autor principal, tipo de documento, indexación, fuente de información, metodología de investigación, región de investigación; y, por último, se agruparon en seis temas principales. Esta decisión final es para facilitar la descripción y discusión de los tránsitos investigativos. Con respecto de estas disposiciones metodológicas, existen dos obstáculos: el primero de ellos se produjo al clasificar en un nivel de agregación mínima los casos de estudio, habiendo investigaciones que referían a más de uno, por lo que se decidió su clasificación a nivel regional; el segundo problema surgió al agrupar los estudios por temas principales, puesto que se trató un objeto de estudio transversal con diversos temas en yuxtaposición. Por ejemplo, las investigaciones sobre el conflicto o el extractivismo de igual forma poseen un análisis de la política hídrica, situación en la que el objetivo descrito en cada documento se consideró como prioridad.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Balance de los estudios del agua en Chile

En 1985 comenzó el debate sobre el uso y la gestión del agua en Chile, junto con investigadores que situaron su interés en la desposesión producida por el nuevo CA en los pueblos indígenas del norte (*e.g.*, Aldunate, 1985; Van Kessel, 1985). A este debate iniciado por la antropología, se integraron disciplinas como la sociología (Guerrero, 1991), geografía (Bauer, 1993) y economía (Alé-Yarad, 1990), centrándose en las descripciones históricas del sector hídrico, en las dinámicas de los mercados de agua y la gestión del Estado. Durante la década del 2000, la cantidad de contribuciones aumenta a casi cinco por año, con un enfoque acentuando en las consecuencias negativas del CA. Algunos (Budds, 2004a), desde la ecología política (EP), ya observan las relaciones de poder que subyacen en las disputas por el recurso hídrico. Hacia la década actual (2010), se produce un aumento de las publicaciones con casi 14 contribuciones anuales en promedio, las cuales adoptan un enfoque multidisciplinario. Estas investigaciones adoptan una posición crítica y defensiva en relación con la política hídrica, que se convierte, al mismo tiempo, en un elemento común. Durante esta misma anualidad, también surgen estudios que incorporan el análisis de la agenda extractivista y los conflictos por el agua (*e.g.*, Babidge & Bolados,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

2018; Prieto, Salazar, & Valenzuela, 2019). Esta distribución histórica puede observarse en la Figura 1.

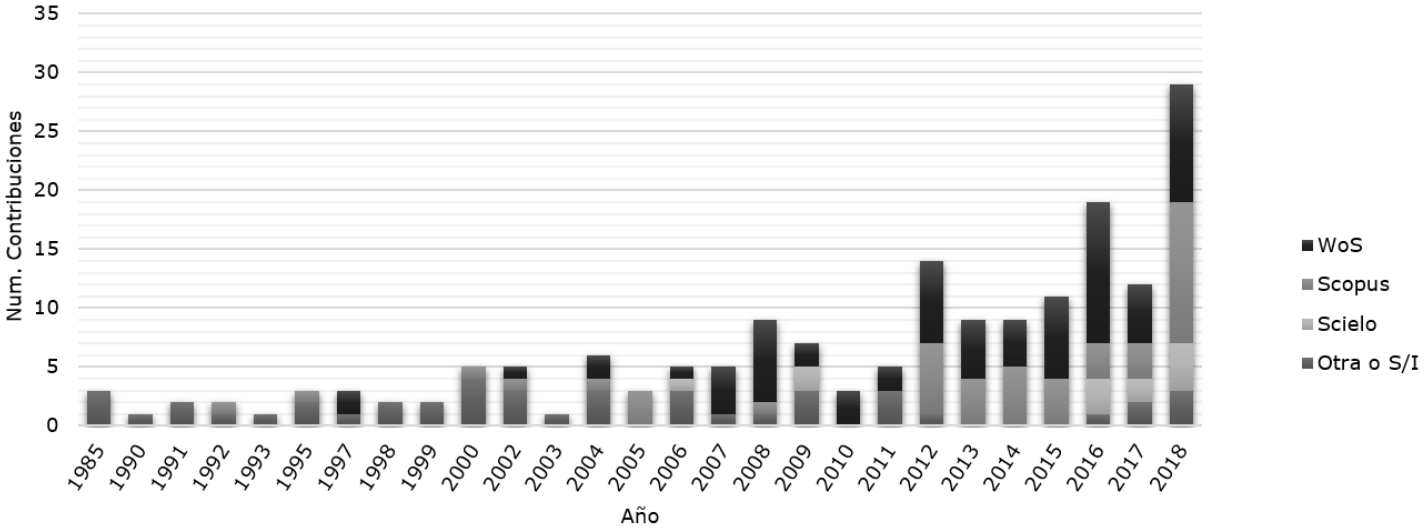


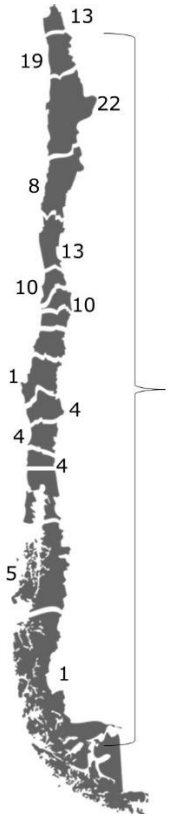
Figura 1. Distribución de la literatura relacionada con el agua en Chile por años y tipo de indización. Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, las investigaciones examinan distintas realidades con casos en 13 regiones del país. Por ejemplo, la Figura 2 muestra el área de estudio con mayor número de contribuciones, que es el Norte Grande de Chile. No es casual la concentración en esta área que posee particularidades para la investigación del agua: el desierto de Atacama es uno de los puntos más áridos del planeta, existen prácticas de uso y gestión ancestral indígena y, además, en esta zona se sitúan los megaproyectos de extracción minera que demandan altas cantidades de agua (*e.g.*, Gentes, 2003; Prieto, 2015; Carrasco, 2016). No obstante, de las 180 investigaciones revisadas, 86 de ellas se centraron en Chile como

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

caso de estudio general. En el ámbito nacional se ubican algunos análisis de la política hídrica o estudios del sector hidráulico nacional (*e.g.*, Baer, 2014; Celedon & Alegría, 2004; Hurlbert & Diaz, 2013).



Región	Num. Contribuciones
Arica y Parinacota	13
Tarapacá	19
Antofagasta	22
Atacama	8
Coquimbo	13
Valparaíso	10
Metropolitana	10
Ñuble	1
Biobío	4
Araucanía	4
Los Ríos	4
Aysén	5
Magallanes	1
Nacional	86

Figura 2. Distribución de contribuciones por área de estudio en los ámbitos regional y nacional. Fuente: elaboración propia.

A pesar del aumento progresivo de la producción científica en este campo, resaltan seis autores principales con cinco o más contribuciones, variación visible en la Figura 3 (*e.g.*, Bauer & Catalán, 2017; Budds, 2018; Gentes, 2006; Prieto *et al*., 2019; Torres-Salinas & Rojas, 2018). Sus

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

estudios, desde distintas disciplinas, responden a un enfoque que pone la mirada en los pueblos indígenas, los conflictos ambientales y las dinámicas de los mercados de agua. Otro dato relevante surge al analizar el tipo de fuente de información empleado en el total de las investigaciones, en la cual existe una preponderancia de un 51% por el uso de fuentes secundarias por sobre las primarias (12.8%) y mixtas (35.6%). Un panorama más tangencial recibe las investigaciones cualitativas, con sólo 56 de 180 contribuciones que refieren al uso de esta metodología.

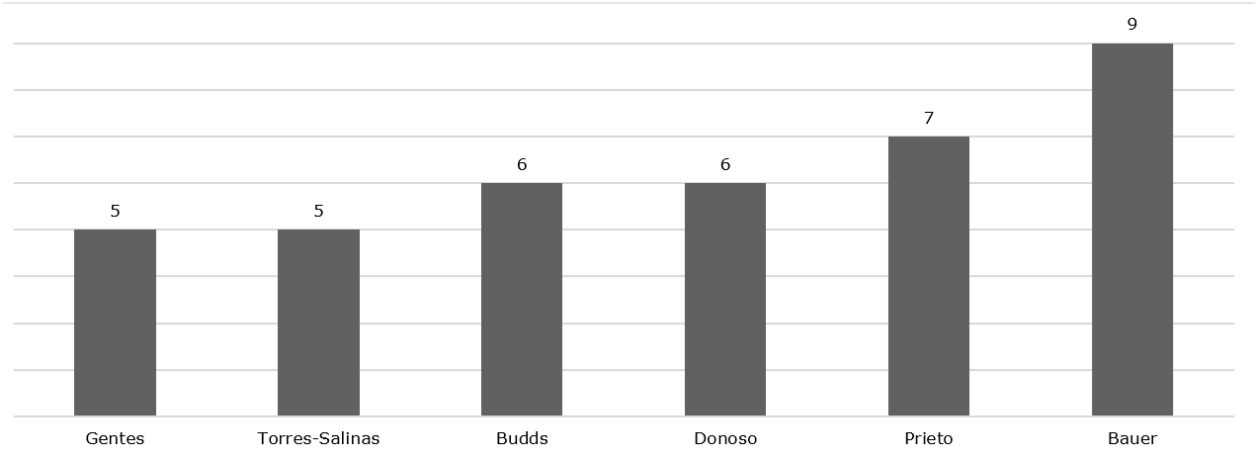


Figura 3. Autores con mayor número de contribuciones. Fuente: elaboración propia.

Temas centrales en la investigación del agua

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recapitulando los resultados presentados, las investigaciones del agua en Chile otorgan un efectivo examen multidisciplinario con diversas apreciaciones a las conexiones de su uso y gestión. A pesar de esta gama y de la interacción propia de los tópicos, en la discusión sucesiva se procura agrupar este recorrido en los siguientes seis temas principales.

Análisis de la política hídrica y el Código de Aguas

El surgimiento de la investigación científica del agua en Chile estuvo marcado por la entrada en vigor del CA. Razón por la que este aparato de la política hídrica nacional ha estado presente en casi la totalidad de las contribuciones, con posiciones a favor o en contra. Así, el CA ha quedado establecido como un instrumento del Estado, cuya concepción no es otra que fundar el agua como un recurso explotable al servicio del crecimiento económico (Bauer, 2013; Boelens & Vos, 2012; Larraín, 2006). Por ejemplo, para Domper (2006), la política hídrica con ideología de mercado ha sido efectiva y modernizadora para el Estado, el cual, paradójicamente, según Donoso (2015), ha tenido una débil gestión institucional. Ambas aportaciones se hacen desde una concepción mercantil del agua.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Aparte de estos argumentos, no es sino hasta la aparición del trabajo de Bauer, *Contra la Corriente* (1998), que la investigación relacionada con la ley de agua se desplaza hacia perspectivas que consideran las dimensiones humanas. Bauer demostró cómo la realización de un trabajo de campo *in situ* puede aportar datos que hasta el momento permanecían olvidados en la literatura. Su investigación podría considerarse como una de las primeras problematizaciones complejas de los impactos del mercado del agua en Chile. Las lecciones que *a posteriori* ofrece Bauer (Bauer, 2004; Bauer, 2005; Bauer, 2008; Bauer, 2013) exponen la desmitificación del modelo chileno en el debate internacional. Tanto es así que Solanes (2013) evidencia el infructífero intento de emulación de la normativa chilena en el Perú. Otras investigaciones permiten sostener que las reformas del CA no suprimieron su imposición *top-down* ni consideraron la participación de las comunidades involucradas (Gentes, 2006; Hurlbert & Gupta, 2015). Es más, la idea de una gestión integrada habría quedado plasmada de forma discursiva y cortoplacista (Hill, 2013; Kretshmer, Wendt, & Oyarzún, 2012). Da la impresión de que, para estos autores, la experiencia chilena constituiría un cúmulo de enseñanzas sobre acciones que **no** se deberían aplicar para una correcta gestión gubernamental del agua.

Budds (Budds, 2009; Budds, 2013; Budds, 2018) también ofrece otras contribuciones empíricas con un enfoque desde la EP que examina las relaciones de poder que subyacen en la gestión local del agua en el río La Ligua. El caso denota la estrecha conexión entre un neoliberalismo altamente institucionalizado y la gestión mercantil del agua, condiciones que consolidarían las relaciones de poder (Budds, 2013). Otra de sus críticas las dirige al dominio del conocimiento físico y natural en la gestión

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

gubernamental, situación donde predominaría el ciclo hidrogeológico por delante de otras consideraciones sociales y políticas (Budds, 2009). Ante esto, Budds propone la necesidad de avanzar hacia un modelo hidrosocial que reconozca las relaciones socioculturales en la gestión local. La importancia de este modelo analítico yace en su precisión para desentrañar las relaciones dialécticas producidas a escala colectiva e individual entre las personas y su entorno natural (Linton & Budds, 2014).

En otras contribuciones se estudian las consecuencias de la política hídrica para los pueblos indígenas. Para el norte de Chile, Gentes (Gentes, 2002; Gentes, 2003) ha trabajado empírica y documentalmente los problemas que derivan de la incapacidad del Estado por otorgar un reconocimiento constitucional a los indígenas, ignorando su relevancia cultural y política. A nivel más general, éste y otros autores sostienen que, a pesar de que algunos Estados han avanzado en algún nivel el reconocimiento de los grupos étnicos, su derecho ancestral al agua y a la gestión del territorio ha sido ocultado o negado en las políticas hídricas (Boelens *et al*., 2012; Gentes, 2002). Incluso, es posible sostener que las consecuencias de este tipo de leyes destruyen cualquier ánimo reparatorio de los abusos sistemáticos hacia los pueblos indígenas en Chile (Lovera, 2017), ignorando no sólo sus prácticas culturales, sino también su territorio ancestral (Madaleno & Gurovich, 2007). Estas contribuciones acerca de las consecuencias en los pueblos indígenas no se agotan aquí, sino que también colisionan con otros temas que serán abordados más adelante.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Mercados de agua

Los mercados de agua, como espacios donde se practica la eventual libre transacción de derechos de agua, constituyen el espíritu del CA y sus reformas (Congreso Nacional de Chile, 1981). En ellos se reconocen dos tratamientos relativos. Uno de los ámbitos observa la forma en que opera la transacción de los derechos de agua y otra se centra en la utilización de los mercados de agua como etiqueta para la dinámica propia de la mercantilización. Con respecto al primer tratamiento, las lecturas inaugurales en este tema revelan la mitificación empresarial consensuada de la valorización monetaria del agua (*e.g.*, Gazmuri, 1992; Ríos & Quiroz, 1995). Ante todo, esta primera evaluación señala, paradójicamente, que las transacciones han fomentado el uso agrícola de forma eficiente (Gazmuri, 1992). De hecho, para Thobani (1997), los mercados han ayudado a la sociedad y al Estado, circunstancia que a la vista de Donoso (2013) debiera asegurar el éxito a través de una efectiva asignación del recurso.

Las contribuciones críticas de Bauer (1997) y Budds (2004b) defienden que los mercados del agua han enfrentado, entre otros, dos problemas iniciales: (1) no se ha establecido una lista de precios informados, impidiendo (2) la capacidad de establecer un libre mercado, cuyo resultado es el acaparamiento de los derechos de explotación. Por otra parte, la concentración de la asignación del recurso ha facilitado la producción de una agricultura de productos para la exportación, lo que

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

tiene consecuencias para las pequeñas explotaciones. En este sentido, lo que ocurre con los pequeños agricultores puede entenderse mejor a través del análisis distributivo de estos derechos en la cuenca del Limarí o el río La Ligua, donde este grupo vulnerable habría sido desplazado y marginado (Budds, 2004b; Romano & Leporati, 2002). Al comparar estos alegatos con otras investigaciones con conclusiones positivas al modelo transaccional, surgen algunas disrupciones en estas últimas. Por ejemplo, no se profundizan las características particulares de los agricultores o granjeros como sujetos de estudio, evidenciando así, dificultades ontológicas importantes al no considerar las lógicas productivas de estos grupos humanos con la industria (*e.g.*, Grafton, Libecap, McGlennon, Landry, & O'Brien, 2011; Hearne & Donoso, 2014; Molinos-Senante, Donoso, & Sala-Garrido, 2016).

En otro orden de ideas, las dinámicas de los mercados de agua no sólo alcanzan la agricultura, sino también la producción de la gran minería. Los fenómenos que aquí suceden han sido particularmente observados desde los métodos cualitativos con enfoques teóricos desde la EP. En principio, la posibilidad de incorporar al patrimonio privado los derechos de explotación del agua permitió, en el caso del norte del país, la inscripción de derechos particulares que marginaron a las comunidades indígenas (Budds, 2010). Especialmente, en el caso de los atacameño, Prieto (Prieto, 2015; Prieto, 2016) ilustra las dimensiones de la desposesión y desmitifica el espíritu *laissez faire* de la lógica neoliberal. Este análisis se sustenta en las complejas instituciones de un Estado que, en la práctica y para el caso de estudio, no permite una libre competencia, reservándose éste un rol fundamental en la asignación del recurso. Otra de las contradicciones existentes abonan a la creencia de que la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mercantilización y la valoración monetaria del agua evitan un despilfarro, ya que, contrariamente, la asignación del agua para uso minero es abundante en comparación con el uso domiciliario (Bitran, Rivera, & Villena, 2014; Bottaro, Latta, & Sola, 2014). Algunas de éstas y otras contradicciones las analiza Gentes con detalle (Gentes, 2002; Gentes, 2004).

Extractivismo, hidroeléctricas e industria forestal

El extractivismo o su conceptualización contemporánea, neoextractivismo, ha constituido un imperativo en la agenda de los países del llamado Sur Global, como una senda productiva para las trasformaciones económicas (Acosta, 2013; Arsel, Hogenboom, & Pellegrini, 2016). Esta arista del marco neoliberal aplicado en Chile ha facilitado el ingreso de capitales extranjeros en territorios de agricultores, campesinos e indígenas, tal como lo describen las investigaciones de Aitken, Rivera, Godoy-Faúndez y Holzapfel (2016), Jacka (2018) y algunas otras que serán revisadas más adelante. De hecho, algunos estudios establecen que Chile, al compararlo con otros países de similares características de explotación minera, presenta un marco regulatorio que facilita este tipo de actividad económica (Oyarzún & Oyarzún, 2011; Thomashausen, Maennling, & Mebratu-Tsegaye, 2018).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Este tema se sustenta en una literatura desarrollada en la última década, cuyas contribuciones poseen un importante acervo de datos empíricos que aportan a la comprensión del fenómeno del agua en el ámbito minero y, en menor medida, forestal. Así, por ejemplo, Bottaro *et al*. (2014) han observado en los conflictos contra el proyecto minero Pascua Lama, las formas de la respuesta social a las consecuencias del neoextractivismo en los territorios locales. Acciones similares suceden también con los proyectos hidroeléctricos en la Patagonia, generando luchas socioambientales en las comunidades locales (Romero-Toledo *et al*., 2009; Torres-Salinas & García, 2009). En el Biobío es posible observar otro tipo de extractivismo, caso en el que la industria forestal, en un período de 20 años, ha cuadruplicado sus hectáreas de cultivo en desmedro de la agricultura de subsistencia (Torres-Salinas, Gironás, & Pint, 2016; Torres-Salinas, Azócar, Rojas, Montecinos, & Paredes, 2015).

Estas disputas son sólo un ámbito de los impactos de un extractivismo que además de depredar los recursos minerales, también lo hace con los hídricos (Bottaro *et al*., 2014). Al respecto, se ha expuesto que el agua en el desierto de Atacama es escasa, y sus mínimas reservas se ubican en sectores protegidos o con asentamientos ancestrales indígenas. En este territorio se ubican megaproyectos mineros amparados por un aparato estatal que los protege (Bolados-García & Babidge, 2017). Por ejemplo, la intromisión que amenaza las localidades de la región de Tarapacá produce competencias desiguales por el control de los recursos (Romero-Aravena, Méndez, & Smith, 2012). En particular, el pueblo atacameño ha sufrido una degradación del ecosistema en la que sus prácticas productivas ancestrales se han visto reducidas o, incluso, eliminadas, tal como señalan de forma empírica y diacrónica Prieto,

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Salazar y Valenzuela (2019). En consecuencia, la desposesión produce de manera concomitante configuraciones en el tejido cultural indígena, lo que ha contribuido a resignificar sus prácticas, producto de traslocalizaciones forzadas y a dinámicas de negociación y disputa (Romero-Toledo, 2018). Estos fenómenos estudiados por Romero-Toledo (2018) habían constituido años antes el centro de la investigación etnográfica de Carrasco (2016) en otros casos de estudio, pues Carrasco se interesó por las contradicciones simbólicas y valorativas como corolarios de un territorio altamente mercantilizado. Este escenario fenomenológico permite iluminar las confluencias cosmogónicas de la dualidad del agua para los indígenas: desde la cosmovisión andina, un elemento indisociable de la cultura, y en la actual práctica productiva, una mercancía transable.

Según Babidge (2013), otro de los artificios utilizados por la megaminería corresponde a las acciones con carátula de Responsabilidad Social Empresarial (RSE): medidas dirigidas a presentar el extractivismo con un espíritu sustentable. Los programas de RSE, en efecto, irían en supuesto beneficio de las comunidades afectadas, donde sería posible entrever la formación de un clientelismo o, como Babidge (2016) ilustra, la disímil idea de *socios*. Más tarde, la misma investigadora también sugiere que una de las estrategias de control de los proyectos mineros es sostener la ignorancia y la confusión como herramienta de control de las comunidades (Babidge, 2019).

Para otros investigadores, los impactos ambientales del neoextractivismo en los grupos humanos son problemas que deberían superarse para hacer posible una minería responsable (Acosta, 2018). Sin embargo, al observar los hallazgos e intereses económicos, pareciera que

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

una conservación de los ecosistemas y de las dinámicas culturales ancestrales únicas, en la *praxis,* no constituye una prioridad para los proyectos de megaminería ni para el Estado (Romero-Aravena *et al*., 2012). De los problemas categorizados en este tema, también están los conflictos entre comunidades locales y agentes externos, fenómeno que se revisa a continuación.

Conflictos socio-territoriales por el agua

De acuerdo con De la Maza, Maillet y Martínez-Neira (2017), el agua sería una de las principales razones de los conflictos socio-territoriales en Chile. Un tema de investigación dominado por un foco en las disputas con agentes externos. Así, por ejemplo, Usón, Henríquez y Dame (2017) observan en el caso de la cuenca alta de Yalí, cómo las empresas agroindustriales manejan una tecnicidad de la información que les permite sostener la ignorancia sobre datos hidrogeológicos de la cuenca. Una estrategia que Babidge (2019) pudo pesquisar en contextos de la gran minería. Ambas situaciones ilustran cómo las redes complejas de intereses se enfrentan desde disímiles posiciones de poder vulnerando a las comunidades locales (Usón *et al*., 2017). De esta forma, los grupos humanos afectados por disputas de agua muestran una politización de sus acciones, expresada a través de los discursos contra agentes externos que ingresan a devastar el territorio (Romero-Toledo *et al*., 2009; Torres-

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Salinas *et al*., 2017). Según Torres-Salinas y Rojas (2018), los movimientos hidrosociales serían una respuesta a la fractura hidro-metabólica del neoliberalismo. A la luz de un análisis de redes sociales (ARS) en otro caso de estudio, es de reconocer que estos movimientos de lucha serían *clusters* con un escaso nivel de interacción entre ellos para una misma acción colectiva (Fonseca, Montalba, & García, 2015). Sin embargo, mantienen funciones propias para el fortalecimiento de la identidad grupal y sus niveles de cohesión interna (Castillo, 2016; Gentes, 2002; Molina, 2012; Romero-Toledo, Videla, & Gutiérrez, 2017).

Otros investigadores han puesto la mirada en diferentes tipos de conflictos. Gentes (Gentes, 2000; Gente, 2002; Gentes, 2003; Gentes, 2004) ostenta una larga trayectoria de investigación acerca de los marcos legales y las acciones sistemáticas del Estado por no reconocer el derecho consuetudinario indígena. Estas intersecciones conflictivas derivadas en la inexistencia de un pluralismo legal también fueron investigadas por Castro (1997), Cuadra (2000), y Castro y Quiroz (2011). De estas contribuciones, al respecto, se sostiene que la postergación y el ocultamiento de las prácticas normativas indígenas conllevan una violación del derecho consuetudinario, toda vez que la asimilación cultural es un proceso constante para el progreso neoliberal, tal como para otras corrientes que apuntan a la modernización.

En otro ámbito destino a la privatización del agua, Garande y Dagg (2005), y Cantillana (2018) sostienen que la política chilena sobre el acceso al agua potable de la comunidades rurales tiene como consecuencia la emergencia de conflictos internos. Destacan sobre todo que el Programa de Agua Potable Rural (APR) tiene una imposición *top-*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

down que además exacerba la marginación de los conocimientos locales de gestión del agua. Cantillana (2018) discute que, a pesar de existir un proceso de participación ciudadana, estas acciones performativas y mediáticas sin capacidad resolutiva exhiben la tendencia a desinformar en lugar de buscar consensos entre la comunidad. Estos estudios empíricos (véase también a Suarez, 2018) contradicen las conclusiones positivas al Programa APR contenidos en la investigación de tipo secundaria de Blanco y Donoso (2016).

Gestión y conocimiento local

La gestión del agua en el nivel local comprende conocimientos ligados con su uso y manejo. En este tema de investigación existen diversos cúmulos de conocimiento que dependen de las características propias de la actividad productiva: agrarios, pecuarios, cazadores-recolectores de borde mar, etcétera. La tendencia descriptiva de tales fenómenos marcó el inicio de la investigación del agua en Chile. Estas primeras investigaciones, durante las últimas dos décadas del siglo pasado, han entregado un acervo de las distintas prácticas indígenas sudandinas (Aldunate, 1985; Castro, 1992; Castro *et al*., 1991; Hendriks, 1998; Núñez, 1985; Núñez & Pourrut, 1995; Van Kessel, 1985). Actividades que, según Young *et al*. (2009), están en peligro debido a los efectos del cambio climático y a la depredación del agua. En otra contundente

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

investigación al respecto, se puede consultar la obra seminal de Yáñez y Molina (2011) titulada: *Las aguas indígenas en Chile*.

Estos conocimientos son tan sólo una de las múltiples conexiones en la que también se revela la dimensión ritual y simbólica. En la cultura mapuche, por ejemplo, se ha investigado la utilización de modelos dendríticos y reticulares en torno a la percepción de los paisajes del agua (Skewes, Solari, Guerra, & Jalabert, 2012). El uso del espacio y su relación simbólica también ha sido examinado por la arqueología en torno a los restos materiales del período formativo en la región centro-sur andina (Muñoz-Ovalle, 2013). Para los indígenas aimara, el culto a sus *mallkus* o *achachilas* (deidades) constituyen ceremonias rogativas que suplican por la abundancia de agua para las cosechas fértiles (Choque & Pizarro, 2013). Desde una perspectiva metodológica, Di Giminiani y González (2018), con una mirada a las investigaciones centradas en la relación entre seres humanos y agua, sugieren que una perspectiva de objetivación inacabada sería una forma más precisa de aproximación a un análisis certero de esta problemática.

Otros investigadores de la gestión local se han interesado por las prácticas de campesinos rurales no indígenas. Al observar algunos casos de la región de Valparaíso, es posible entrever cómo la alta demanda de recursos hídricos para la mega producción perturban las actividades productivas autosustentables (Panez-Pinto, Mansilla-Quiñones, & Moreira-Muñoz, 2018). Efectos similares afectan a otro grupo de pequeños agricultores que han debido migrar su actividad productiva hacia la apicultura, fenómeno que, según el análisis empírico de Trujillo (2017), habría permitido una conservación socialmente inclusiva. De igual

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

forma, desde una mirada macro, Delgado, Torres-Gómez, Tironi-Silva y Marín (2015) revisan el informe de adaptación al cambio climático para ilustrar la vulnerabilidad en la que se encuentra la agricultura de subsistencia (véase también a Roco, Poblete, Meza, & Kerrigan, 2016). Para Hurlbert y Diaz (2013), la adaptación al cambio climático y las acciones de mitigación correspondientes a la degradación ambiental no serían posibles desde la lógica neoliberal y, en absoluto, desde los intereses económicos. En definitiva, la acción gubernamental para la gestión del agua en Chile constituiría un modelo cuestionable para enfrentar los desafíos del cambio climático (Hill & Allan, 2014).

Sistemas de provisión de agua potable

Los servicios sanitarios públicos chilenos comenzaron a operar en el año 1931. Este inicio de las instituciones sanitarias estuvo marcado por un tratamiento del agua como bien público, seguido de una etapa de modernización que convergió en una actual fase de privatización, algunas descripciones históricas se pueden encontrar en las producciones de Alé-Yarad (1990), Alegría y Celedon (2006), y Fischer y Serra (2004). Lo que más se destaca de este proceso es la amplia cobertura lograda en áreas urbanas que alcanzó el 98% (Alegría & Celedon, 2006). Por otra parte, es importante reconocer que la conceptualización sobre la privatización del agua en Chile (véase también a Morandé y Doña, 1999) se relaciona de

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

modo directo con el tratamiento jurídico del CA, que permitió la comercialización privada de los recursos hídricos en un nivel nacional. Dicho panorama no debe ser confundido con el proceso de privatización de las empresas sanitarias del Estado, el cual ostenta características particulares, y que además ha congregado gran atención. De igual forma se suman a la literatura recientemente citada las contribuciones sobre el análisis histórico del acceso y distribución de agua potable (Pflieger, 2008; Simón-Ruiz & Sánchez Andaur, 2018) y sus sistemas tarifarios (Castro, 2008; Fercovic, Foster, & Melo, 2019; Molinos-Senante, 2018; Vargas, 2002).

En general, el proceso de privatización de las instituciones sanitarias ha sido valorado por algunos estudios basados en datos estadísticos como un proceso exitoso (*e.g.*, Donoso, 2015b; Molinos-Senante & Sala-Garrido, 2016). Esta valoración ha sido criticada desde el análisis de los sistemas tarifarios de Durán (2015), cuyos resultados permiten revelar la afectación de estas empresas a los procesos de segregación urbana. En otro ámbito, Delgado, Arumí y Reicher (2017) advierten que tampoco existe un cuerpo normativo que obligue a las empresas sanitarias a proteger las captaciones de agua potable de riesgos de contaminación. Menos aun existiría una preocupación normativa por asegurar la continuidad hídrica en contextos de crisis, toda vez que el actual modelo no permite afrontar el binomio de las escasez/sustentabilidad (Lehn *et al*., 2012; Salinas, Gironás, & Pinto, 2016).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Viejos pretextos, nuevos desafíos

Los investigadores han brindado una próspera y heterogénea literatura: próspera en cuanto a su desarrollo y heterogénea disciplinariamente, en el que las distintas contribuciones revisadas exhiben un examen procesual y multidisciplinar en el abordaje de los fenómenos hídricos. Los intereses, pese a los esfuerzos realizados para su clasificación en temas principales, transitan entre diferentes dominios, revelando las múltiples y diversas intersecciones del agua. A pesar de las características generales de este estado del arte, distintas investigaciones reflejan una carencia empírica en la información entregada. Por ejemplo, las tradiciones de investigación que enaltecen las particularidades del actual sistema normativo y transaccional del agua son las que analizan datos secundarios y estadísticos. Estas producciones, por lo tanto, pueden conllevar abstracciones o elucubraciones no suficientemente contrastadas, permitidas por un trabajo de campo inexistente o limitado. Una impronta que queda expuesta a la luz de la evidencia de investigaciones que, en contra ejemplo, emplean trabajo de campo para la recolección de sus datos. Más de una década después del llamado de Bauer (1997) sobre la necesidad de estudios empíricos para la investigación hídrica, y a pesar de las reconocidas contribuciones que en último tiempo se han realizado, continúa el predominio de investigaciones de corte cuantitativo que, incluso reconociendo su valor, deberían ser complementadas con análisis más integrales de este fenómeno multidimensional. Esta forma para

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 81-126. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-03

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

superar tal situación debe basarse en aumentar las investigaciones con recolección de datos *in situ y con una mirada global, la* que surge de este examen a las investigaciones revisadas: el agua no es sólo un elemento físico natural ni se reduce al consumo domiciliario, menos aun exclusivamente un insumo para la producción minera, ni tan sólo parte de un sistema simbólico. En alegoría a estas particularidades se constata la complejidad del fenómeno del agua: en modo alguno, una realidad física separada del tejido sociocultural.

Este tratamiento para la comprensión de los fenómenos representa desafíos que los nuevos enfoques investigativos y modelos teóricos, en parte, consideran. En particular, se observan las propuestas teóricas neomarxistas y de la ecología cultural, transformados hoy en la vanguardia a través de la EP, justicia ambiental, modelo hidrosocial y la fractura socio-metabólica. La integración de estos enfoques ha ayudado a la articulación de las lógicas que subyacen a la crisis hídrica con un análisis desde las dimensiones macroestructurales. A pesar de los avances en esta dirección y al reconocimiento de las contribuciones interdisciplinares, parecen desdibujarse las aportaciones propias que cada disciplina puede aportar al debate. Por lo anterior, se intenta argumentar que la utilización de los enfoques transdisciplinares anteriormente descritos debería, al mismo tiempo, intentar aplicar los enfoques y conocimientos propios de cada disciplina. Este desafío epistemológico no pretende una vuelta al enclaustramiento disciplinar en el que cada una de ellas atienda en sus formas y directrices a su objeto de estudio como cuestiones autárquicas, sino una renovación de un debate interdisciplinario (Max-Neef, 2005).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En conclusión, quedan en relieve las consecuencias ambientales de la agenda política y del poder económico, demostrando en su totalidad la incapacidad del mercado por aportar a un modelo de equidad, integración y de sostenibilidad social y ambiental. Por otra parte, las configuraciones socioculturales resultantes de este programa de degradación ambiental, así como las nuevas dialécticas entre mujeres, hombres y su entorno socio-ecológico, constituyen un espacio profundo con diversos problemas de conocimiento. Un escenario emocionante para investigaciones futuras que, sin duda, se ampliará en la medida que se oriente cada vez más a la búsqueda empírica de las múltiples conexiones e intersecciones del fenómeno hídrico y su actual contexto de crisis.

Agradecimientos

Los más sinceros agradecimientos a José Luis Molina e Irene Iniesta-Arandia por las continuas observaciones realizadas a este manuscrito, y también a los evaluadores, cuyas indicaciones permitieron enriquecerlo. De igual forma se agradece al financiamiento N°72190334 PFCHA de la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo de Chile.

Referencias

Acosta, A. (2013). Extractivism and neoextractivism: Two sides of the same curse. In: Lang, M., & Mokrani, D. (eds.). *Beyond development: Alternative visions from Latin America* (Vol. 1, pp. 61-86). Amsterdam, The Netherlands: Transnational Institute.

Acosta, O. (2018). Water and mining. In: Donoso, G. (ed.). *Water policy*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

in Chile (pp. 179-193). Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-3-319-76702-4

Aitken, D., Rivera, D., Godoy-Faúndez, A., & Holzapfel, E. (2016). Water scarcity and the impact of the mining and agricultural sectors in Chile. *Sustainability,* 8(2), 128. Recuperado de https://doi.org/10.3390/su8020128

Aldunate, C. (1985). Desecacion de las Vegas de Turi. *Chungara. Revista de Antropología Chilena*, (14), 135-139.

Alé-Yarad, J. (1990). Un nuevo esquema de regulación de monopolios naturales. *Estudios Públicos*, 37, 165-226.

Alegría, M., & Celedon, E. (2006). *Historia del sector sanitario chileno. De la gestión hasta el proceso de privatización*. Zúrich, Suiza: Instituto de Investigación de las Naciones Unidas para el Desarrollo Social (UNRISD).

Arsel, M., Hogenboom, B., & Pellegrini, L. (2016). The extractive industries and society. The extractive imperative in Latin America. *The Extractive Industries and Society*, 3(4), 880-887. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.exis.2016.10.014

Babidge, S. (2013). "Socios": The Contested Morality of "Partnerships" in indigenous community-mining company relations, Northern Chile. *Journal of Latin American & Caribbean Anthropology*, 18(2), 274-293. Recuperado de https://doi.org/10.1111/jlca.12020

Babidge, S. (2016). Contested value and an ethics of resources: Water, mining and indigenous people in the Atacama Desert, Chile. *The Australian Journal of Anthropology*, 27(1), 84-103. Recuperado de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

https://doi.org/10.1111/taja.12139

Babidge, S. (2019). Sustaining ignorance: The uncertainties of groundwater and its extraction in the Salar de Atacama, northern Chile. *Journal of the Royal Anthropological Institute*, 25(1), 83-102. Recuperado de https://doi.org/10.1111/1467-9655.12965

Babidge, S., & Bolados, P. (2018). Neoextractivism and indigenous water ritual in Salar de Atacama, Chile. *Latin American Perspectives*, 45(5), 170-185. Recuperado de https://doi.org/10.1177/0094582X18782673

Baer, M. (2014). Private water, public good: Water privatization and state capacity in Chile. *Studies in Comparative International Developmen*t, 49(2), 141-167. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s12116-014-9154-2

Bauer, C. (1993). Los derechos de agua y el mercado: efectos e implicancias del Código de Aguas chileno de 1981. Actas Del Seminario sobre Política Nacional de Aguas (1991). *Revista de Derecho de Aguas*, 4, 17-63.

Bauer, C. (1997). Bringing water markets down to earth: The political economy of water rights in Chile, 1976-1995. *World Development*, 25(5), 639-656.

Bauer, C. (1998). *Against the current: Privatization, water markets, and the state in Chile*. New York, USA: Kluwer Academic Publishers.

Bauer, C. (2004). *Siren song. Chilean water law as a model for international reform*. New York, USA: Routledge. Recuperado de https://doi.org/10.4324/9781936331062

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Bauer, C. (2005). In the image of the market: The Chilean model of water resources management. *International Journal of Water,* 3(2), 146. Recuperado de https://doi.org/10.1504/IJW.2005.007283

Bauer, C. (2008). The experience of Chilean water markets. In: *Expo Zaragoza: Water Economics and Financing*, 1-11. Zaragoza, España: Oficina Internacional de Exposiciones.

Bauer, C. (2013). The experience of water markets and the market model in Chile. In: Measty, J., (ed.). *Water trading and global water scarcity: International experiences* (pp. 130-143). Recuperado de https://doi.org/10.4324/9780203084151

Bauer, C., & Catalán, L. (2017). Water, law, and development in Chile/California cooperation, 1960-70s. *World Development*, 90, 184-198. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2016.09.006

Bitran, E., Rivera, P., & Villena, M. J. (2014). Water management problems in the Copiapó Basin, Chile: Markets, severe scarcity and the regulator. *Water Policy*, 16(5), 844-863. Recuperado de https://doi.org/10.2166/wp.2014.107

Blanco, E., & Donoso, G. (2016). Agua potable rural: desafíos para la provisión sustentable del recurso. *Actas de Derecho de Aguas*, (6), 63-79.

Boelens, R., Gentes, I., Gil, A., & Urteaga, P. (2005). Special law: Recognition and denial of diversity in andean water control. In: Roth, D., Boelens, R., & Zwarteveen, M. (eds.). *Liquid relations: Contested Water rights and legal complexity* (pp. 144-171). New

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Brunswick, USA: Rutgers University Press.

Boelens, R., & Vos, J. (2012). The danger of naturalizing water policy concepts: Water productivity and efficiency discourses from field irrigation to virtual water trade. *Agricultural Water Management*, 108, 16-26. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.06.013

Bolados-García, P., & Babidge, S. (2017). Ritualidad y extractivismo. La limpia de canales y las disputas por el agua en el salar de atacama-norte de Chile. *Estudios Atacameños*, (54), 207-216. Recuperado de https://doi.org/10.4067/S0718-10432016005000026

Bottaro, L., Latta, A., & Sola, M. (2014). La politización del agua en los conflictos por la megaminería: discursos y resistencias en Chile y Argentina. *Revista Europea de Estudios Latinoamericanos y del Caribe*, (97), 97-115. Recuperado de https://doi.org/10.2307/23972442

Budds, J. (2004a). Power, nature and neoliberalism: The political ecology of water in Chile. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 25(3), 322-342.

Budds, J. (2009). Contested H_2O: Science, policy and politics in water resources management in Chile. *Geoforum*, 40(3), 418-430. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2008.12.008

Budds, J. (2010). Water rights, mining and indigenous groups in Chile's Atacama. In: Boelens, R., Getches, D., & Guevara, J. (eds.). *Out of the mainstream: Water rights, politics and identity* (pp. 197-211). London, UK: Earthcan.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Budds, J. (2013). Water, power, and the production of neoliberalism in Chile, 1973-2005. *Environment and Planning D: Society and Space*, 31(2), 301-318. Recuperado de https://doi.org/10.1068/d9511

Budds, J. (2018). Securing the market: Water security and the internal contradictions of Chile's Water Code. *Geoforum*, (January), 1-11. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.09.027

Cantillana, R. (2018). Conflictos por el agua en sus dimensiones sociales y culturales: política de Estado y gestión comunitaria en Tarapacá, Chile. *Estudios Socioterritoriales. Revista de Geografía*, (23), 27-43.

Carrasco, A. (2016). A biography of water in Atacama, Chile: Two Indigenous community responses to the extractive encroachments of mining. *Journal of Latin American and Caribbean Anthropology*, 21(1), 130-150. Recuperado de https://doi.org/10.1111/jlca.12175

Carta de Punta del Este. (1961). Carta de Punta del Este. *El Trimestre Económico*, 24(4), 735-764.

Castillo, M. (2016). Socio-ecological inequality and water crisis: Views of indigenous communities in the Alto Loa Area. *Environmental Justice*, 9(1), 9-14. Recuperado de https://doi.org/10.1089/env.2015.0023

Castro, J. P. (2008). Water services in Latin America: Experiences with public private partnerships. *International Journal of Water*, 4(3/4), 235. Recuperado de https://doi.org/10.1504/ijw.2008.019496

Castro, M. (1992). *Cultura hídrica: un caso en Chile*. La Habana, Cuba:

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Oficina Regional de Cultura para América Latina y el Caribe (ORCAL).

Castro, M. (1997). Agua, derechos y cultura en los Andes del norte de Chile. Un enfoque desde la antropología jurídica. *Chungara. Revista de Antropología Chilena*, 29(1), 63-80.

Castro, M., Bahamondes, M., Jaime, M., Meneses, C., & Navarrete, C. (1991). Cultura, tecnología y uso del agua en un pueblo andino del norte de Chile. *Revista Chilena de Antropología*, (10), 45-69. Recuperado de https://doi.org/10.5354/0719-1472.1991.17681

Castro, M., & Quiroz, L. (2011). La crisis del agua en Chile: "El futuro de Chile requiere una nueva política de agua". En: Boelens, R., Cremers, L., & Zwarteveen, M. (eds.), *Justicia hídrica. Acumulación, conflicto y acción social* (pp. 225-240). Lima, Perú: Instituto de Estudios Peruanos, Fondo Editorial PUCP.

Celedon, E., & Alegría, M. (2004). Análisis del proceso de privatización de los sistemas de agua potable y saneamiento urbanos en Chile. *Rega*, 1(2), 65-85.

Choque, C., & Pizarro, E. (2013). Identidades, continuidades y rupturas en el culto al agua y a los cerros en Socoroma, una comunidad andina de los Altos de Arica. *Estudios Atacameños*, (45), 55-74. Recuperado de https://doi.org/10.4067/S0718-10432013000100005

Congreso Nacional de Chile. (1981). *Código de Aguas*. Santiago de Chile, Chile: Biblioteca del Congreso Nacional.

Cuadra, M. (2000). Teoría práctica de los derechos ancestrales de agua

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de la comunidades atacameñas. *Estudios Atacameños*, 19(19), 93-112. Recuperado de https://doi.org/10.22199/S07181043.2000.0019.00005

De la Maza, G., Maillet, A., & Martínez-Neira, C. (2017). Socio-territorial conflicts in Chile: Configuration and politicization (2005-2014). *European Review of Latin American and Caribbean Studies*, 104(104), 23-46. Recuperado de https://doi.org/10.18352/erlacs.10173

Delgado, L., Torres-Gómez, M., Tironi-Silva, A., & Marín, V. H. (2015). Estrategia de adaptación local al cambio climático para el acceso equitativo al agua en zonas rurales de Chile. *America Latina Hoy*, 69, 113-137. Recuperado de https://doi.org/10.14201/alh201569113137

Delgado, V., Arumí, J. L., & Reicher, O. (2017). Problemas que plantea la regulación de las áreas de protección de los derechos de aprovechamiento de las aguas subterráneas en Chile, cuando sirven a captaciones de agua potable. *Revista de Derecho*, (2), 143-180.

Di Giminiani, P., & González, M. (2018). Who owns the water? The relation as unfinished objectivation in the Mapuche lived world. *Anthropological Forum*, 28(3), 199-216.

Domper, M. de la L. (2006). *La privatización del agua y de las empresas sanitarias en Chile* (vol. 173). Santiago de Chile, Chile: Libertad y Desarrollo.

Donoso, G. (2013). The evolution of water markets in Chile. In: Maestu,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

J. (ed.). *Water trading and global water scarcity: International experiences* (pp. 111-129). Recuperado de https://doi.org/10.4324/9780203084151

Donoso, G. (2015a). Chilean water rights markets as a water allocation mechanism. En: Lago, M., Mysiak, J., Gómez, C., Delacámara, G., & Maziotis, A. (eds.). *Use of economic instruments in water policy: Insights from international experience* (pp. 265-278). Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-3-319-18287-2_197-2

Donoso, G. (2015b). Water pricing in Chile: Decentralization and market reforms. In: Dinar, A., Pochat, V., & Albiac-Murillo, J. (eds.). *Water princing experiences and innovations* (pp. 83-96). Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-3-319-16465-6

Durán, G. (2015). Agua y pobreza en Santiago de Chile: morfología de la inequidad en la distribución del consumo domiciliario de agua potable. *EURE (Santiago)*, 41(124), 225-246. Recuperado de https://doi.org/10.4067/S0250-71612015000400011

Fercovic, J., Foster, W., & Melo, O. (2019). Economic development and residential water consumption in Chile. *Environment and Development Economics*, 24, 23-46. Recuperado de https://doi.org/10.1017/S1355770X18000463

Fischer, R., & Serra, P. (2004). *Efectos de la privatización de servicios públicos en Chile: casos sanitario, electricidad y telecomunicaciones*. Washington, DC, USA: Banco Interamericano de Desarrollo.

Fonseca, F., Montalba, R., & García, M. (2015). Redes sociales, capital

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

social y acción colectiva en dos territorios campesinos de la región de La Araucanía, en Chile, para enfrentar problemas asociados al acceso al agua. *Papers. Revista de Sociología*, 100(4), 577-606. Recuperado de https://doi.org/10.5565/rev/papers.2169

Garande, T., & Dagg, S. (2005). Public participation and effective water governance at the local level: A case study from a small under-developed area in Chile. *Environment, Development and Sustainability*, 7(4), 417-431. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10668-004-3323-9

Gazmuri, R. (1992). Chile's market-oriented water policy: Institutional aspects and achievements. In: Le Moigne, G., Easter, K., Ochs, W., & Giltner, S. (eds.). *The World Bank's Ninth Annual Irrigation and Drainage Seminar* (pp. 65-78). Maryland, USA: World Bank Technical Paper.

Gentes, I. (2000). Culturas étnicas en conflicto: el código de aguas y las comunidades indígenas en el Norte Grande, Chile. *Revista Américas*, 16(4), 7-50.

Gentes, I. (2002). *Agua, poder y conflicto étnico. Legislación de recursos hídricos y reconocimiento de los derechos indígenas en los países andinos: importancia, obstáculos, perspectivas y estrategias*. Santiago de Chile, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe (Cepal).

Gentes, I. (2003). Gestión comunitaria de propiedad hídrica y manejo de conflictos. Algunas experiencias andinas. *Cadernos PROLAM/USP*, 2(2), 125-145. Recuperado ode https://doi.org/10.11606/issn.1676-6288.prolam.2003.83034

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gentes, I. (2004). *Agua, derechos locales e indígenas y su interacción con la legislación nacional-estudio de caso de Chile*. Santiago de Chile, Chile: Universidad de Wageningen-Comisión Económica para América Latina y el Caribe.

Gentes, I. (2006). Las reformas al código de aguas en Chile: ¿más de lo mismo o cambio de paradigmas en las políticas hídricas? *Congreso Internacional WALIR: Pluralismo Legal, Recursos Hídricos y Políticas de Reconocimiento*, 175-198. Cusco, Perú.

Grafton, R. Q., Libecap, G., McGlennon, S., Landry, C., & O'Brien, B. (2011). An integrated assessment of water markets: A cross-country comparison. *Review of Environmental Economics and Policy*, 5(2), 219-239. Recuperado de https://doi.org/10.1093/reep/rer002

Guerrero, V. (1991). *Recursos hídricos y conflictos sociales en Tarapacá* (No. 5). Iquique, Chile: Centro de Investigación de la Realidad del Norte.

Harvey, D. (2005). *A brief history of neoliberalism*. Oxford, UK: Oxford University Press.

Hearne, R., & Donoso, G. (2014). Water markets in Chile: Are they meeting needs? In: Easter, K., & Huang, Q. (eds.). *Water markets for the 21st century* (pp. 103-126). Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-94-017-9081-9

Hendriks, J. (1998). Water as Private property: Notes on the case of Chile. In: *Searching for equity: Conceptions of justice and equity in peasant irrigation* (pp. 297-309). Assen, The Netherlands: Van

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gorcum.

Hill, M. (2013). Water governance in the context of IWRM: Chile. In: Hill, M. (ed.). *Climate change and water governance. Advances in global change research*, 54, 141-154. Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-94-007-5796-7_8

Hill, M., & Allan, A. (2014). Adaptive capacity in a chilean context: A questionable model for latin america. *Environmental Science and Policy*, 43, 78-90. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.10.014

Hurlbert, M., & Diaz, H. (2013). Water governance in Chile and Canada: A comparison of adaptive characteristics. *Ecology and Society*, 18(4), 61. Recuperado de https://doi.org/10.5751/ES-06148-180461

Hurlbert, M., & Gupta, J. (2015). The split ladder of participation: A diagnostic, strategic, and evaluation tool to assess when participation is necessary. *Environmental Science and Policy*, 50, 100-113. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.01.011

International Conference on Water and the Environment. (1992). *The Dublin statement on water and sustainable development*. Recuperado de http://www.un-documents.net/h2o-dub.htm

Jacka, J. (2018). The anthropology of mining: The social and environmental impacts of resource extraction in the mineral age. *Annual Review of Anthropology*, 47(1), 61-77. Recuperado de https://doi.org/10.1146/annurev-anthro-102317-050156

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kretshmer, N., Wendt, A., & Oyarzún, R. (2012). Watershed management: Its scope, a general analysis of its situation in Chile, and one approach to deal with its integrating environmental, political and social issues. In: Rivera, D. (ed.). *Chile: Environmental, political & social issues* (pp. 69-90). New York, USA: Nova Science Publishers.

Larraín, S. (2006). El agua en Chile: entre los derechos humanos y las reglas del mercado. *Polis. Revista Latinoamericana*, (14), s/p.

Lehn, H., Mcphee, J., Vogdt, J., Schleenstein, G., Simon, L., Strauch, G., Nino, Y. (2012). Risks and opportunities for sustainable management of water resources and services in Santiago de Chile. In: Henrichs, D., Martínez, F., Krellenberg, K., & Hansjürgens, B. (eds.). *Risk Habitat Megacity* (pp. 251-278). Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-3-642-11544-8

Lictevout, E., & Faysse, N. (2018). A doubly invisible aquifer: Hydrogeological studies and actors' strategies in the Pampa del Tamarugal Aquifer, Northern Chile. *Water Alternatives*, 11(3), 592-606.

Linton, J., & Budds, J. (2014). The hydrosocial cycle: Defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water. *Geoforum*, 57, 170-180. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.10.008

Lovera, D. (2017). Indigenous peoples and the sale of water rights. The case of Chile. In: Russell, A. F. S., & Langford, M. (eds.). *The human right to water: Theory, Practice and prospects* (pp. 57-83). Recuperado de https://doi.org/10.1017/9780511862601.005

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Madaleno, I. M., & Gurovich, A. (2007). Usos conflictivos del agua en el norte de Chile. *Boletín de La Asociación de Geógrafos Españoles*, (45), 353-372.

Max-Neef, M. (2005). Foundations of transdisciplinarity. *Ecological Economics*, 53, 5-16. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.01.014

Molina, F. (2012). Competing rationalities in water conflict: Mining and the indigenous community in Chiu Chiu, El Loa Province, Northern Chile. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 33(1), 93-107. Recuperado de https://doi.org/10.1111/j.1467-9493.2012.00451.x

Molinos-Senante, M. (2018). Urban water management. In: Donoso, G. (ed.). *Water Policy in Chile* (pp. 131-150). Switzerland, Zurich: Springer International Publishing Switzerland.

Molinos-Senante, M., Donoso, G., & Sala-Garrido, R. (2016). Are participants in markets for water rights more efficient in the use of water than non-participants? A case study for Limarí Valley (Chile). *International Conference on Contaminated Sediments* (ContaSed-2015) (Vol. 23). Recuperado de https://doi.org/10.1007/s11356-016-6187-2

Molinos-Senante, M., & Sala-garrido, R. (2016). Performance of fully private and concessionary water and sewerage companies: A metafrontier approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(12), 11620-11629. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s11356-016-6359-0

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Morandé, F., & Doña, J. (1999). Governance and regulation in Chile: Fragmentation of the public water sector. In: Spiller, P. & Savedoff, W., (eds.). *Spilled water: Institutional commitment in the provision of water services* (pp. 177-218). Washington, DC, USA: Inter American Development Bank.

Muñoz-Ovalle, I. (2013). Agua y monumentalidad en el valle de azapa: indicadores del uso del espacio en las poblaciones Alto Ramírez, período formativo, norte de Chile. *Chungara. Revista de Antropología Chilena*, 44(4), 571-591. Recuperado de https://doi.org/10.4067/s0717-73562012000400003

Núñez, L. (1985). Recuérdalo, aquí estaba el lagar: la expropiación de las aguas del valle de Quisma (I Región). *Chungara. Revista de Antropología Chilena*, (14), 157-167.

Núñez, L., & Pourrut, P. (1995). *Agua, ocupación del espacio y economía campesina en la región atacameña*. Antofagasta, Chile: Universidad Católica del Norte.

Oyarzún, J., & Oyarzún, R. (2011). Sustainable development threats, inter-sector conflicts and environmental policy requirements in the arid, mining rich, Northern Chile territory. *Sustainable Development*, 19(4), 263-274. Recuperado de https://doi.org/10.1002/sd.441

Panez-Pinto, A., Mansilla-Quiñones, P., & Moreira-Muñoz, A. (2018). Agua, tierra y fractura sociometabólica del agronegocio. Actividad frutícola en Petorca, Chile. *Bitácora Urbano Territorial*, 28(3), 153-160. Recuperado de https://doi.org/10.15446/bitacora.v28n3.72210

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Pflieger, G. (2008). Achieving universal access to drinking water and sanitation networks in Santiago de Chile: An historical analysis 1970-1995. *Journal of Urban Technology*, 15(1), 19-51.

Prieto, M. (2015). Privatizing water in the Chilean Andes: The case of Las Vegas de Chiu-Chiu. *Mountain Research and Development*, *35*(3), 220-229. Recuperado de https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-14-00033.1

Prieto, M. (2016). Bringing water markets down to Chile's Atacama Desert. *Water International*, 41(2), 191-212. Recuperado de https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1107400

Prieto, M., Salazar, D., & Valenzuela, M. (2019). The extractive industries and society. The dispossession of the San Pedro de Inacaliri River: Political ecology, extractivism and archaeology. *The Extractive Industries and Society*. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.exis.2019.02.004

Ríos, M., & Quiroz, J. (1995). The market for water rights in Chile: Major issues. *World Bank Technical Papers*, 285, 1-33.

Roco, L., Poblete, D., Meza, F., & Kerrigan, G. (2016). Farmers' options to address water scarcity in a changing climate: Case studies from two basins in Mediterranean Chile. *Environmental Management*, 58(6), 958-971. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s00267-016-0759-2

Romano, D., & Leporati, M. (2002). The distributive impact of the water market in Chile: A case study in Limarí Province, 1981-1997. *Quarterly Journal of International Agriculture*, 41(1-2), 41-58.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Romero-Aravena, H., Méndez, M., & Smith, P. (2012). Mining Development and Environmental Injustice in the Atacama Desert of Northern Chile. *Environmental Justice*, 7(2), 70-76. Recuperado de https://doi.org/10.1089/env.2011.0017

Romero-Toledo, H. (2018). Agua, extractivismo y etno-territorialidades: los aymara y los mapuche en Chile. In *Agua y disputas territoriales en Chile y Colombia* (pp. 57-84). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.

Romero-Toledo, H., Romero-Aravena, H., & Toledo, X. (2009). Agua, Poder y Discursos: Conflictos Socio-territoriales por la construcción de centrales hidroeléctricas en la Patagonia Chilena. *Anuario de Estudios Americanos*, 66(2), 81-103. Recuperado de https://doi.org/10.3989/aeamer.2009.v66.i2.318

Romero-Toledo, H., Videla, A., & Gutiérrez, F. (2017). Explorando conflictos entre comunidades indígenas y la industria minera en Chile: las transformaciones socioambientales de la región de Tarapacá y el caso de Lagunillas. *Estudios Atacameños*, 55, 231-250.

Salinas, C., Gironás, J., & Pinto, M. (2016). Water security as a challenge for the sustainability of La Serena-Coquimbo conurbation in northern Chile: global perspectives and adaptation. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21(8), 1235-1246. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s11027-015-9650-3

Simón-Ruiz, I., & Sánchez-Andaur, R. (2018). De aguadores ambulantes a empresas distribuidoras. Historia del agua para consumo en Valparaíso (1850-1917). *Revista Complutense de Historia de*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

América, 44, 191-210. Recuperado de https://doi.org/10.5209/rcha.61085

Skewes, J. C., Solari, M. E., Guerra, D., & Jalabert, D. (2012). Los paisajes del agua naturaleza e identidad en la cuenca del río Valdivia. *Chungara. Revista de Antropología Chilena*, 44(2), 299-312. Recuperado de https://doi.org/10.4067/S0717-73562012000200007

Solanes, M. (2013). The Washington Consensus, Chilean Water Monopolization and the Peruvian Draft Water Law of the 1990s. *Water Alternatives*, 6(2), 207-217.

Suarez, A. (2018). "At-home ethnography": Insider, outsider and social relations in rural drinking water management in Chile. *Journal of Organizational Ethnography*, 7(2), 199-211. Recuperado de https://doi.org/10.1108/JOE-12-2017-0072

Thobani, M. (1997). Formal water markets: Why, when, and how to introduce tradable water rights. *The World Bank Research Observer*, 12(2), 161-179. Recuperado de https://doi.org/10.1093/wbro/12.2.161

Thomashausen, S., Maennling, N., & Mebratu-Tsegaye, T. (2018). A comparative overview of legal frameworks governing water use and waste water discharge in the mining sector. *Resources Policy*, 55(July 2017), 143-151. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.11.012

Torres-Salinas, R., Azócar, G., Carrasco, N., Zambrano-Bigiarini, M., Costa, T., & Bolin, B. (2016). Forestry development, water scarcity,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

and the Mapuche protest for environmental justice in Chile. *Ambiente & Sociedade*, 19(1), 121-144. Recuperado de https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc150134r1v1912016

Torres-Salinas, R., Azócar, G., Rojas, J., Montecinos, A., & Paredes, P. (2015). Vulnerability and resistance to neoliberal environmental changes: An assessment of agriculture and forestry in the Biobio region of Chile (1974-2014). *Geoforum*, 60, 107-122. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.12.013

Torres-Salinas, R., & García, A. (2009). Conflictos por el agua en Chile: el gran capital contra las comunidades locales. Análisis comparativo de las cuencas de los ríos Huasco (desierto de Atacama) y Baker (patagonia austral). *Espacio Abierto*, 18(4), 695-708.

Torres-Salinas, R., García, A., & Rojas, J. (2017). Privatizando el agua, produciendo sujetos hídricos: análisis de las políticas de escala en la movilización socio-hídrica contra Pascua Lama e HidroAysén en Chile. *Agua y Territorio*, (10), 149. Recuperado de https://doi.org/10.17561/at.10.3615

Torres-Salinas, R., & Rojas, J. (2018). La fractura hidro-metabólica del neoliberalismo: etnografías de la desposesión hídrica en Chile. En: Astrid, U., & Romero-Toledo, H. (eds.). *Agua y disputas territoriales en Chile y Colombia* (pp. 147-177). Bogotá. Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

Trujillo, F. (2017). La apicultura del valle central chileno como práctica de conservación socialmente inclusiva en un contexto de escasez hídrica socialmente construida. *Cultura-Hombre-Sociedad CUHSO*, 27(1), 182-204. Recuperado de https://doi.org/10.7770/CUHSO-

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

V27N1-AR

ONU, United Nations. (1977). *United Nations Conference on Water*. Recuperado de http://www.un.org/es/sections/issues-depth/water/index.html

Usón, T. J., Henríquez, C., & Dame, J. (2017). Disputed water: Competing knowledge and power asymmetries in the Yali Alto basin, Chile. *Geoforum*, 85(July), 247-258. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2017.07.029

Van Kessel, J. (1985). La lucha por el agua en Tarapacá; la visión andina. *Chungara. Revista de Antropología Chilena*, (14), 141-155.

Vargas, M. (2002). La regulación de las empresas sanitarias en Chile: una revisión crítica. *Perspectivas*, 6(1), 89-109.

World Water Council. (2018). *Vision & Mission*. Recuperado de http://www.worldwatercouncil.org/es/visiones-y-misiones

Yáñez, N., & Molina, R. (2011). *Las aguas indígenas en Chile*. Santiago de Chile, Chile: LOM Ediciones.

Young, G., Zavala, H., Wandel, J., Smit, B., Salas, S., Jimenez, E., Feibig, M., Espinoza, R., Diaz, H., Cepeda, J. (2009). Vulnerability and adaptation in a dryland community of the Elqui Valley, Chile. *Climatic Change*, 98(1-2), 245-276. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10584-009-9665-4

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

Artículos

Entre una GIRH inconsistente e inseguridades hídricas multiformes: la cuenca transfronteriza del río Hondo en la política mexicana

Between an erratic IWRM and multifaceted water insecurities: the transboundary Hondo River Basin in Mexican policy

Edith Kauffer[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4238-9782

[1]Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS)-Sureste, San Cristóbal de Las Casas, México, ekauffer@ciesas.edu.mx

Autora para correspondencia: Edith Kauffer, kauffer69@hotmail.com

Resumen

La gestión integrada de recursos hídricos (GIRH) y la seguridad hídrica (SH) constituyen dos componentes definidos en el ámbito internacional y están aceptados como pilares de la política hídrica mexicana. Resulta pertinente para la investigación socio-política analizar su concreción en estudios de caso locales, en particular, en aquellos donde existen

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

estructuras de gestión creadas explícitamente en el marco de la GIRH. Es el caso de la cuenca del río Hondo, localizada al extremo sur de la república mexicana, compartida con Belice y Guatemala. En dicho escenario, este artículo busca analizar la implementación de estos dos principios internacionales, a partir de las perspectivas de los actores involucrados en la Comisión de Cuenca del Río Hondo (CCRH), formada en la parte mexicana. Se fundamenta en un trabajo de campo que duró varios años en la cuenca y consistió en la realización de entrevistas con distintos actores en la observación de procesos vinculados con las instituciones creadas en materia de GIRH, y en documentos de la política hídrica mexicana. Después de presentar los acercamientos teóricos y los debates en materia de GIRH y SH a escala internacional y su traducción en la política hídrica mexicana, este texto evidencia una GIRH inconsistente en la porción mexicana de la cuenca del río Hondo, un gran desconocimiento de la noción de seguridad hídrica, en paralelo con el surgimiento de una serie de inseguridades hídricas multiformes susceptibles de generar acciones locales de SH, encaminadas hacia la resolución de problemas agudos.

Palabras clave: cuenca del río Hondo, GIRH, seguridad hídrica, comisión de cuenca, política hídrica.

Abstract

Integrated Water Resources Management (IWRM) and Water Security (WS) are both defined components at international scale imported into Mexican water policy as essential pillars. Social and political research proposes to analyze relevant local case studies, especially when IWRM institutions have been created for the purpose of its implementation.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Located at the South of Mexico, the Hondo river basin, which is a transboundary watershed shared with Belize and Guatemala constitutes an adequate example to deepen this study. The paper analyzes how both international water principle of IWRM and WS are implemented, from local stakeholders' perspectives, in the Mexican part of the Hondo river basin, through its recent created Basin Commission. It is based on an extended fieldwork along several years that consisted in interviews, IWRM policy ethnography and Mexican water policy written sources. The article deals first with theoretical and current debates in international literature on IMRM and WS and their Mexican version to then reveal the existence of an erratic IWRM in the Mexican part of the Hondo river basin as well as a lack of knowledge about the water security concept that coexists in parallel on the uprising of a variety of multifaceted water insecurities, that are nevertheless prone to generate local actions to resolve acute problems through WS.

Keywords: Hondo River Basin, IWRM, water security, basin commission, water policy.

Recibido: 07/10/2019

Aceptado: 05/03/2020

Introducción

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En los confines del sur de México se encuentra la cuenca transfronteriza del río Hondo, cuya característica es ser trinacional, es decir, compartida con Guatemala, ubicada en la parte alta, y con Belice, país que colinda con México en la parte media y baja de este territorio.

Como otras cuencas transfronterizas de México con sus vecinos del sur, cuyo número varía según las fuentes (Conagua, 2016; García & Kauffer, 2011), debido a la ausencia de delimitaciones establecidas por y entre los Estados nación, tal como sucede en el caso del río Suchiate (Kauffer, 2017) o del Usumacinta (Benítez, 2010; CCGSS (2015), la delimitación de la cuenca del río Hondo presenta discrepancias en la literatura (Benítez, 2010; Olvera, Kauffer, Schmook, & Huicochea, 2011) y entre los actores involucrados en su gestión (Conagua, 2007).

Como resultado de varios años de trabajo en la elaboración de mapas de cuencas transfronterizas en la región, esta cuenca tiene un espacio con una extensión de 14 859 km^2, donde 33.9% se encuentra en Guatemala; 33.4% en Belice y 32.8% en México, es decir, una cuenca transfronteriza distribuida de forma equilibrada en superficie entre los tres países.

Según datos del 2010, la cuenca trinacional ocupa la parte noroeste del departamento del Petén en Guatemala, donde nace el Arroyo Azul, tributario del Hondo: se extiende en parte de los municipios de San José, Flores y Melchor de Mencos. En Belice se localiza en los distritos de Corozal y Orange Walk. En México, está al sur de los estados de Campeche y Quintana Roo, respectivamente, en los municipios de Calakmul y de Othón P. Blanco.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La cuenca del río Hondo contaba con 88 145 habitantes en el 2010, de los cuales 48 020 se encontraban en Belice; sólo 4 350 en Guatemala, y 35 775 en México. Así, de un total de 213 localidades, 115 eran mexicanas, 78 ubicadas en Belice y 20 en Guatemala. La densidad poblacional promedio de la cuenca del río Hondo era de 6 habitantes/km^2, en una distribución poco uniforme: la parte guatemalteca, escasamente habitada con pequeñas localidades dispersas; la porción beliceña, con localidades más pobladas; y la parte mexicana, con asentamientos de diversos tamaños, como la ciudad de Chetumal, la más dinámica de la cuenca y localidades de distintos tamaños, cuyo número elevado contrastaba con sus vecinos. En materia de vegetación, 66% de la cuenca presentaba una cobertura de selvas, aunque muy diferenciada por país: 78.8% de la porción de Guatemala eran selvas; 73.8% de la fracción mexicana de la cuenca poseía cobertura vegetal, y por último, sólo 45.3% de Belice, donde, sin embargo, se registraba una situación extrema de deforestación en el distrito de Corozal, ubicado en la parte baja, con sólo 4.87% de cobertura de selvas, a causa de las grandes extensiones agrícolas dedicadas a los cultivos de caña de azúcar (Figura 1).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 1. Cobertura vegetal en la cuenca transfronteriza del río Hondo.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La cobertura vegetal (o su ausencia) se relaciona de manera directa con la presencia de 15 áreas protegidas (AP), de las cuales, 10 se localizan en Guatemala: entre ellas, las distintas zonificaciones de la Reserva de la Biósfera Maya, es decir, un área inicialmente despoblada donde el avance de la frontera agrícola y de los asentamientos humanos han sido importante desde el año 2010. Sin embargo, no existe un dato reciente y preciso acerca de este fenómeno, debido a que el Censo de Población de Guatemala aún no publica resultados desglosados del año 2019 y ha sido cuestionado por instituciones académicas. México, por su parte, cuenta con tres áreas naturales protegidas (ANP) en la cuenca del río Hondo, que explican cierta preservación de la cobertura vegetal, todas ubicadas en el estado de Campeche, donde destaca la Reserva de la Biósfera de Calakmul. En la parte alta de la cuenca, Belice posee una pequeña porción con dos AP de extensión limitada, en comparación con las extensas áreas de sus vecinos. Cabe destacar que la denominación de áreas naturales protegidas (ANP) es propiamente mexicana, por lo que la referencia para Guatemala y Belice son las áreas protegidas (AP).

Al igual que los otros países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), México ha adoptado los principios internacionales de política hídrica vigente a escala internacional, dos de ellos son la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH), que orienta un modelo de política desde los años 1990; y la seguridad hídrica (SH), cuya aparición es más reciente, a escala internacional, y fue acuñada en el año 2000.

Con base en el contexto antes descrito, este artículo propone responder a las siguientes preguntas: ¿cómo se traducen los principios internacionales de la gestión integrada de recursos hídricos (GIRH) y de

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la seguridad hídrica (SH) en la cuenca transfronteriza, a partir de las perspectivas de los actores involucrados en la Comisión de Cuenca del Río Hondo (CCRH)? ¿Cuáles son las relaciones detectadas entre la GIRH y la SH en la cuenca del río Hondo, en tanto al escenario abordado desde el caso mexicano?

El estudio de caso refiere a la cuenca del río Hondo antes descrita y aunque considera la cuenca en su conjunto, se centra en la perspectiva de la GIRH y de la SH en México. En la medida en que las políticas hídricas se encuentran ancladas en las fronteras políticas, las primeras son definidas por los gobiernos nacionales y, por lo tanto, presentan diferencias sustanciales entre los tres países (Kauffer, 2018; Kauffer & Mejía, 2020), con historias y marcos institucionales propios, por lo que no resulta posible desarrollar en este trabajo un análisis más allá de México. En efecto, se trata del único Estado nación con una estructura institucional relacionada con la GIRH en la cuenca estudiada.

Como evidencia tomada de otras publicaciones (Kauffer, 2018; Kauffer & Mejía, 2020) sobre cuencas transfronterizas de la región, varias razones conllevaron a tomar la decisión de enfocar el análisis del río Hondo en la parte mexicana. En primer lugar, aunque la extensión física de la cuenca del río Hondo corresponde a tres Estados nación, éstos se caracterizan por tres políticas hídricas que, aunque reivindican a la GIRH en su centro, presentan realidades institucionales muy contrastadas. Aunado a ello, no existe, hasta la fecha, colaboración con Guatemala en materia transfronteriza y sólo algunas relaciones de tipo informal con Belice, además de algunas intenciones de cooperación que no se reflejan en las actividades de la CCRH.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Así, después de analizar el contexto institucional mexicano sobre lo transfronterizo en publicaciones previas (Kauffer, 2018), al igual que la problemática histórica y actual de Belice en materia de política hídrica y de GIRH (Kauffer & Mejía, 2020), este trabajo expondrá en las siguientes páginas un estudio de caso transfronterizo específico, visto en sus relaciones con la GIRH y la SH. De esta manera, la decisión de centrar el trabajo sólo en la parte mexicana no excluye la posibilidad de contribuir de modo académico a una mirada transfronteriza en un territorio no construido como tal por los actores involucrados en las políticas hídricas, y necesariamente requiere entender cómo se concretan la GIRH y la SH, al igual que cuáles son sus relaciones en cada contexto político nacional en las distintas escalas.

Este artículo abordará sucesivamente los acercamientos teóricos en materia de GIRH y de SH, antes de presentar los materiales y métodos que determinan el contexto de una investigación que se inscribe en el mediano plazo para presentar los resultados organizados en torno a dos grandes ejes de análisis propuestos para la discusión: las inconsistencias de la GIRH en la porción mexicana de la cuenca del río Hondo, a partir de un análisis de su principal instrumento; y las relaciones entre ambos pilares de la política del agua en México expresadas en tres modalidades: 1) una "GIRH" caracterizada por una serie de inconsistencias y sin vínculo con la SH; pero 2) que coexiste con inseguridades hídricas multiformes, y 3) el surgimiento de acciones generadas en el contexto de la GIRH tendientes a la SH en condiciones críticas.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gestión integrada de recursos hídricos (GIRH) y seguridad hídrica (SH): acercamientos teóricos

¿Qué se entiende por GIRH y SH? El siguiente apartado aborda las dos nociones, las distintas visiones en torno a ellas y los cuestionamientos de la literatura internacional más reciente.

La GIRH y sus cuestionamientos

La gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) es hoy en día el eje principal de la política hídrica en el mundo y en México. Según el *Global Water Parternship* (GWP, 2000a), la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) es: "Un proceso que promueve el manejo y desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico resultante de manera equitativa sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales".

En el centro de este planteamiento está la integración de diferentes fenómenos y actores que entran en juego en la gestión del agua (GWP, 2000a). Hoy en día, es comúnmente aceptado en las esferas políticas y académicas que la GIRH constituye una herramienta clave encaminada

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

hacia la sustentabilidad del agua y ofrece un "enfoque comprehensivo y holístico" (Biswas, 2004), además de la promesa de un futuro mejor en la gestión del agua.

En fechas recientes, el *Handbook for integrated water resources management in transboundary basins of rivers, lakes and aquifers* (INBO *et al*., 2012) presenta una síntesis de la GIRH y establece que ésta depende de tres pilares para su implementación: 1) los instrumentos de gestión que incluyen la evaluación de los recursos hídricos, el intercambio de información, los instrumentos socio-económicos y regulatorios, de la misma manera que los planes de GIRH; 2) un ambiente propiciador que incorpora políticas públicas, un marco legal, estructuras financieras y de incentivos; 3) los roles institucionales que se centran en la relación centro-local y público-privado, a escala de la cuenca, así como en la construcción de capacidades.

Un elemento central de la propuesta de la GIRH reside en la cuenca como unidad de gestión y escenario de concreción de acciones. Actualmente, dicho planteamiento constituye el principal lineamiento internacional de las intervenciones de política hídrica. Sin embargo, la noción de cuenca presenta dos grandes aproximaciones básicas: la físico-técnica y la sociopolítica, siendo la primera predominante en la literatura científica y en la implementación de la política hídrica mexicana.

A pesar de la adopción de la GIRH, ésta sólo ha sido una ruptura discursiva en la política hidráulica mexicana, tal como lo han evidenciado diversos estudios de caso (Kauffer, 2014; Kauffer & Gallardo, 2019a; Maganda, 2019; Mejía & Pliego, 2019).

Hasta la fecha, la GIRH ha adoptado dos modalidades: el manejo integral de cuencas y la gestión integrada de los recursos hídricos. El

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

primero centrado históricamente en los aspectos técnicos hidráulicos, y después, en el manejo de suelos y de los recursos forestales. La segunda corresponde a la definición propuesta en este artículo y ubica los aspectos sociales y políticos en su centro. Así, tomar en cuenta los aspectos políticos, institucionales y económicos es esencial, y no reducirse a componentes técnicos, hidrológicos, ingenieriles o ambientales. Es decir, que se refiere a una amplia perspectiva de la gestión integrada de recursos hídricos.

En el mundo, y en particular en México, las políticas implementadas a escala de cuencas han seguido la visión técnica (principalmente hidráulica) predominante. Esta perspectiva se relaciona con el anclaje de la GIRH en una definición de las cuencas como unidades naturales, visión que tiende a minimizar su dimensión social y política, y se traduce en una intocabilidad de la dimensión "natural" de una cuenca, y en una dificultad para abrir el debate crítico en torno al concepto de cuenca y a la GIRH, tal como lo han hecho en los últimos años reconocidos científicos sociales en el ámbito internacional (Biswas, 2004; Biswas, 2008; Molle, 2006; Warner, Wester, & Bolding, 2008). De esta visión se deriva la definición tradicional de la cuenca como el área de la superficie terrestre delimitada por un parteaguas (línea que une los puntos de mayor altura), por donde el agua de lluvia escurre y tiende a ser drenada a través de una red de corrientes que fluyen hacia una corriente principal, y por ésta hacia un punto común de salida, centrada en los aspectos físicos e hidrográficos.

Desde una visión crítica, la noción de cuenca debe tomar en cuenta los aspectos sociales y considerar que las cuencas no son espacios definidos con base en criterios naturales, es decir, que no se trata de espacios explicados *a priori* por la naturaleza (Wester & Warner, 2002)

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sino territorios apropiados. Desnaturalizar las cuencas es una necesidad y, sin duda, un primer paso para concretar una verdadera GIRH, porque invita a observar a las cuencas en su totalidad, paso previo para el diseño de acciones integrales e integrativas.

El enfoque de cuencas adoptado por el gobierno mexicano a lo largo del siglo XX es indisociable de los aportes de la investigación desarrollada a escala internacional y de su adopción por la comunidad científica mexicana. Cabe subrayar que la predominancia de la hidráulica a lo largo del desarrollo de la visión de cuencas y su concreción mediante las intervenciones del Estado constituyó, en su momento, un gran avance que enfrenta hoy en día el reto de incorporar a la GIRH otras disciplinas, como las ciencias sociales, principalmente.

A través de la Ley de Aguas Nacionales de 1992 se adoptó la GIRH como el eje de la política hídrica mexicana, cuando la noción se convirtió en un principio internacional. Ésta se reforzó mediante las reformas a la ley en el año 2004 y finalmente se concretó en México por medio de una doble estructura: por un lado, las organizaciones de cuenca que corresponden a los consejos, comisiones y comités susceptibles de integrar a los actores sociales en distintas escalas de cuencas que fueron creados desde la mitad de la década 1990, y principalmente en los albores del siglo, como el Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán (CCPY) en 1999 y, por el otro, los organismos de cuenca, como parte de la estructura gubernamental desde 2004.

La SH desde perspectivas internacionales y en México

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En la literatura internacional, el concepto de seguridad hídrica (SH) aparece en los lineamientos de las políticas hídricas, y es objeto de debate entre organizaciones internacionales y agencias financiadoras. Su uso por la literatura académica, en donde las definiciones del término y sus escalas de aplicación varían según las disciplinas del conocimiento científico (Cook & Bakker, 2012), ha aumentado en frecuencia. En su revisión, Cook Bakker (2012) evidencian cuatro grandes temáticas que se entrecruzan con los debates en materia de política del agua: 1) la seguridad hídrica asociada con indicadores tradicionales de escasez y de estrés hídrico; 2) la vulnerabilidad relacionada con sequías e inundaciones; 3) la seguridad enfocada hacia las dimensiones humanas, en particular en materia de seguridad alimentaria en los últimos años, y 4) la SH relacionada con la sustentabilidad.

Según la *Global Water Partnership* (GWP, 2000b): "La seguridad hídrica en cualquier nivel, desde la esfera doméstica hasta lo global significa que cada persona tiene acceso a suficiente agua segura a un costo alcanzable para llevar una vida limpia, sana y productiva, mientras asegura que el entorno natural está protegido y valorizado". En la opinión de Cook y Bakker (2012) esta definición constituye el ejemplo de una visión amplia que integra distintos componentes. Estos autores mencionan distintos enfoques en materia de SH, que van desde los más acotados hasta los más amplios, y argumentan la necesidad de una perspectiva integradora de la noción. En efecto, la diversidad de factores que interviene en la gestión de los recursos hídricos implica una

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

perspectiva que concilie diversos métodos, y trabaje en una noción integradora de este concepto aún emergente (Cook & Bakker, 2012).

Parte del debate sobre la SH que mencionan Cook y Bakker (2012) es su relación con la GIRH. Por un lado, la SH presenta ciertos componentes comunes y paralelos con la GIRH, e incluso enfrenta los mismos desafíos en materia de imprecisiones y de generalidades teóricas, y entonces resulta "atractiva" por estas mismas razones. En la opinión de estos autores, ambos conceptos deben considerarse como complementarios. En consecuencia, las acciones de GIRH y de SH también deberían ser complementarias en su implementación.

En la actualidad, el debate se orienta entre la definición cuantitativa de la SH y algunas propuestas más amplias que subrayan el carácter limitado de un enfoque centrado en indicadores. En efecto, en muchas de las distintas propuestas, como aquella de la Academia Mexicana de Ingenieros (Martínez, Díaz-Delgado, & Moeller, 2017), y en parte de la literatura internacional (Norman, Dunn, Bakker, Allen, & De Albuquerque, 2013), los autores retoman indicadores tradicionales de disponibilidad, de grado de presión sobre el recurso, de cobertura de agua entubada y de alcantarillado, o de calidad del agua, los cuales se convierten en mediciones de la SH y, a la postre, consisten sólo en reutilizar indicadores tradicionales para evocar la seguridad hídrica.

En México, la SH se define, a partir de la propuesta de la Organización de Naciones Unidas (ONU), como: "La capacidad de la población de salvaguardar el acceso sostenible a cantidades adecuadas y de calidad aceptable de agua para sostener los medios de sustento, el bienestar humano y el desarrollo socioeconómico, para garantizar la protección contra la contaminación del agua, y los desastres relacionados

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

con el agua, y para preservar los ecosistemas en un clima de paz y estabilidad política" (Conagua, 2014). Se trata de una visión cercana a los cuatro componentes antes mencionados por Cook y Bakker (2012), así como por el concepto del GWP en el año 2000 (GWP, 2000b).

Sin embargo, la noción no figura en la Ley de Aguas Nacionales (LAN), pues se trata de un concepto que aparece en el año 2000, en fechas posteriores a la GIRH y a la propia ley. El concepto de seguridad asociada con el agua que predomina históricamente en México presenta distintos adjetivos; los 19 documentos oficiales correspondientes a un periodo de 1992 a 2016, revisados por Kauffer y Gallardo (2019), permiten distinguir la noción de seguridad *hidráulica* en 11 de éstos, seguida por la seguridad *del suministro* en nueve de los casos y por la seguridad *nacional* en ocho de ellos. La seguridad hidráulica es la más antigua —aparece desde 1992—, remite a las obras hidráulicas como las presas y sigue vigente. Las seguridades de suministro y seguridad nacional son acuñadas, respectivamente, en 2002 y 2003: la primera refiere a la dotación en servicios de agua a la población, y la segunda está presente en el discurso de la política del agua entre 2003 y 2007; y desaparece y vuelve a aparecer en el Programa Nacional Hídrico 2014-2018. Los documentos oficiales también mencionan que las nociones de seguridad *social* y *pública* únicamente en 2 o 3 ocasiones. Por último, a la par del concepto de seguridad hídrica, las nociones de seguridad *alimentaria* y *jurídica*, que revelan la inserción del concepto en las discusiones internacionales, han sido utilizadas desde el año 2014.

Así, el concepto de seguridad hídrica en México aparece de forma tardía en el discurso de la política hídrica y bajo la modalidad de distintos tipos de seguridades vinculadas con el agua, entre las cuales predominan

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

aquellas que refieren a las dimensiones hidráulicas y de obras ingenieriles a la seguridad nacional y, de manera más reciente, a distintas seguridades "adjetivadas", que tienden a incorporar algunos aspectos relacionados con las necesidades de la población, como las desigualdades.

Es hasta el Programa Nacional Hídrico 2014-2018, que la noción de seguridad hídrica se precisa y asocia con 21 indicadores, así como con un índice global de seguridad hídrica (IGSH) (Conagua, 2014), que presentan una serie de deficiencias y contradicciones, además de limitadas posibilidades de aplicación en distintas escalas de cuencas (Kauffer & Gallardo, 2019), es decir, que difícilmente permiten una articulación con el otro pilar de la política hídrica: la gestión integrada de recursos hídricos.

Los indicadores cuantitativos, sean los tradicionales (utilizados para evaluar distintos aspectos de los recursos hídricos o los nuevos construidos a propósito para la SH), como el ISGH propuesto por el PNH 2014-2018, plantean la viabilidad de esta perspectiva predominante en los debates internacionales de políticas hídricas y de la literatura focalizada en la medición de este principio, así como de su novedad cuando se toma en cuenta el uso recurrente de indicadores tradicionales.

En definitiva, desde las ciencias sociales y políticas existe un planteamiento alternativo que propone la siguiente perspectiva de SH: "La seguridad hídrica para un grupo de actores implica comúnmente la inseguridad hídrica para otros. En este sentido, la seguridad hídrica es a la vez, un reflejo histórico y una fuerza importante que traduce relaciones de poder predominantes. En el contexto actual de las presiones sobre los recursos hídricos, la inseguridad hídrica es una relación sociopolítica que es sentida de una manera excesivamente fuerte por los grupos sociales

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

menos poderosos en el ámbito socioeconómico y político" (Hidalgo, Boelens, & Vos, 2017).

Desde este punto de vista, la SH refleja y traduce las relaciones de poder en un escenario en materia hídrica. El agua no es neutral y no se reduce a flujos, a fenómenos climáticos o ambientales, sino que presenta dimensiones políticas y está anclada en escenarios sociales ubicados en un espacio y tiempo determinados (Kauffer, 2019). En consecuencia, si es posible sólo medir la SH como la primera perspectiva lo pretende (es decir, a partir de indicadores cuantitativos), es recomendable, siguiendo la definición propuesta, propiciar la identificación de nudos de inseguridad hídrica. Seguridad(es) e inseguridad(es) hídricas están estrechamente vinculadas en esta perspectiva comprensiva del agua. Esta propuesta lleva a incluir en el análisis la existencia de conflictos con diversos orígenes, como las actividades relacionadas con la exploración y explotación de pozos petroleros; la construcción de hidroeléctricas; la extracción de sedimentos en ríos, como resultado de relaciones de poder entre distintos actores. De la misma forma, las tensiones y disputas en torno al agua entre el uso doméstico y la agricultura, en particular los monocultivos de agroexportación; el ecoturismo; la ganadería; pero también en la construcción de obras hidráulicas y de control, en contra de las inundaciones, y finalmente, la calidad y contaminación del agua, componen elementos que suelen expresar distintas relaciones de poder y, por ende, se convierten en seguridades-inseguridades hídricas según sean vividas y experimentadas por los distintos actores sociales en función de sus diferentes actividades y posiciones socio-políticas. Esta visión resulta muy pertinente para profundizar la situación de la cuenca del río Hondo en la materia, y permite ir más allá de los datos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

cuantitativos, que no están disponibles a escala de la cuenca en México, ni en Belice o en Guatemala.

Materiales y métodos

Este trabajo es el resultado de más de una década de seguimiento de las problemáticas del río Hondo desde el año 2003, del cual se han derivado análisis con perspectivas distintas a la presentada en este artículo, pero de cuyas experiencias se alimenta.

Durante la última década, la investigación abarcó tres grandes periodos. En marzo de 2014 se realizaron recorridos en la parte mexicana de la cuenca del río Hondo; en Belice, en noviembre de 2014, se trabajó en la capital de aquel país, Belmopán, para identificar distintos actores sociales relacionados con la cuenca y sus diversas problemáticas. En ambos casos, se efectuaron entrevistas semiestructuradas con 15 informantes clave en México y 11 en Belice.

Específicamente, la reflexión que se desarrolla a continuación se realizó en el marco de un proyecto financiado por la Convocatoria de Problemas Nacionales del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología 2014, integrado por ocho estudios de caso distribuidos a lo largo de la geografía nacional, el cual propone analizar dos pilares de la política hídrica

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mexicana (GIRH y SH) desde las experiencias locales. El río Hondo y su Comisión de Cuenca formaron parte de uno de los ocho estudios de caso.

El trabajo de campo de este caso específico consistió en dar seguimiento a las actividades de la Comisión de Cuenca del Río Hondo (CCRH) y a sus labores, en la medida en que se trata del principal mecanismo que expresa la GIRH en la cuenca estudiada. En este tercer periodo de estudio de la cuenca se efectuaron entrevistas semiestructuradas con 13 de los actores clave más involucrados en las labores de la CCRH y pertenecientes al gobierno federal, estatal, al mundo académico y a organizaciones de base que forman parte de la Comisión de Cuenca, y están relacionados con actividades llevadas a cabo en este escenario. Esto se decidió después de analizar en los dos periodos previos las redes de actores sociales existentes y sus relaciones en la cuenca. Además, la fuente de financiamiento obligó a que la investigación se centrara en la parte mexicana de la cuenca del río Hondo; por ello, no se trabajó directamente en torno a la dimensión transfronteriza y tampoco en Belice, como en proyectos anteriores, aunque, en materia de GIRH, es indudablemente relevante y ésta debe ser considerada para futuros análisis. El trabajo también se sustenta con la observación etnográfica de reuniones y eventos llevados a cabo en la región desde el año 2003, donde confluyeron distintos actores relacionados con esta cuenca, en particular la CCRH y con las políticas hídricas de los tres países.

Resultados y discusión

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Los resultados del estudio de caso del río Hondo evidencian una GIRH marcada por una serie de inconsistencias si se observa la labor de la Comisión de Cuenca del Río Hondo (CCRH). Por su parte, las relaciones entre GIRH y SH presentan distintas combinaciones, a partir de una ausencia de relación en la práctica entre ambos pilares.

La cuenca del río Hondo: escenario de una GIRH inconsistente

Una serie de realidades históricas que han marcado la conformación y el funcionamiento de la Comisión de Cuenca del Río Hondo (CCRH), sumadas a un proceso resultante de la transformación de la política mexicana permiten observar una GIRH inconsistente en el río Hondo a lo largo de los últimos años.

Inconsistencias originarias de la GIRH: la CCRH

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Como parte de la estructura de la GIRH que el gobierno federal organizó en todo el país de forma *top-down,* es decir, a partir de un modelo diseñado desde la Ciudad de México y replicado en un primer momento en 25 grandes consejos de cuenca, y a continuación en 26, fue creado el Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán (CCPY), inaugurado por la Comisión Nacional del Agua (Conagua) en 1999. Los Consejos de Cuenca se instituyeron entre el año 1993 y 2009; pero si se excluye el primero, en la cuenca Lerma-Chapala en el año 1993 y el último de la Costa Pacífico Centro en 2009, la época de creación de estas organizaciones se extiende a lo largo de cinco años, de 1996 a 2000, y en particular se concentra en dos años. Así, entre 1999 y 2000 se establecieron 22 de los consejos de cuenca, y justamente el CCPY se inscribió con esta ola de formación.

En un primer momento, muchos de los consejos de cuenca funcionaron a través de grupos de trabajo relacionados con las distintas problemáticas planteadas en el seno de una gran cuenca y, en muchos casos, fueron emanados de la propia Conagua. Sin embargo, algunos ejemplos, como el Consejo de Cuenca de la Costa de Oaxaca, que inauguró el primer comité de cuenca a escala nacional en el río de Los Perros en 1999; los consejos de cuenca de los ríos Grijalva-Usumacinta y de la costa de Chiapas, caracterizados por la creación de varios comités desde 2003, fueron reemplazados paulatinamente por los llamados órganos auxiliadores, es decir, las comisiones a escala de subcuencas, y los comités de cuenca, para desarrollar acciones de GIRH en las microcuencas.

El CCPY siguió organizando reuniones alrededor de los grupos de trabajo especializados (GTES), a diferencia de otros consejos, que sustituyeron estos grupos por los órganos auxiliares. En tal contexto, el

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

primer órgano auxiliar creado fue la Comisión de Cuenca del Río Hondo (CCRH) en 2009, 10 años después de su inauguración como Consejo de Cuenca. A la fecha, en el CCPY, las comisiones y los comités de cuenca siguen trabajando en paralelo con los GTES, de tal forma que la organización espacial del CCPY es posterior a su estructura temática y ambas coexisten.

La CCRH se inauguró en 2009, después del diagnóstico de la cuenca en 2007. El documento titulado *Diagnóstico para el Manejo Sustentable de la Cuenca Internacional del Río Hondo al 2025* fue financiado por la Conagua (2007), como resultado de un acuerdo tomado en 2003, en el seno de la Comisión Internacional de Límites y Aguas México-Belize (*sic*) (CILA); es decir, como una colaboración binacional, aunque bajo liderazgo mexicano, proceso que no estuvo exento de tensiones:

> "¿Por qué no aprobamos el acuerdo? En el momento que lo aprobamos, en enero de 2005, ellos lo aprobaron en el mismo mes, el mismo mes, enero de 2005, coincidentemente con una Alta Reunión de la Comisión Binacional México-Belize, que se celebró en Belmopan, Belice, en enero de 2005. Firmó el Acta el secretario de Relaciones Exteriores, el secretario Derbez, con el primer Ministro de Belice, en la cual se dice que los gobiernos anunciaron su aprobación formal al Acta 12 de la Comisión Internacional de Límites y Aguas para que el estudio denominado 'Diagnóstico para el Manejo Sustentable del Agua en la Cuenca Internacional del río Hondo México-Belice al año 2025', así se denomina el estudio, mismo que iniciará durante el 2005 y será financiado por el gobierno de México a través de

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

> la Comisión Nacional del Agua, en coordinación con el Servicio Nacional de Meteorológico de Belice; tuvo hasta el anuncio de los cancilleres, que esto refleja la importancia que tienen para Belice y para México el que se hiciera este estudio". Funcionario del gobierno federal mexicano, Segunda Reunión del Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán, Grupo de Trabajo Especializado en Saneamiento de Quintana Roo (GTESQROO), 24 de agosto de 2006.

El diagnóstico excluyó desde un inicio a Guatemala. El trabajo de campo realizado en la región desde el año 2003 evidenció dos situaciones históricas totalmente encontradas que explican cómo esta cuenca trinacional se convirtió en cuenca binacional desde el punto de vista político. En primer lugar, existe un marcado desinterés guatemalteco para una cuenca ubicada en los confines de su territorio, en un área casi despoblada y de difícil acceso, como lo subrayaba un entrevistado:

> "Primero es que la cuenca del río Hondo… éstas son áreas prácticamente inexploradas en el país, aquí no vas a encontrar una mayor colaboración institucional". Miembro de organización no gubernamental, ciudad de Guatemala, 29 de mayo 2007.

En segundo lugar, es patente la situación conflictiva de la llamada "línea de adyacencia" entre Belice y Guatemala, que ha sido llevada a un juicio fronterizo ante la Corte Internacional de Justicia de la Haya, por desacuerdos en materia de delimitación y ante la imposibilidad de dirimir

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

el diferendo por otras vías (Alija, 2019). El siguiente extracto del correo electrónico enviado por el viceministro de Relaciones Exteriores de Guatemala es extremadamente claro al respecto, y el cual menciona que:

> "Agradezco por copiarme este correo y deseo aclararle que Guatemala NO tiene fronteras definidas aun con Belice, lo cual sera sometido a la Corte Internacional de Justicia, por lo que mucho apreciaré se corrija el lenguaje utilizado y, en todo caso, se refieran a la "Linea de Adyacencia entre Guatemala y Belice", lenguaje acordado por ambos paises" (*sic*). Correo recibido el 19 de marzo de 2012.

Esto significa que la suma del desinterés de política hídrica por el territorio y su condición de espacio fronterizo en disputa ha impedido que, por un lado, Guatemala desarrolle cierto interés por esta cuenca (que además es inexistente para los actores de la política hídrica de aquel país, como lo evidencian las entrevistas realizadas), y que, por el otro, exista una visión de cuenca a escala trinacional.

Así, si bien el diagnóstico financiado por la Conagua (2007) menciona que se trata de una cuenca trinacional y que Guatemala ocupa la parte más alta, toda la información se centra en México y Belice; los créditos a las estructuras gubernamentales se restringen a estos dos países. No hay datos de alguna temática procedentes de Guatemala y es menester señalar que también, en materia de GIRH y de aspectos de políticas hídricas, la parte mexicana del diagnóstico es más desarrollada, lo cual significa un desbalance con Belice. De igual forma, las

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

recomendaciones derivadas del diagnóstico tienden a ignorar las problemáticas beliceñas de la cuenca.

Por lo tanto, existe un desequilibrio histórico en esta cuenca trinacional, cuya dinámica ha sido esencialmente binacional; a partir de esta característica, hay una fuerte contradicción en materia de GIRH, a causa de la exclusión de la parte alta de la cuenca de cualquier acción de gestión transfronteriza, situación que entra en total contradicción con la cuenca, en tanto territorio predilecto de expresión de este pilar de política mexicana del agua. Lo anterior constituye un elemento clave de inconsistencia en materia de gestión integrada de recursos hídricos.

En definitiva, con la instalación de la Comisión de Cuenca del Río Hondo (CCRH) en 2009, la dimensión de cuenca tiende a erosionarse aún más, en la medida en que ésta solamente abarca una fracción de la parte mexicana. Esto deriva en un plan de gestión mexicano posterior, que debe lidiar con problemáticas transfronterizas de contaminación de plagas, como el pez diablo (*Hypostomus plecostomus*), el cual, según las entrevistas realizadas con especialistas, presenta un indudable trasfondo transfronterizo, pues dicho pez ha cruzado varias fronteras antes de llegar a la parte mexicana del río Hondo; por ello, la solución también debería ser transfronteriza.

En consecuencia, desde hace una década existe una comisión de cuenca mexicana con cierto interés en acciones binacionales (México-Belice) para una cuenca trinacional, situación que contraviene los principios básicos de la GIRH y su espacio predilecto de acción: la cuenca en la totalidad de su extensión.

En términos generales, esto constituye otra inconsistencia en materia de GIRH. Las entrevistas con actores vinculados con la CCRH

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

evidencian una visión de la cuenca, esencialmente binacional, que evoca límites poco claros. A la lejana y muchas veces ignorada Guatemala, se suma el total olvido que también existe en México del estado de Campeche, pues presenta una porción territorial significativa de la cuenca, y que ambas entidades (Guatemala y Campeche) son fundamentales para entender la dinámica de la cuenca en su totalidad, ya que presentan la característica en común de ubicarse en la parte alta. Es por ello que el estado de Campeche figura como el gran ausente de la CCRH, pues no sesiona, porque se representa únicamente la parte baja de la cuenca, es decir, sólo aquellos que se encuentran en el estado de Quintana Roo.

Además, es fundamental subrayar que, en la mayoría de las entrevistas, el discurso tiende a separar tres medios relacionados, aunque presentan una conectividad ambiental en la cuenca: el río Hondo, la Bahía de Chetumal donde desemboca y la parte marina. Los actores expresan una visión estrecha de las relaciones, esto es, poco integral y no integradora, además de circunscribir la cuenca a la corriente del río Hondo y no mirar a este territorio más allá de su corriente principal.

Tales elementos contradicen los preceptos de la GIRH y plantean una serie de limitantes históricos que no facilitan una visión amplia de cuenca para el río Hondo, sino que propagan una perspectiva fragmentada, determinada por los límites político-administrativos internacionales y estatales en México, y que se circunscribe al ámbito inmediato de acción de los actores entrevistados, es decir, a una visión de cuenca totalmente truncada, como la integración de la propia CCRH lo evidencia. Lo anterior constituye una inconsistencia existente desde la formación de la CCRH, que ha perdurado a lo largo de los años.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Una suma de inconsistencias: ¿política hídrica con GIRH o *versus* GIRH?

En la parte mexicana de la cuenca del río Hondo, la CCRH representa la expresión formal de la GIRH en la medida en que integra la estructura propuesta por la Conagua para su concreción en el área. Cabe señalar que cuando se abordó la problemática de la cuenca en los años 2014-2016, la CCRH apareció mencionada como central para este territorio y articuladora de distintos actores (véase Kauffer, manuscrito aceptado, s.f.). Así, se trata de un espacio de colaboración caracterizado por un fuerte componente académico, reconocido por su papel de información y difusión de los problemas de la cuenca como espacio de convergencia de actores.

Sin embargo, en paralelo con el reconocimiento de la presencia de un órgano encargado de la cuenca, subsiste poca claridad del tipo de órgano: ¿se trata de un consejo, una comisión, un comité? Los actores entrevistados, principalmente varios participantes en la propia CCRH, desconocen su escala de acción y expresan confusión en torno a su calidad de "órgano auxiliar" del CCPY, en ocasiones llamándola consejo o incluso comité.

Dicha situación puede explicarse por la ignorancia en la problemática del río Hondo durante mucho tiempo por el propio CCPY, y

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

en las pocas relaciones de la comisión con su "hermano mayor" o, por lo menos, a través de vínculos poco claros y explícitos para los actores locales. En otros términos, esto es la consecuencia directa de una GIRH desvinculada de las realidades locales y organizada en torno a una verticalidad impulsada desde el centro de la república, controlada a través de dos mecanismos: la ausencia de figura jurídica propia de las organizaciones de cuenca en México resultante de la propia LAN y la dificultad para convertirse en instancia decisoria para la cuenca. Todo esto es resultado de los términos en los que la LAN estableció las organizaciones de cuenca a pesar de las reformas de 2004, que ampliaron la participación de los actores locales; difícilmente, estas instancias participativas se han convertido en verdaderos espacios de negociación y de toma de decisión en relación con las problemáticas de las cuencas. Existen excepciones de organizaciones que, a lo largo del tiempo, han podido lograr cierta autonomía jurídica o financiera, pero son contadas en el país, y su condición se debe a la presencia en su seno de ciertos liderazgos no gubernamentales o de élites político-económicas.

La herencia de una política centralizada se expresa de forma muy contundente por los actores entrevistados, quienes mencionan que el papel de la CCRH consiste, esencialmente, en proveer información a ciertos sectores, como se puede observar en otros casos (Kauffer, 2005) y, por lo tanto, no decide, actúa ni constituye una instancia de gestión del agua. No obstante, se reconoce su existencia para construir alianzas y establecer una coordinación entre distintos actores cuando han surgido problemáticas agudas, incluso con el sector empresarial, por ejemplo, con la plaga de peces diablos, la cual será retomada más adelante:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

> "Las fortalezas son su pluralidad en cuanto a los sectores… a ratos siento que están un poco sobrerrepresentados los empresarios, pero bueno (…) y su gran limitante, decíamos, es la falta de construcción internacional; tendría que haber alguien de Belice; si me apuras, hasta alguien de Guatemala". Entrevista con académico especialista de la cuenca, Chetumal, 21 de septiembre de 2016.

El segundo elemento relacionado con la política hídrica mexicana que ha llevado a una dinámica de inconsistencia de la CCRH ha sido la crisis de falta de recursos. Entre 2009 y 2015, mediante un proceso lento y paulatino de consolidación, la CCRH presentaba una perspectiva prometedora en materia de GIRH para gran parte de la región y la posibilidad de pensar alguna dimensión transfronteriza, donde la cooperación es una dimensión casi ausente (García & Kauffer, 2011; Kauffer, 2017; Kauffer, 2018). Sin embargo, la falta de sostenibilidad a corto plazo de la CCRH fue puesta en evidencia a partir de 2016, cuando la disminución del financiamiento de la Conagua no solamente propició la imposibilidad de seguir con proyectos de investigación, sino casi la desaparición de la instancia, a su vez imposibilitada para realizar reuniones a medida que la figura del gerente no fuera reemplazada durante varios meses:

> "A ese drama hemos llegado; te digo, habían funcionado los órganos porque había recurso federal para mantenerlos; pero una vez que eso no haya, yo creo que ya no van a funcionar;

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

> esa va a ser la parte... A la mejor el problema económico va a ser… pero ese… el drama principal (…).
>
> Fue en abril la última sesión, 19 de abril de 2016, y ya no estaba viniendo XXX (nombre del gerente); de hecho, XXX creo que estaba presentando unos exámenes para ahuecar, porque ya no iba a tener posibilidades; fue la última reunión en abril y de ahí ya no tenemos gerente operativo.
>
> (…) Y ahí nos reunimos los que pudimos, porque ya no hubo los recursos para unir físicamente a las personas y de entonces para acá estamos en punto muerto, porque yo creo que también se está esperando el cambio de gobierno". Entrevista con académica integrante de la CCRH, Chetumal, 20 de septiembre de 2016.

Así, en tercer lugar, la problemática de la dependencia de la CCRH de algunas personas (gerente o algunos investigadores de instituciones académicas) es decir, un tipo de GIRH personalizado y alejado del paradigma del espacio participativo que pretende constituir la perspectiva de la GIRH construida en México o, por lo menos, tal como aparece presentada en los documentos, es una realidad muy patente a escala local.

Cabe agregar una vulnerabilidad a los cambios de gobierno derivada del modelo establecido por el gobierno federal mexicano, el cual, en el sur de México, después de controlar directamente las organizaciones de cuenca a través de la Conagua, ha delegado ciertas funciones a escala local (municipal o estatal), situación que ha fragilizado estructuras no

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

consolidadas aún en materia de GIRH debido a los cambios políticos trienales y sexenales.

En cuarto lugar, la inconsistencia principal de la GIRH en la CCRH está arraigada en las perspectivas de los actores en torno a la cuenca, que se han reflejado en la construcción de la propia comisión, solamente mexicana. Varios aspectos entran en juego para explicar tal situación, en primer lugar, la propia condición errática de la GIRH, aunque asumida como eje de una política del agua sectorial y fragmentada en Belice (Kauffer & Mejía, 2020):

> "Hasta ahorita nadie lo ha abarcado, en el país de Belice nos hace falta hacer algo como una comisión que tenga que ver con cuencas, entonces no está establecido, todos trabajan en lo que les pertenece". Entrevista con un funcionario del gobierno de Belice, Belmopán, 26 de marzo de 2007.

La dificultad de pensar en la dimensión transfronteriza de la cuenca del río Hondo es una realidad en ambos países, incluso cuando existe colaboración transfronteriza en otros aspectos:

> "Desgraciadamente, ninguna actividad sobre el río Hondo, como la contaminación, está contemplada en el gobierno de México o en el de Belice. Cualquier actividad está contemplada sobre la construcción; el cruce del puente está contemplada en los propósitos para dar recomendaciones u otros. En este nivel no se ha hecho algo para evitar conflictos, no se ha contribuido en

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

> este sentido, pero se debería hacer algo". Entrevista con funcionario del gobierno de Belice, Belmopán, 28 de marzo 2007.

Finalmente, el tema de las asimetrías económicas y políticas entre los dos estados, que lleva a México a asumir la totalidad de los costos financieros y el liderazgo para la gestión de la cuenca, es una cuestión compleja en la medida en que los temas transfronterizos del agua en México no resultan de gran interés para su gobierno del sur (Kauffer, 2018), lo que conlleva a tensiones entre las propias instituciones del gobierno federal.

> "¿Qué acuerdo hicimos con la situación de Belice? ¿Cómo está el recurso? Esto lo sabíamos desde antes, desde hace mucho tiempo, que es un país que no tiene recursos, que no tienen asistencia, por eso ofrecimos, como gobierno de México, hacer nosotros la iniciativa, fue de nosotros, de México; los términos de referencia del estudio salieron de nosotros y nosotros ofrecimos hacerlo en los dos países, para tener esa información, conscientes de que ellos no tenían los recursos; no era un estudio que se iba hacer una parte y la contraparte beliceña, no, no confundamos eso, por favor. El estudio fue hacerlo nosotros, las dos partes. Pactamos en él, ese fue el compromiso formal que adquirimos, nunca nos pidieron, nosotros lo ofrecimos a los beliceños y lo ofrecimos en esos términos, esa es la realidad. Así de simple los costos, así fue; si nos equivocamos en el 2003 al haberlo ofrecido cuando no podíamos hacerlo, entonces fue un

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

> error garrafal que tuvimos en esa época. Pero fue un ofrecimiento nuestro a los beliceños y no es que esté defendiendo la intervención de los beliceños, estoy defendiendo el *compromiso internacional* que asumimos y que adquirió nuestro gobierno mexicano". Funcionario del gobierno federal mexicano, Segunda Reunión del Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán, Grupo de Trabajo Especializado en Saneamiento de Quintana Roo (GTESQROO), Chetumal, México, 24 de agosto de 2006.

Así, las consideraciones políticas y económicas nacionales e internacionales son imprescindibles para entender la suma de inconsistencias observadas, en particular en la CCRH, la cual, si bien es el principal instrumento de la GIRH en la cuenca del río Hondo, refleja una serie de contradicciones nacionales e internacionales de las políticas hídricas de los tres países que conforman este escenario transfronterizo.

GIRH y SH en la cuenca del río Hondo: una triple relación

En el contexto antes mencionado, caracterizado por una suma de inconsistencias históricas y actuales en torno a la GIRH, la cuenca del río Hondo evidencia tres modalidades de interacciones entre GIRH y SH

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

desde la amplia perspectiva de las seguridades-inseguridades hídricas construidas y vividas: la ignorancia de la noción actual de seguridad hídrica por los actores de la GIRH que participan en la CCRH; la persistencia de antiguas problemáticas hídricas que se convierten en escenarios de inseguridades hídricas para distintos actores locales, y cómo en condiciones agudas, éstas contribuyen a la SH a partir de la existencia de la plataforma de la CCRH y su orientación hacia la gestión integrada de recursos hídricos.

Una seguridad hídrica ignorada y desvinculada de la GIRH

En la cuenca del río Hondo, el tema de la seguridad hídrica es casi ignorado por los actores, que difícilmente logran identificar la problemática (sólo 3 de 13 entrevistados en 2016 lo hicieron) sin poder precisar las acciones de la CCRH en materia de SH en el territorio. En términos generales, los actores desconocen el concepto y cuando lo evocan, la visión de éste es parcial y no incluye los cuatro componentes antes mencionados: 1) la seguridad hídrica a través de indicadores tradicionales de escasez y de estrés hídrico; 2) la vulnerabilidad relacionada con sequías e inundaciones; 3) la seguridad hídrica enfocada hacia las dimensiones humanas en materia de seguridad alimentaria, y 4) la SH asociada con sustentabilidad.

En el río Hondo, la seguridad hídrica, cuando es vista por los actores entrevistados, remite a tres aspectos: disponibilidad de agua, acceso a

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

agua potable y problemática de la contaminación. A partir de estos elementos, si bien existe una preocupación por mejorar la calidad del agua, tema muy mencionado por los distintos actores, la SH no es vista con claridad y las acciones de la CCRH no están vinculadas con esta noción que no parece concretarse en las escalas locales. En algunos casos, la seguridad hídrica se menciona desde el punto de vista de la seguridad nacional debido a la ubicación del río Hondo en un territorio transfronterizo, donde la seguridad fronteriza ha sido reforzada en el lado mexicano con dos bases militares a lo largo del río, y con la presencia de elementos de la Marina y de otras corporaciones en algunas localidades ubicadas en sus colindancias.

Cabe señalar que en los objetivos de alineación del Plan Rector en Materia de Agua para la Protección, Conservación y Recuperación Ambiental de la Península de Yucatán para el periodo 2015-2024 (Conagua, 2015), la seguridad hídrica sólo queda enunciada en materia de prevención de sequías e inundaciones en cuatro problemáticas: reducción de la cantidad y calidad del agua, deterioro de los recursos naturales, fenómenos extremos y cambio climático. En los detalles de los ejes, objetivos y estrategias del Programa Hídrico Visión 2030 de la Península de Yucatán, y de los problemas prioritarios, objetivos estratégicos, metas generales y acciones, así como en el Plan Rector actualizado en el año 2015, las referencias a la seguridad hídrica desaparecen, lo cual significa que sólo quedan plasmadas a escala federal, sin presentar una implementación en la cuenca del río Hondo.

El hallazgo que se derivó a la par de las entrevistas y de los documentos institucionales evidenció que mientras a escala local la seguridad hídrica es poco evocada y conocida, cuando se menciona, se

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

remite a disponibilidad, acceso y calidad del agua del lado mexicano de la cuenca; es decir, que no abarca la amplitud del concepto propuesto a escala internacional y por la propia Conagua. Por su parte, en la visión institucional predomina la temática de sequías e inundaciones. Ello significa que, en ningún momento, la GIRH y SH están claramente vinculadas ni para los actores locales relacionados con la CCRH (en tanto espacio predilecto de la GIRH formal) ni para aquellos relacionados con la GIRH a escala regional a través del CCPY, siendo el concepto de SH enunciado de manera exclusiva en los objetivos nacionales de la propia Conagua.

Las inseguridades hídricas duraderas en el río Hondo

Si se centra la reflexión en torno a las inseguridades hídricas vistas como producto de las relaciones de poder, es fundamental remitir a las grandes problemáticas de la cuenca del río Hondo que afectan a las poblaciones locales, sus ecosistemas y viceversa.

Del lado mexicano, históricamente, la principal fuente de inseguridades hídricas en la cuenca del río Hondo ha sido la contaminación de la corriente principal, resultante de una doble dinámica: el uso de agroquímicos en las actividades agrícolas y las deficiencias en el tratamiento de aguas residuales. El principal evento detonador reportado en el diagnóstico (Conagua, 2007) y por muchas personas entrevistadas fue una mortandad de peces ocurrida en 2006 en la bahía de Chetumal.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Los estudios realizados identificaron los agroquímicos, cuyo origen se relaciona con la fuerte actividad cañera en ambos márgenes del río, pero principalmente en la parte beliceña. Esta situación afecta la pesca de autoconsumo, que aunque no es comercial, es una de las principales actividades humanas registradas en el río Hondo en el trabajo de campo (a la par de los pasos transfronterizos de contrabando de mercancías). Así, la contaminación del río crea un problema sanitario que tiene efectos en la salud de la población y en las actividades recreativas, por ejemplo, el de desarrollo del turismo, sector emergente en el río Hondo.

En el diagnóstico (Conagua, 2007), una de las principales problemáticas de la cuenca que afecta a los pobladores aparece en la literatura internacional y en los documentos nacionales de la Conagua desde la perspectiva de una visión tradicional de SH. Se trata del tema de las inundaciones por la ocurrencia de huracanes, mencionada como un elemento que también puede considerarse desde una perspectiva más amplia y socio-política, como parte de las inseguridades hídricas para las poblaciones del río Hondo, principalmente en la parte beliceña. Así, en las entrevistas realizadas en Belice, se trata de la problemática más evocada para el río Hondo y del país. En Belice, las áreas más pobres se caracterizan por huellas duraderas de las inundaciones en sus construcciones y es notable la presencia de albergues destinados a la protección de la población, situación que no se observa del lado mexicano, donde predomina la temática de contaminación del recurso hídrico. Dicha situación subraya que las inseguridades hídricas pueden percibirse de forma distinta por los actores que pueblan los márgenes de un mismo río, usan el recurso hídrico para diversas actividades o realizan acciones en materia de agua en una determinada cuenca.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Una de las problemáticas mencionadas por los actores mexicanos es el proceso de deforestación de las partes medias de la cuenca que produce erosión, pérdida de suelo y escurrimiento de sedimentos a la corriente principal. El diagnóstico (Conagua, 2007) lo refiere con claridad y es un elemento reiterativo de las entrevistas realizadas. Ello repercute en la Reserva de la Bahía de Chetumal, área natural estatal protegida, santuario del manatí, una especie en peligro de extinción. A medida que se trata de la parte baja de la cuenca, es el lugar donde se cosechan las consecuencias de todas las acciones y actividades llevadas a cabo en las partes altas y medias de la misma.

El acceso a agua de calidad para la población es un tema importante en la cuenca del lado mexicano. En la parte de Calakmul, Campeche, poco visualizada en la cuenca, no existen aguas superficiales y las subterráneas presentan problemas de dureza (como es el caso del propio río Hondo), que impiden su consumo humano y, por lo tanto, el acceso de la población a agua para uso doméstico proveniente del río.

El tema del saneamiento sigue siendo una dificultad, pues alrededor de 50% de las aguas se tratan en la parte mexicana de la cuenca, lo que repercute en un ambiente sano, en cuestión de salud; pero pone en peligro las actividades realizadas en sistemas lagunares asociados, como las lagunas de Bacalar, conectadas de modo superficial y subterráneo con el río Hondo.

De este modo, las antiguas problemáticas no resueltas de la cuenca del río Hondo expresan una serie de inseguridades hídricas para los pobladores de ese territorio, e impactan de forma diferenciada en función de su localización; pero también según las actividades que desarrollan y su grado de exposición, sobre todo cuando viven en condiciones de

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

marginación, situación particularmente evidenciada durante los recorridos fluviales realizados en la frontera beliceña. Esto significa que las problemáticas del agua perduraron con la GIRH y que a las antiguas se sumaron nuevas inseguridades hídricas en la cuenca.

Inseguridades hídricas agudas: la CCRH, plataforma de la GIRH

En los últimos años, el pez diablo ha sido uno de los más agudos problemas ambientales que se presentaron en la cuenca del río Hondo. Primero, el pez fue detectado en Guatemala, en la cuenca del río Usumacinta; después en la parte alta del río Hondo, donde escurre el Arroyo Azul; posteriormente en Belice y, por último, en la parte mexicana de la cuenca. Su presencia afecta al ecosistema ribereño a medida que el pez anida en las riberas y provoca erosiones en sus márgenes, y representa un peligro para otras especies de peces porque come sus huevos; por ende, afecta el equilibro de los sistemas acuáticos y las actividades pesqueras. Parte de la peligrosidad de esta especie radica en su llegada a las lagunas de Bacalar, al cambiar las dinámicas de los ecosistemas y quizás por la coloración de las lagunas (según los especialistas entrevistados), que representan el principal atractivo del área, lo que conlleva efectos económicos de amplitud para el turismo. No obstante, en fechas recientes, el impacto de esta especie invasora ha sido calificado como estable, a diferencia de otros ríos en el país (Maldonado, 2019).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Lo interesante acerca del pez diablo fue que su presencia generó una situación de inseguridad hídrica concreta, aguda y de emergencia, y que ciertos actores relacionados con la CCRH pudieron dar una respuesta sin contar con el apoyo de la Conagua. El siguiente extracto de entrevista lo evidencia con claridad:

> "X… sabía que yo formaba parte de ese órgano auxiliar del río Hondo, y viene y me plática: 'oye, Z…, fíjate que un investigador de Belice me dijo que ya encontraron pez diablo en un tributario que desemboca al río Hondo'. Z… ya empecé a saber qué era el pez diablo y su impacto, y lo que tenía: '¿Entonces por qué no se busca hacer algo dentro de ese comité (*sic*)?'. Bueno, entonces yo, como parte de ese comité, hago una invitación y pido que se haga una reunión para que podamos avanzar con eso… Cuando yo voy a la instancia, Conagua, es quien dirige más arriba esto, entonces yo les digo: 'Oye, inviten a una reunión, convoquen a todos los miembros, porque está esta situación y es delicada, y es grave y puede pasar esto y esto' […] 'Sí, Z.., pero es que ahorita estamos atendiendo no sé qué bomberazos institucionales de la Conagua'. Entonces, como que ellos estaban con su prioridad, entonces yo dije: 'bueno, está grave'. Entonces, ¿qué fue lo que hice? Agarré la lista de distribución de todos los miembros del comité de cuenca (*sic*) del río Hondo y les platico […] Entonces, sorprendentemente, los que me respondieron inmediatamente buscando apoyar de la manera que fuera fueron los empresarios, los empresarios que formaban parte de ese comité de cuenca, no las instituciones".

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Entrevista con miembro del sector académico, CCRH, Chetumal, 20 se septiembre de 2016.

De esta manera, si bien existe una continuidad e incluso, con la aparición del pez diablo, un aumento de las situaciones de inseguridades hídricas en la cuenca del río Hondo, y a pesar de que la noción de seguridad hídrica no aparezca claramente en el discurso de los actores locales ni en los documentos en materia de GIRH en la región, en los hechos —el ejemplo del pez diablo como elemento de inseguridad hídrica aguda, tal como lo fue, en su momento, el tema de la contaminación del río— ha logrado conjuntar esfuerzos de diversos actores organizados en torno a la CCRH; esto permite indicar que, en los hechos, las inseguridades hídricas concretas pueden convertirse en motores de acciones de la GIRH en esta escala, aunque los actores desconozcan la noción propuesta por las instancias internacionales y las discusiones desarrolladas por los académicos. Así, ante la situación aguda, la CCRH se convirtió en una plataforma que permitió articular una respuesta frente a la aparición del pez diablo: la CCRH funcionó como espacio de interacción entre actores, y permitió establecer un vínculo entre la GIRH y la SH, a raíz de una situación de inseguridad hídrica aguda.

Las relaciones entre GIRH y SH, caracterizadas por una falta de articulación en la cuenca del río Hondo presentan una versión desfavorable (GIRH combinada con inseguridades hídricas), pero además una modalidad donde la GIRH sirve de herramienta (vía la CCRH) para impulsar una respuesta concreta ante una situación aguda de inseguridad hídrica.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por lo tanto, se ha podido identificar una triple modalidad de interacciones entre GIRH y SH en la cuenca del río Hondo a partir del análisis de las perspectivas de los actores involucrados en la CCRH, de la predominante desvinculación entre ambas y de la relación inversa (GIRH con inseguridades hídricas acentuadas); en ocasiones se produce una interacción positiva, donde la GIRH permite una respuesta colaborativa entre actores frente a una situación de inseguridad aguda en la cuenca.

Conclusiones

En el sur de México, y en el caso particular de la cuenca del río Hondo, las acciones en relación con los principios de la GIRH y de la SH se caracterizan por un desfase temporal con respecto a los planteamientos internacionales e incluso nacionales. La GIRH que aparece en 1992 a escala internacional, como un principio de política hídrica se concreta en 1999-2000 a escala nacional, y toma forma hasta 2009, con la creación de la Comisión de Cuenca del Río Hondo (CCRH) en esta subcuenca. Por su parte, la SH acuñada en el año 2000 y aparecida en el PNH de la Conagua hasta 2014, continúa sin visibilidad clara en el río Hondo, bajo la perspectiva de los actores locales asociados con la Comisión de Cuenca del Río Hondo.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

A pesar de contar con un instrumento formal a través de la CCRH desde el año 2009, las inconsistencias entre los planteamientos de la GIRH a escala nacional, su marco jurídico, implementación e inadecuaciones a una cuenca transfronteriza (compartida físicamente, pero no desde una perspectiva político-institucional), se han sumado al reciente repliegue económico del gobierno federal mexicano para financiar las estructuras creadas en materia de gestión integrada de recursos hídricos.

Por otro lado, existe una clara desarticulación de la SH con la GIRH, situación que fue evidenciada desde la escala nacional, donde no se relacionan en lo jurídico ni en la política hídrica al interior de las instituciones creadas bajo el contexto de la GIRH. En el caso del río Hondo, el concepto de SH se revela ausente, desconocido y reducido a una mínima expresión entre los actores locales relacionados con la GIRH, en un contexto donde, por motivos históricos y debido a las transformaciones recientes en materia de política nacional, esta evidencia una suma de inconsistencias. En tal escenario, la persistencia de problemáticas existentes en materia de GIRH y la aparición de nuevas situaciones vinculados con el estado de los recursos hídricos plantean verdaderas inseguridades hídricas para la población local, las cuales se expresan de manera diferenciada según los actores y el país. En este caso, la relación entre los dos pilares de la política mexicana (GIRH y SH) presentan una expresión inversa, donde la GIRH coexiste con una serie de inseguridades hídricas. No obstante, como lo evidencia la situación del pez diablo, las inseguridades hídricas permiten establecer puentes entre la SH y la GIRH, y de alguna forma, aprovechar la plataforma existente de interacciones en el seno de la CCRH, para que cuando surjan de forma

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 127-176. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-04

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

aguda inseguridades hídricas puedan, mediante una respuesta adecuada, contribuir al fortalecimiento de la GIRH, al facilitar la colaboración entre los actores locales que atienden la SH sin nombrarla, y aunque tampoco se propongan claramente tal objetivo.

Agradecimientos

A la Convocatoria de Problemas Nacionales (PDCPN) 2014 del Conacyt para el financiamiento del proyecto 248954.

Referencias

Alija, A. M. (2019). La situación actual de los conflictos territoriales y fronterizos en América Latina y Caribe. *Journal of International Relations*, (15), 1-15. DOI: 10.14422/cir.i15.y2019.001

Benítez, J. A. (2010). Situación actual de las cuencas de los ríos Candelaria y Hondo. En: Cotler, H. (ed.). *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización* (pp. 203-209). Recuperado de https://micrositios.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/639/rcandelaria.pdf

Biswas, A. K. (2004). Integrated water resources management: a reassessment: A water forum contribution. *Water International*, 29(2), 248-256.

Biswas, A. K. (2008). Current directions: Integrated water resources management–a second look. *Water International*, 33(3), 274-278.

CCGSS, Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste. (2015). *Proyecto FORDECYT-Usumacinta. Cambio global y*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sustentabilidad en la cuenca del río Usumacinta y zona marina de influencia. Bases para la adaptación al cambio climático desde la ciencia y la gestión del territorio. Recuperado de https://www.usumacinta.org

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2007). *Diagnóstico para el manejo sustentable del agua en la cuenca Internacional del río Hondo México-Belice al 2025*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014). *Programa Nacional Hídrico 2014-2018*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Plan rector en materia de agua para la protección, conservación y recuperación ambiental de la Península de Yucatán, México*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Estadísticas del Agua 2016*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua.

Cook, C., & Bakker, K. (2012). Water security: Debating an emerging paradigm. *Global Environmental Change*, 22(1), 94-102.

García, G. A., & Kauffer, M. E. F. (2011). Las cuencas compartidas entre México, Guatemala y Belice: un acercamiento a su delimitación y problemática general. *Frontera Norte*, 23(45), 131-161.

GWP, Global Water Partnership. (2000a). *Manejo integrado de recursos hídricos*. Stockholm, Sweden: Global Water Partnership.

GWP, Global Water Partnership. (2000b). *Towards water security: A framework for action*. Stockholm, Sweden: Global Water Partnership.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hidalgo, J. P., Boelens, R., & Vos, J. (2017). De-colonizing water. Dispossession, water insecurity, and Indigenous claims for resources, authority, and territory. *Water History*, 9(1), 67-85.

INBO, GWP, UNECE, GEF, UNESCO, & AFDE, International Network of Basin Organizations; Global Water Partnership; United Nations Economic Commission for Europe; Global Environmental Facility; United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, & Agence Française de Développement. (2012). *Handbook for Integrated Water Resources Management in Transboundary Basins of Rivers, Lakes and Aquifers*. Paris, France: International Network of Basin Organizations (INBO), Global Water Partnership (GWP), United Nations Economic Commission for Europe (UNECE), Global Environmental Facility (GEF), United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Agence Française de Développement (AFDE).

Kauffer, E., & Gallardo, V. A. (2019a). *Policy Brief 1*. *GIRH-SH y legislación en México. Lecciones a partir de ocho estudios de caso para una gestión local integral de recursos hídricos (GLIRH) frente a una gestión insegura estatal de recursos hídricos (GIERH) con seguridad hídrica (SH)*. Ciudad de México, México: Centro de Investigación y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), Instituto de Ecología (INECOL), Colegio de San Luis (COLSAN).

Kauffer, E. (2005). El Consejo de Cuenca de los ríos Usumacinta y Grijalva: los retos para concretar la participación y la perspectiva de cuencas. En: Vargas, S., & Mollard, E. (eds.). *Problemas socio-ambientales y experiencias organizativas en las cuencas de méxico*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(pp. 195-218). México, DF, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), Institut de Recherche pour le Développement.

Kauffer, E. F. (2014). Introducción. De las cuencas a la gestión integrada de recursos hídricos en Chiapas: una construcción histórica plasmada en escenarios concretos. En: Kauffer, M. E. F. (ed.). *Cuencas en Chiapas: la construcción de utopías en cascada* (pp. 17-51). México, DF, México: Centro de Investigación y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS).

Kauffer, E. (2017). Contrasting water securities: The Mexican state facing downstream stakeholders in the Suchiate transboundary river basin. *International Journal of Water Resources Development*, 35(1), 30-48. DOI: http://dx.doi.org/10.1080/07900627.2017.1393400

Kauffer, E. (2018). Un análisis de la gobernanza multinivel en las aguas transfronterizas de México con Guatemala y Belice. *Frontera norte*, 30(60), 31-56. DOI: http://dx.doi.org/10.17428/rfn.v30i60.1114

Kauffer, E. (2019). *Las dimensiones políticas del agua: miradas cruzadas en torno a aguas turbulentas*. Ciudad de México, México: Centro de Investigación y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), Biblioteca del agua.

Kauffer, E. (manuscrito aceptado) (s.f.). De las redes de actores sociales a las redes de políticas públicas: la cuenca transfronteriza del río Hondo (México-Belice). En: Morales-Fajardo, M. E & Cadena-

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Inostroza C. (eds.). *¿Redes y/o gobernanza? Experiencias de colaboración entre actores*. Ciudad de México, México: UNAM.

Kauffer, E., & Mejía, L. (2020). De la descolonización a la gestión integrada de recursos hídricos (GIRH): la política del agua de Belice a través del tiempo (1981-2015). *Gestión y Política Pública,* 29(1), 37-66. DOI: http://dx.doi.org/10.29265/gypp.v29i1.656

Maldonado, J. (2019). *Pez diablo no representa riesgo para el río Hondo: Ecosur. No ha progresado su invasión como lo ha hecho en otros ríos*. Recuperado de https://www.lajornadamaya.mx/2019-08-29/Pez-diablo-no-representa-riesgo-para-el-rio-Hondo--Ecosur

Maganda, C. (2019). *Policy Brief 2*. *Desde la experiencia local: aportaciones de las realidades locales a los actores políticos e institucionales que promueven la GIRH y la SH en México y viceversa*. Ciudad de México, México: Centro de Investigación y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), Instituto de Ecología (INECOL), Colegio de San Luis (COLSAN).

Mejía, L., & Pliego E. (2019). *Policy Brief 3*. *La gestión integrada de recursos hídricos (GIRH) y la seguridad hídrica (SH) contrastadas con ocho estudios de caso: conflictividades hídricas y actores sociales*. Ciudad de México, México: Centro de Investigación y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), Instituto de Ecología (INECOL), Colegio de San Luis (COLSAN).

Martínez, P. F., Díaz-Delgado, C., & Moeller, C. G. (2017). *Seguridad hídrica en México*. Ciudad de México, México: Academia Mexicana de Ingeniería.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Molle, F. (2006). *Planning and managing water resources at the river-basin level: Emergence and evolution of a concept* (Vol. 16). Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI).

Norman, E. S., Dunn, G., Bakker, K., Allen, D. M., & De Albuquerque, R. C. (2013). Water security assessment: Integrating governance and freshwater indicators. *Water Resources Management*, 27(2), 535-551.

Olvera, D. N., Kauffer, E. F., Schmook, B., & Huicochea, L. (2011). Factores de conflicto en la cooperación por el agua en cuencas compartidas: caso río Hondo (México-Guatemala-Belice). *Estudios Fronterizos*, 12(24), 103-134.

Warner, J., Wester, P., & Bolding, A. (2008). Going with the flow: River basins as the natural units for water management? *Water Policy*, 10(S2), 121-13.

Wester, P., & Warner, J. (2002). River basin management reconsidered. In: Turton, A., & Henwood, R. (eds.). *Hydropolitics in the developing world: A Southern African perspective* (pp. 61-71). Pretoria, South Africa: South African Water Issues Research Unit and International Water Management Institute.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

Artículos

Propuesta de un marco de indicadores de agua urbana para la Ciudad de México, 2005-2018

Proposal for an urban water indicators framework for Mexico City, 2005-2018

Argelia Tiburcio[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-5674-2597

María Perevochtchikova[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9349-8570

[1]Instituto Tecnológico Superior de Cajeme, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Ciudad Obregón, México, atiburcio@conacyt.mx

[2]Centro de Estudios Demográficos, Urbanos y Ambientales, El Colegio de México A. C., Ciudad de México, México, mperevochtchikova@colmex.mx

Autora para correspondencia: Argelia Tiburcio, atiburcio@itesca.edu.mx

Resumen

Uno de los obstáculos en la implementación de una gestión integrada del agua urbana (GIAU) es la ausencia o no implementación de herramientas que ayuden a establecer metas, y evaluar procesos y avances. El uso de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

indicadores con el objetivo de analizar los cambios ocurridos es ampliamente aceptado; sin embargo, hasta ahora, tales indicadores se han desarrollado a grandes escalas, omitiendo atender las características y problemáticas específicas locales. Por ello, en el presente trabajo se desarrolla un marco de indicadores para utilizarse como herramienta en la GIAU, aplicado al estudio de caso de la Ciudad de México, en el periodo 2005-2018. El marco conceptual y metodológico adoptado tiene como base los principios de la GIAU y el enfoque de causalidad presión-estado-respuesta. La formulación del marco se llevó a cabo en cinco etapas. Como resultado, se presenta un conjunto de 12 indicadores divididos en cuatro subgrupos: 1) de eficiencia operativa para satisfacer las necesidades del servicio de agua potable y saneamiento; 2) de presión sobre el recurso hídrico que afecta la disponibilidad y calidad del agua; 3) del estado ambiental del recurso, y 4) la respuesta de la sociedad para reducir las presiones, y mejorar la calidad y cantidad de agua. Para cada indicador se delimitaron sus atributos básicos y se calcularon los valores, demostrando la viabilidad como herramienta de evaluación de política pública en la etapa de monitoreo de la gestión integrada del agua urbana.

Palabras clave: gestión integrada del agua urbana, indicadores de gestión, Ciudad de México.

Abstract

One of the obstacles in the implementation of integrated urban water management IUWM is the absence or non-implementation of a tool that helps to set goals and evaluate the progress made in water management policies. The use of indicators to track changes occurred is widely diffused,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

however, until now, they are developed mainly to large scales, omitting meets the characteristics and current specific problems at the local level. Therefore, the objective of the present work was to develop a framework of indicators to be used as a tool of (IUWM) in the Mexico City case study in the period 2005-2018. The conceptual and methodological framework adopted is based on the both principles of IUWM and the causality approach Pressure State Response. The formulation of the framework was carried out in five stages. As a result, a set of twelve indicators divided into four subgroups is presented: 1) operational efficiency to meet the needs of the service related to drinking water and sanitation; 2) the level of pressure over the water resources that affect the availability and quality of water; 3) the environmental status of water, and 4) the society's response to reduce the pressures and improve the quality and quantity of available water. For each proposed indicator, their basic attributes were delimited and in nine of them, were calculated, demonstrating viability as a public policy evaluation tool in IUWM in the monitoring stage.

Keywords: Urban water management, urban water, water indicators, Mexico City water.

Recibido: 22/11/2018

Aceptado: 23/03/2020

Introducción

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La literatura científica recomienda la adopción de indicadores para la evaluación y el seguimiento de los procesos de cambio (incluyendo la política pública) hacia el desarrollo sustentable (Hezri & Dovers, 2006). Organismos internacionales han encontrado en los indicadores poderosos instrumentos de soporte para la toma de decisiones (UN-WWAP, 2003; OECD, 1998). En lo que respecta al tema del agua en los últimos 20 años, los indicadores relacionados con la gestión de los recursos hídricos han proliferado rápidamente (Dunn & Bakker, 2011), en virtud de la necesidad creciente de desarrollar instrumentos para evaluar el proceso de desarrollo de manera integrada (UN-WWAP, 2003). En este sentido, los indicadores desempeñan un papel importante en la difusión de información, transformando datos científicos y complejos en una expresión simplificada y cuantificada (Gleick, Chalecki, & Wong, 2002), que permite informar a aquellos que toman decisiones y a la sociedad acerca de las tendencias de cambios y el cumplimiento de los compromisos adquiridos en el ámbito internacional (Pintér, Hardi, & Bartelmus, 2005).

Pese a este rápido desarrollo en la literatura sobre los indicadores en materia hídrica, su implementación en la política pública aún es bastante limitada. Entre las razones se encuentran: la no coincidencia entre fronteras naturales de cuencas y acuíferos, con las delimitaciones administrativas; la capacidad institucional limitada para recolectar o evaluar datos, así como la interacción limitada entre los sectores de la

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sociedad que generan y utilizan la información, entre otros (Dunn & Bakker, 2011; Hill, Furlong, Bakker, & Cohen, 2008). La formulación de una propuesta de indicadores adecuada que considere tanto factores económicos como socio-ambientales y, en particular, que tome en cuenta su interdependencia es una tarea ardua que requiere de un profundo conocimiento de procesos complejos y su interacción entre diversas disciplinas.

De acuerdo con Dunn y Bakker (2011), y UN-WWAP (2006), aunque existe un número de indicadores relacionados con el agua y la necesidad de vincular la evaluación científica con las cuestiones de la gestión integrada del agua, son pocos los avances obtenidos en la aplicación sistemática de métodos de evaluación basados en indicadores. Los indicadores existentes por lo general son unidimensionales (p. ej., relacionados con la calidad o cantidad del agua), y rara vez consideran dentro de un mismo marco otros aspectos, como los ecosistemas acuáticos, la salud humana, el uso del suelo y la gestión del agua (Dunn & Bakker, 2011). En resumen, los indicadores de sostenibilidad, los índices y los sistemas de información han ganado popularidad en los últimos años, pero su eficacia para influir en las políticas públicas permanece limitada (Pintér *et al*., 2005). Estos autores exteriorizan que la distancia entre el potencial y la influencia real de los indicadores sobre la adopción más generalizada sugiere que pueden desempeñar una función más importante en la articulación y el seguimiento de los progresos hacia la sostenibilidad en una amplia gama de circunstancias.

El paradigma de la gestión integrada del agua urbana (GIAU) se centra básicamente en el manejo del agua por disponibilidad natural,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

utilización de recursos hídricos alternativos y descentralización del proceso de administración. Según Niemczynowicz (1999), la gestión integrada del agua en las zonas urbanas involucra políticas de uso del suelo, planeación urbana, ordenamiento territorial, procesos de desarrollo económico, regulación y legislación, educación, conciencia ambiental e integración de la sociedad en el manejo participativo del agua.

Las ciudades en países en transición y en desarrollo plantean retos crecientes sobre la GIAU, donde las tendencias y presiones de urbanización, crecimiento económico (UN, 2014), cambio climático, falta de conciencia y preparación o efectividad del gobierno, y recursos financieros limitados para la construcción y el mantenimiento de infraestructura presentan enormes barreras para una adecuada implementación de la GIAU (OCDE, 2015). El cambio climático amplifica la situación de la vulnerabilidad del agua urbana, en el sentido de inundaciones, estrés hídrico, escasez y contaminación del agua. Esto ocurre en casi todas las megalópolis del mundo (Ligtvoet *et al*., 2014). Ante esta complejidad de los problemas socio-ambientales y cambios globales en las áreas urbanas, se plantea la necesidad de diseñar y adaptar los indicadores al contexto urbano, basándose en el reconocimiento de los desafíos hídricos distintivos de las ciudades y sus respuestas. Dentro de un paradigma de formulación de políticas basadas en la evidencia, se espera que los indicadores contribuyan en muchas etapas del proceso de la política pública, desde la identificación del problema y la evaluación ex ante de alternativas de política hasta el monitoreo, evaluación y ajuste de éstas.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En dicho sentido, el presente trabajo desarrolla un marco de indicadores orientados a la evaluación de los avances dentro de los principios de la GIAU para el caso de estudio de la Ciudad de México, periodo 2005-2018, bajo la hipótesis de que es viable la construcción de un marco de indicadores como instrumento de medición de avances de la política pública hídrica (incluso con la información oficial existente). El marco conceptual se basa en la GIAU y los indicadores para este fin. Metodológicamente se apoya en la realización de varias etapas, desde la recopilación y la sistematización de información hasta la consulta y aplicación de una encuesta a especialistas, el análisis de información y, por último, el diseño del marco de indicadores para la gestión integrada del agua urbana.

Marco conceptual

Gestión integrada del agua urbana

Esta investigación se fundamenta en el paradigma de la GIAU promovido por Mitchell (2006), y Hardy, Kuczera y Coobes (2005), entre otros autores (Perevochtchikova & Martínez, 2010; Andrade & Navarrete, 2004;

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Martínez, Escolero, Kralisch, & Wolf, 2007). El modelo convencional de la gestión del agua se caracteriza por sistemas de abastecimiento de agua potable y saneamiento orientados a satisfacer la demanda de agua sin tomar en cuenta la disponibilidad natural, y los procesos sociales y naturales del ciclo del agua (Pinkham, 1999; Tucci, 2010). En contra parte, la GIAU busca la integración sustentable de los servicios del agua en una ciudad (que sea potable), saneamiento y alcantarillado en un sistema físico integrativo (Mitchell, 2006); y reconoce que este sistema se basa en un esquema común organizativo dentro de la visión integral de la interconexión con el paisaje natural.

El paradigma de la GIAU se orienta al manejo del agua por la disponibilidad y uso de recursos hídricos en forma alternativa, al tiempo que fomenta la descentralización del proceso de la administración. La GIAU involucra planeación y ordenamiento territorial; procesos del desarrollo económico, regulación y legislación; educación, conciencia ciudadana, e integración de la sociedad en el manejo participativo del agua de acuerdo con Niemczynowicz (1999).

Dos principios de la GIAU son importantes: 1) planeación y toma de decisiones, que incluya todos los componentes del servicio del agua y del paisaje; y 2) que esta toma de decisiones se oriente hacia la sustentabilidad en la gestión del agua a través del balance entre los intereses ambientales, sociales y económicos a corto, mediano y largo plazos (Mitchell, 2006).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Indicadores para la gestión del agua urbana

Dentro de la GIAU, una fase importante es la evaluación y el monitoreo de los planes de acción tanto en el nivel de cuenca como en escala local (Gangbazo, 2004), por lo que se requiere contar con marcos de indicadores adecuados (Pahl-Wostl *et al*., 2005; Bhaduri *et al*., 2016) que describan y comuniquen las condiciones actuales, fomenten el pensamiento crítico sobre las medidas correctivas requeridas y faciliten la participación de los diversos interesados en los procesos de toma de decisiones (Brugmann, 1997). De manera ideal, los indicadores sirven para proporcionar información esencial acerca de la viabilidad de un sistema y su tasa de cambio, y sobre cómo contribuyen al desarrollo sostenible del sistema en general (Perevochtchikova & Negrete; 2013; Tiburcio & Perevochtchikova, 2012).

En la actualidad existen múltiples y variados enfoques y metodologías de indicadores orientados a la medición de la sustentabilidad (Bossel, 1999; Meadows, 1998). De entre los diferentes métodos, la UN-WWAP (2003) identifica al método de causa-efecto, conocido como presión-estado-respuesta, que tiene otras variantes, como fuerza motriz-presión-estado-impacto-recurso, o fuerzas conductoras-presión-estado-exposición-efecto-acción, y que utiliza los indicadores desde la causalidad de los procesos.

El enfoque presión-estado-respuesta (PER) fue introducido por primera vez por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Económico (OCDE) (OECD, por sus siglas en inglés) en 1994, y se basa en una lógica de causalidad en el que se interrelacionan las actividades humanas como fuentes de presión y su impacto en el ambiente, al cambiar la calidad y cantidad de los recursos naturales (estado), generando respuestas de la sociedad ante la problemática por medio de políticas ambientales, económicas y sectoriales (OECD, 1998) (Figura 1).

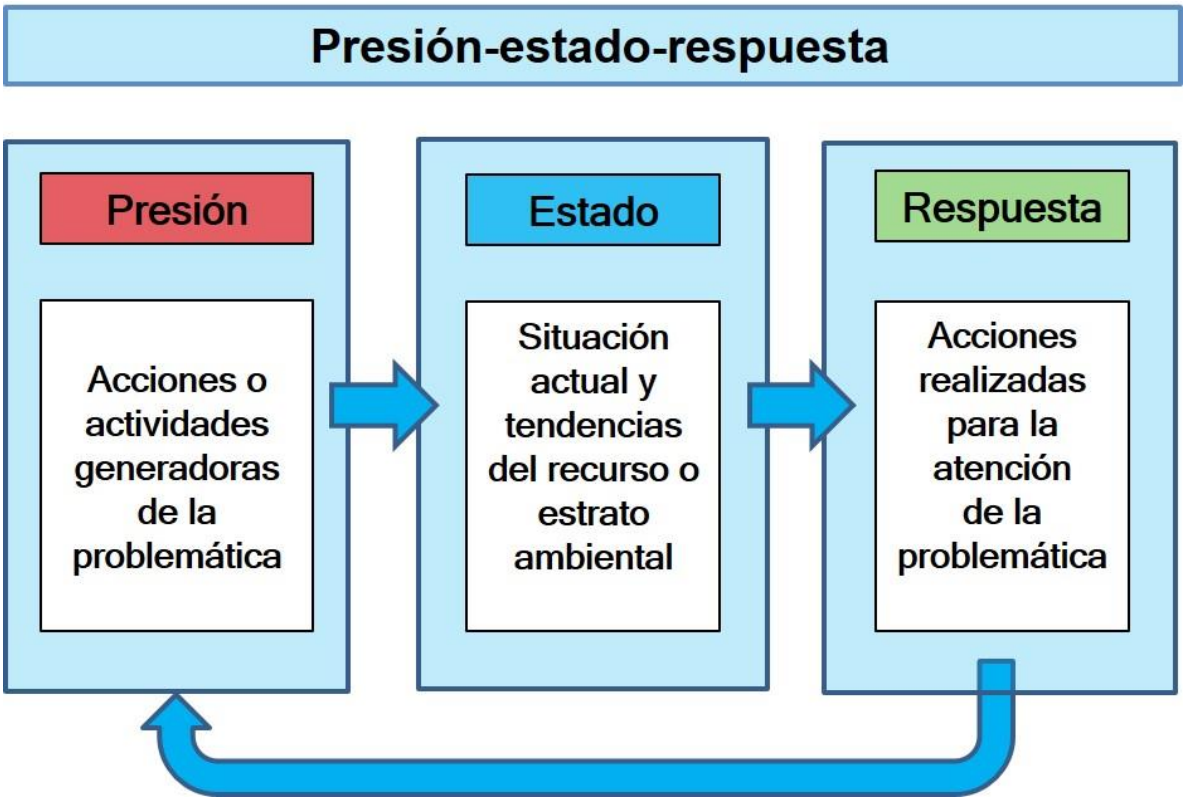


Figura 1. Esquema presión-estado-respuesta. (Fuente: elaborado por los autores con base en OECD, 1998).

El enfoque PER representa un marco adecuado para el desarrollo de indicadores con una problemática común, dado que permite determinar

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la efectividad de las acciones para mejorar el estado ambiental, ayudando al establecimiento o reorientación de las políticas públicas, o los criterios para la toma de decisiones de los principales sectores estatales (Rodríguez & Flores, 2009).

En la ciudad se observan dos corrientes principales de los indicadores de gestión del agua: a) aquellos, cuyo objetivo es la medición de desempeño de los organismos operadores de agua; y b) los indicadores orientados en medir la sustentabilidad del recurso bajo una perspectiva ecológica (Tiburcio, 2013), los cuales se describen a continuación:

a) Indicadores de desempeño operacional. Estos indicadores miden la eficiencia y efectividad de los sistemas de abastecimiento de agua, alcantarillado y servicios de saneamiento para satisfacer las necesidades de la población. De acuerdo con Alegre, Melo, y Cabrera (2006), tienen su origen en la década de 1990, cuando los servicios de agua en las urbes empezaron a evaluarse en Europa.

En la actualidad se observa el uso generalizado de dichos indicadores con esquemas variables, dependiendo de su grado de evolución. Por ejemplo, el CCA (2010) presenta una estructura simple de indicadores, cuyos parámetros cuentan con información (CCA, 2010). Otras iniciativas con mayor tiempo de diseño suelen ser sistemas de indicadores con parámetros más precisos, con mediciones periódicas, que tienen la posibilidad de compararlas en el tiempo y estar orientadas a las necesidades de los usuarios desde un instrumento de gestión (NWC, 2010; IMTA, 2014; Danilenko, Van der Berg, Macheve, & Moffitt, 2014).

Pese a que en los últimos años los indicadores de desempeño operacional han logrado una amplia aceptación, se centran sólo en una

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

parte de la gestión del agua: abastecimiento y saneamiento, por lo que no son suficientes para evaluar de manera integral el ciclo de la gestión del agua urbana ni si éste se guía en los principios de sostenibilidad. Es necesario incorporar elementos que determinen la viabilidad ambiental a largo plazo de una ciudad y su relación con el recurso, tomando en cuenta factores como el estado del recurso hídrico y los elementos que intervienen en el ciclo urbano del agua (Zeman, 2012; Vojnovic, 2013).

b) Indicadores ambientales. El objetivo principal de estos indicadores es medir el estado del recurso hídrico en términos de calidad y cantidad. Por lo general, se centran en el análisis del estado de cuerpos de agua o en los impactos ambientales que generan las actividades humanas. El método de evaluación del ciclo de vida es ejemplo de tal orientación (Lundin & Morrison, 2002), pues se miden los impactos ambientales sobre las masas de agua, como el Proyecto Metron (Kallis & Coccossis, 2003) y el índice canadiense de sostenibilidad del agua (Tiburcio & Perevochtchikova, 2012). Este último evalúa de manera multidimensional la sustentabilidad del recurso en comunidades de no más de cinco mil habitantes, considerando aspectos tanto del estado físico del recurso como las presiones, infraestructura y capacidad de gestión (PRI, 2007).

En conclusión, ambos grupos de indicadores son complementarios: los indicadores de desempeño permiten conocer si las necesidades de la población están satisfechas y los ambientales ayudan a saber el estado de los ecosistemas que proveen el agua. Así, una combinación de ambos podría proporcionar un panorama más completo para la gestión del agua urbana.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Zona de estudio

La Ciudad de México (CDMX), capital del país, se ubica a 2 240 msnm en la parte sudoeste de la cuenca de México (una formación hidrológicamente cerrada). La ciudad se localiza en la parte baja de la cuenca sobre una zona lacustre (Figura 2), que desde tiempos prehispánicos tenía su sustento en un sistema agrícola que aprovechaba todos los elementos naturales de la antigua planicie lacustre (Legorreta, 2006). El crecimiento urbano se extendió y acentuó en las últimas cinco décadas hasta formar la zona metropolitana (ZMCM), cuya superficie es de 4 925 km^2, con una población de cerca de 21 millones de habitantes, con una densidad media urbana de 160.1 hab/ha (Conagua, 2018).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 2. La ubicación de la zona de estudio (Fuente: elaboración propia con base en Gutiérrez, González, & Zamorano, 2005).

El gobierno federal, estatal y muchas industrias, centros de educación, de empleo y centros culturales se concentran en la CDMX (Garza, 2000). Sin embargo, la calidad de vida de la población ha disminuido de forma significativa en las últimas décadas, a causa de la contaminación y degradación ambiental (Tortajada, 2006; Mazari-Hiriart *et al*., 2018), sobre todo en el suelo de conservación. Se modificaron de forma drástica aquellos suelos con aptitud para actividades agropecuarias, piscícolas, forestales, agroindustriales, al igual que

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

poblados rurales que ofrecen una variedad de servicios ambientales críticos para la CDMX, como la regulación del ciclo hidrológico de la cuenca (Pérez-Campuzano, Perevochtchikova, & Ávila-Foucalt, 2012). Los procesos de urbanización continúan su expansión sobre el suelo de conservación (GDF, 2012), modificando el uso de suelo y las actividades productivas, con ello se pierden extensas áreas de recarga de agua.

Dadas las características geográficas y demográficas de la ciudad, la gestión el agua en la CDMX presenta dificultades extraordinarias (Perevochtchikova, 2015). En el transcurso de cuatro siglos se ha construido una compleja infraestructura física e institucional (Perló & González, 2009), con el objetivo de darle viabilidad a la urbe en dos sentidos: 1) abastecerla de agua potable, y 2) evitar que se inunde. Seis grandes infraestructuras y siete túneles vinculan de forma artificial cuatro cuencas hidrológicas bajo una lógica de importación y exportación de agua (González, 2016), que en conjunto arrojan un balance hídrico deficitario con una sobreexplotación crónica del acuífero. Por tanto, las instancias gubernamentales han planteado la necesidad de importar agua de fuentes lejanas y costosas, en un contexto de cambio climático (Sacmex, 2018; Martínez, Kralisch, Escolero, & Perevochtchikova, 2015).

En este sistema interviene una multiplicidad de actores de los ámbitos federal, estatal y municipal. Por ejemplo, la Comisión Nacional del Agua (Conagua); la Secretaría de Medio Ambiente de la CDMX; el Sistema de Aguas de la CDMX (Sacmex); la Comisión Metropolitana de Agua y Drenaje, y los organismos municipales de agua potable y alcantarillado de los municipios, que conforman la ZMCM (Tiburcio, 2013). De acuerdo con González (2016), se identifican tres niveles de gestión:

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

1) local, que abarca las redes secundarias de distribución de agua potable y las redes de alcantarillado y drenaje; el funcionamiento y operación de este nivel coincide con los límites de las unidades político-administrativas que integran a la ZMCM; 2) metropolitano, que incluye la infraestructura operada por los gobiernos de la CDMX y del Estado de México; y 3) hidropolitano, que concierne a los acueductos, emisores y túneles que vinculan a la ZMCM con otras cuencas. Las acciones y decisiones en este ámbito son tomadas de modo predominante por la federación.

La CDMX cuenta, desde el año 2003, con un programa de política pública de gestión de agua (Sacmex, 2005), pero sólo hasta el año 2010 se propusieron los primeros indicadores. En 2016 se reformularon los indicadores en el Programa de Sustentabilidad y Gestión de los Servicios Hídricos (PSGSH) (Gaceta Oficial de la CDMX, 2016). Los temas que abarcan son eficiencia global (física y comercial), cobertura y mejoramiento de servicios, mantenimiento del sistema hidráulico, tratamiento y reúso. En sus primeras ediciones, los datos carecían de temporalidad y no se explicitaba su forma de medición, lo que evidenciaba la necesidad de contar con un conjunto de indicadores sistemáticos para el sistema de gestión del agua urbana que ayudará a evaluar la efectividad de las políticas públicas en este periodo.

Diseño del marco de indicadores

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El diseño del marco de indicadores se apoyó en las metodologías propuestas por Lorenz (1999); Alegre, Cabrera y Merkel (2008); OECD (2003), y Quiroga (2009), para el desarrollo del caso de estudio de la CDMX para el periodo 2000-2018. Se buscó que cumplieran con la función de ser comparables en el tiempo y reflejaran las tendencias aquellos que toman decisiones. Así, se llevaron a cabo las siguientes etapas: a) el análisis documental de los elementos base del marco de indicadores; b) la búsqueda de indicadores existentes afines con el marco conceptual establecido; c) el desarrollo del modelo conceptual de indicadores; d) la formulación de posibles indicadores, y e) la validación de posibles indicadores sobre la base de criterios de selección.

Modelo conceptual

En esta fase se analizaron, con base en la literatura disponible, los conceptos de sustentabilidad (Déleage, 2000; Pierri, 2005; CMMAD, 1987); el enfoque ecosistémico (Perevochtchikova & Martínez, 2010), y de gestión del agua urbana (Hardy *et al*., 2005; Pinkham, 1999); específicamente la experiencia de Australia (Mitchell, 2006; Brown, Keath, & Wong, 2009). Estos enfoques ayudaron a definir los atributos de referencia para traducirlos en las metas o parámetros susceptibles para

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

su medición en el modelo de gestión urbana, en el contexto de la CDMX, con base en la información disponible. Una vez establecido el modelo conceptual, comenzó la búsqueda de indicadores para utilizar la experiencia existente.

Búsqueda de indicadores existentes

Se hizo una revisión exhaustiva de la literatura especializada acerca de indicadores relacionados con la gestión del agua en zonas urbanas en bases de datos y sistemas de información oficial y académicos (*Scopus, Google Academic*), así como en sitios web de revistas científicas (*Urban Water* y *Water Resources Management*, entre otras), e instituciones nacionales e internacionales con información pública (Conagua, *National Water Comission* de Australia). Todo ello a fin de tener una primera aproximación de estos indicadores. En total se revisaron 22 propuestas de indicadores relacionados con la gestión del agua y se analizaron a profundidad las ocho mejor documentadas (señaladas con color gris en el Anexo 1). Se identificaron dos corrientes principales de indicadores: 1) los indicadores de medición de desempeño (CCA, 2010; Danilenko *et al*., 2014; NWC, 2010; IMTA, 2014), y 2) los indicadores orientados a medir la sustentabilidad del recurso bajo una perspectiva ambiental (Lundin & Morrison, 2002; Kallis & Coccossis, 2003; PRI, 2007).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Modelo conceptual de indicadores

Con base en la clasificación y el análisis de indicadores existentes se observó que los indicadores de desempeño de organismos operadores de agua y de sustentabilidad son complementarios, por lo que se combinaron algunos de éstos dentro del marco de presión-estado-respuesta (PER) (OCDE, 2003). Se optó por utilizar este marco, pues permite delimitar las relaciones causales de un fenómeno, en el que es posible contar con elementos para proponer, establecer o reorientar las políticas públicas en la gestión del agua (OCDE, 2003). En la Figura 3 se presenta el modelo conceptual desarrollado con la propuesta de indicadores para cada bloque (que se presentan en la siguiente etapa).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 3. Modelo conceptual desarrollado para la propuesta de indicadores de GIAU en la CDMX, 2005-2018. (Fuente: elaboración propia con base en OCDE, 2003 y Alegre *et al*., 2008).

Formulación de posibles indicadores

Para cada grupo de indicadores del marco conceptual se formularon cinco indicadores iniciales para contar con un margen de selección que

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

permitiera conocer los aspectos más relevantes del proceso de gestión del agua en la zona de estudio de la CDMX. Se consideró que cada indicador formulado cubriera el criterio de relevancia, a fin de reflejar cada una de las dimensiones propuestas (desempeño, presión, estado, respuesta) y que fuera lo suficientemente claro y comprensible. Además, los indicadores propuestos se alinearon con el Programa de Sustentabilidad y Gestión de los Servicios Hídricos de la CDMX (Gaceta Oficial de la CDMX, 2016). Estos indicadores se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Indicadores seleccionados y su fórmula de cálculo.

	Indicador	**Fórmula para cálculo**	**Referencias bibliográfica**
Indicadores de desempeño	Disponibilidad de agua potable	$\sum_{n=1}^{4} C_{dn} P_{dn} + \sum_{m=0}^{720} C_f P_{fm} \times m$ C_{dn} = coeficiente de acceso al agua potable (varía de 0.5 a 0, dependiendo de la forma de acceso) P_{dn} = porcentaje de viviendas con *x* forma de acceso al agua potable C_f = coeficiente de frecuencia del servicio (varía de 0.5 a 0, dependiendo de las horas de servicio) P_{fm} = porcentaje de viviendas con *m* horas de servicio y *m* = horas de servicio al mes	Alegre *et al.* (2006); PRI (2007); CCA (2010); IMTA (2014); Jiménez *et al*. (2011)
	Cobertura de alcantarillado	$\sum_{n=1}^{4} C_{dn} P_{dn}$	CCA (2010); IMTA (2014);

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

		C_{dn} = coeficiente de cobertura de alcantarillado (varía de 1 a 0 de acuerdo con la forma de desalojo de aguas residuales) P_{dn} = porcentaje de viviendas con x forma de descarga de aguas residuales	Danilenko *et al*. (2014)
	Calidad del agua potable para consumo humano (Porcentaje de muestras realizadas que cumplen con las normas de salud)	(y/x) y = número de muestras que cumplen las normas de salud x = número de muestras realizadas	Alegre *et al*. (2006); NWC (2010), Salud (1995)
Indicadores de presión	Dependencia de fuentes externas	(y/x) y = volumen de agua importada de otras entidades x = volumen total de agua producida	OECD (2004)
	Tasa de cambio del uso de suelo de conservación	$\frac{x2 - x1}{Y}$ $x2$ = hectáreas con uso urbano en suelo de conservación en el año final $x1$ = hectáreas con uso urbano en suelo de conservación en el año inicial Y = área de suelo de conservación en el año $x1$	Ulian, Cartes y Lemos (2017)
	Grado de sobreexplo-tación del agua subterránea y superficial	y/x y = volumen de agua concesionada x = volumen de agua natural disponible	Lundin and Morrison (2002); Okeola y Sule (2012)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Indicadores de estado	Disponibilidad natural del agua en la región	$X - Y$ *x* = volumen medio anual de escurrimiento de la cuenca hacia aguas abajo *y* = volumen actual anual comprometido aguas abajo	Lundin y Morrison (2002); Kallis y Coccosi (2003); PRI (2007)
	Disponibilidad natural media per cápita (promedio anual)	$x - y$ *x* = volumen medio anual de escurrimiento de la cuenca hacia aguas abajo *y* = volumen actual anual comprometido aguas abajo	Lundin y Morrison (2002); Kallis y Coccosi (2003); PRI (2007)
	Calidad del agua superficial (demanda química de oxígeno DQO)	$\frac{1}{n}\sum_{y=1}^{n} PEy$ *PE* = valor del parámetro de la DQO *n* = número de días monitoreados	Lundin y Morrison (2002); Kallis y Coccosis (2003); Salud (1995)
	Calidad del agua superficial (demanda bioquímica de oxígeno DBO)	$\frac{1}{n}\sum_{y=1}^{n} PEy$ *PE* = valor del parámetro de la DBO *n* = número de días monitoreados	Lundin y Morrison (2002); Kallis y Coccosis (2003); Salud (1995)
	Calidad del agua superficial (sólidos suspendidos totales SST)	$\frac{1}{n}\sum_{y=1}^{n} PEy$ *PE* = valor del parámetro de la cantidad de SST *n* = número de días monitoreados	Lundin y Morrison (2002); Kallis y Coccosis (2003); Salud (1995)
Indicadores de respuesta	Porcentaje de fugas de agua	Estimación del porcentaje de volumen de agua perdida en red *x* = volumen de agua estimada que se pierde en fugas	Lundin y Morrison (2002); SACMEX (2018)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	Porcentaje de agua residual tratada anualmente en la entidad	$(^{y}/_{x})100$ y = volumen de agua residual tratada y reutilizada x = volumen de agua residual producida	Lundin y Morrison (2002)
	Porcentaje de agua residual tratada y reutilizada anualmente en la entidad	$(^{y}/_{x})100$ Y = volumen de agua residual tratada x = volumen de agua residual producida	Lundin y Morrison (2002)

En la formulación de los indicadores se buscó el cumplimiento de las siguientes características: a) integrativos, abarcando las dimensiones ambientales y socioeconómicas del paradigma de la gestión del agua urbana; b) adecuados espacialmente al contexto; c) comunicativos, expresando las tendencias y los riesgos de manera entendible, y d) tuvieran una visión a futuro, con indicadores de respuesta encaminados hacia la mejora en el proceso de la gestión del agua urbana.

Validación de indicadores

La validación de los indicadores consistió en la evaluación de cada indicador por medio de un panel de 22 expertos en el tema, a los que se

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

les envió un cuestionario (ver Anexo 2), donde calificaron en una escala de 0 a 10 los indicadores en términos de claridad y pertinencia. Se obtuvieron las respuestas provenientes de la academia, organismos estatales de servicios de agua, instituciones y organismos internacionales. También se recibieron las observaciones sobre las limitaciones de los indicadores, como disponibilidad, accesibilidad, confiabilidad y consistencia de los datos, así como espacialidad y temporalidad. Se sugirió establecer una línea base de medición para cada indicador, con el propósito de hacer comparaciones entre la situación inicial y las situaciones actuales, futuras o ideales.

De una lista inicial de 20 indicadores propuestos, con base en la literatura revisada (IMTA, 2014; Danilenko *et al*., 2014, Alegre *et al*., 2006; Lundin & Morrison, 2002), se quedaron 12 con las puntuaciones más altas, así como aquellos orientados a una política pública, e información disponible y susceptible para su actualización (Tabla 1). Para cada indicador se desarrolló su hoja metodológica (formato presentado en el Anexo 3), que constituyó una herramienta primordial en la construcción de cada indicador, pusto que permitió objetivar los contenidos, significados, alcances, metodología y disponibilidad de información para los indicadores (Quiroga, 2009), así como diferenciar aquellos susceptibles de medición.

Resultados

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Interpretación de resultados

Con el fin de comparar los indicadores y evitar la congregación de unidades de medidas distintas se realizó la normalización de los mismos, de tal forma que todos tuvieran una escala de medición de 0 a 100, salvo para el indicador de cambio en el uso de suelo, que es de 0% (Schuschny & Soto, 2009) (Tabla 2). Esta normalización es útil para la interpretación gráfica posterior de los resultados, donde se propone la gráfica de telaraña para la comprensión visual de aquellos que realizarán la toma de decisiones (Zeman, 2012).

Tabla 2. Resultado de cálculo de los indicadores de GIAU para la CDMX, 2005-2018.

Nombre	Cálculo del indicador	Fuente de información	Situación ideal	Normalización	Valores Normalizados	Meta ideal normalizada
Disponibili-dad de agua potable	91 puntos	Censos de población y vivienda Encuesta Nacional de Ingreso Hogares (www.inegi.org.mx)	100 puntos	0 a 100%	91%	100%
Cobertura de alcantari-llado	96 puntos	Censos de población y vivienda. Encuesta Nacional de Ingreso Hogares (www.inegi.org.mx)	100 puntos	0 a 100%	96%	100%

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Calidad del agua potable para consumo humano	87%	Reporte de calidad del agua Sistema de Aguas de la Ciudad de México (www.sacmex.cdmx.gob.mx/calidad-agua/analisis-calidad-del-agua)	100	%	87%	100%
Dependencia de fuentes externas	53%	SACMEX (2012). Programa de Gestión Integral de los recursos hídricos, visión 20 años	0%	%	53%	100%
Cambio uso de suelo de conserva-ción	657.62 ha/año	Conagua. Estadísticas del agua en México. Estadísticas de agua región Hidrológica (www.sina.conagua.gob.mx)	0 ha/año	Tasa de cambio de uso de suelo de conserva-ción	99%	100%
Grado de sobreexplo-tación del agua subterránea y superficial	137%	Conagua. Estadísticas del agua en México. Estadísticas de agua región hidrológica (www.sina.conagua.gob.mx)	0%	%	137%	100%
Disponibili-dad natural del agua en la región	3 401 millones de m^3	Conagua. Estadísticas del agua en México. Estadísticas de agua región hidrológica (www.sina.conagua.gob.mx)	No aplica	Tasa de cambio de la disponi-bilidad de agua	12%	0%
Disponibi-lidad natural media per cápita	142 m^3/habi-tante	Conagua. Estadísticas del agua en México. Estadísticas de agua región hidrológica (www.sina.conagua.gob.mx)	1 000 m^3/hab	% De disponi-bilidad per cápita en relación con los están-dares interna-cionales	16%	100%
Calidad del agua superficial DQO	198 mg/l	Datos obtenidos solicitados a Conagua. Calidad del agua 2005-2015	Menor o igual a 10 mg/l	Grado de contami-nación, donde 100% es calidad excelente y 0 es fuerte-mente conta-minada	40%	100%

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Calidad del agua superficial DBO	43 mg/l	Datos obtenidos solicitados a Conagua. Calidad del Agua 2005-2015	Menor o igual a 3 mg/l	Grado de conta-minación, donde 100% es calidad excelente y 0 es fuerte-mente conta-minada	40%	100%
Calidad del agua Superficial SST	46 mg/l	Datos obtenidos solicitados a Conagua. Calidad del Agua 2005-2015	25 mg/l	Grado de conta-minación, donde 100% es calidad excelente y 0 es fuerte-mente conta-minada	60%	100%
Porcentaje de fugas de agua	42%	Diagnóstico, logros y desafíos (SACMEX, 2018)	20%	%	42%	20%
Porcentaje de agua residual tratada y reutilizada anualmente en la entidad	36%	Conagua. Situación del subsector agua potable alcantarillado y saneamiento 2006-2017 (https://www.gob.mx/conagua/documentos/situacion-del-subsector-agua-potable-drenaje-y-saneamiento)	100%	%	36%	100%
Porcentaje de agua residual tratada anual en la entidad	36%	Conagua. Situación del subsector agua potable alcantarillado y saneamiento 2006-2017 (https://www.gob.mx/conagua/documentos/situacion-del-subsector-agua-potable-drenaje-y-saneamiento)	100%	%	36%	100%

La escala y frecuencia de medición adoptadas para cada indicador fluctuó de local a regional, y de variación mensual a quinquenal de acuerdo con las características de cada parámetro medido. Los indicadores de calidad de agua son medidos cada mes, mientras que la

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

disponibilidad de agua potable y cobertura de alcantarillado se actualizan de los censos de población o de las encuestas de hogares que ha realizado el INEGI (INEGI, 2014; INEGI, 2017) en periodos intermitentes. La dependencia de fuentes de agua potable también es un indicador cuyo valor depende de las obras hidráulicas construidas (las cuales pueden tardar años en construirse), y de los procesos de urbanización y crecimiento de la población, cuyo crecimiento es gradual, por lo que se mide cada varios años.

Recolección de datos y cálculo de los indicadores

Una vez definidos los indicadores y las fórmulas para su cálculo, se procedió a recopilar la información disponible (Tabla 2). Se recolectaron, manejaron y analizaron datos de una variedad de fuentes primarias y secundarias. Se emplearon datos de la red de monitoreo de la Conagua (2015b); censos de población y vivienda (INEGI, 2000; INEGI, 2010); encuestas nacionales (INEGI, 2014; INEGI, 2015; INEGI, 2016; INEGI, 2017); informes gubernamentales (SACMEX, 2012; Conagua, 2003; Conagua, 2004; Conagua, 2006; Conagua, 2007a; Conagua, 2007b; Conagua, 2008; Conagua, 2009; Conagua, 2010; Conagua, 2011; Conagua, 2012; Conagua, 2013; Conagua, 2014; Conagua, 2015a; Conagua, 2016; Conagua, 2017), y otras publicaciones (Jiménez, Gutiérrez, Marañon, & González, 2011; SACMEX, 2018). Se emplearon

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

datos y métodos de análisis cuantitativos y cualitativos. Por ejemplo, los datos cuantitativos incluyeron información sobre el caudal de los ríos, la calidad del agua y las características demográficas, utilizando sistemas de información geográfica. Lo cualitativo refiere a la investigación y consulta de archivos y documentos de política pública (Tiburcio, 2013).

Para los 12 indicadores propuestos se contó con la información mínima disponible, verificando su posibilidad de medición a futuro. Los resultados para el caso de la CDMX ilustran el potencial del marco de indicadores desarrollado para evaluar el proceso de la gestión integrada del agua urbana.

Por otro lado, se usó la gráfica de telaraña como forma de visualización de la aplicación del marco de indicadores (Figura 4), la cual permite hacer evaluaciones en términos prospectivos, estimar los cambios y tendencias hacia la sustentabilidad de las políticas públicas, y comparar los valores reales entre la situación ideal y actual.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

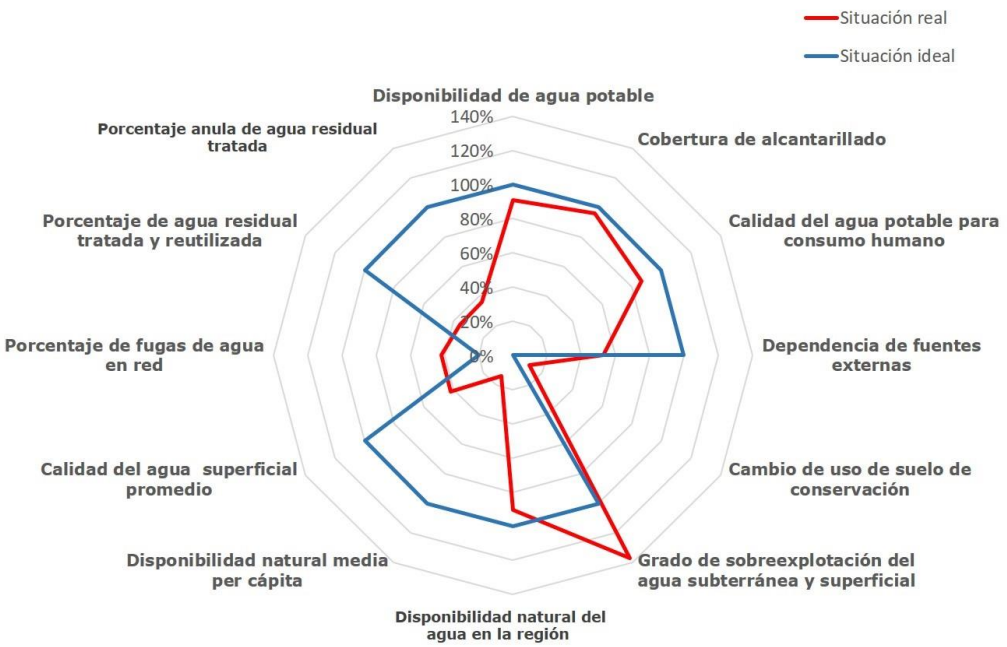


Figura 4. Representación de indicadores de gestión del agua urbana en la CDMX, 2005-2018 (en escala de 0 a 100%).

Los resultados de los indicadores para el escenario existente (años 2005-2018) se detallan a continuación.

El grupo de indicadores de desempeño permiten valorar las dimensiones de acceso al agua potable y el saneamiento, con los siguientes parámetros: infraestructura que posibilite el acceso físico al agua, la frecuencia que posibilite su disponibilidad y una adecuada calidad de agua para consumo humano. Para este grupo se observan puntaciones altas, con valores de 96 puntos, 91 puntos y 87% para disponibilidad del agua, cobertura de alcantarillado y calidad del agua potable, respectivamente.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por el contrario, para el grupo de indicadores de presión, los resultados no son favorables, con un 50% de dependencia de fuentes externas, 130% de sobreexplotación de fuentes de agua y 657 ha anuales de cambio de uso del suelo hacia la urbanización de conservación de la CDMX, lo cual demuestra que la gestión del agua urbana en la CDMX está en condiciones críticas.

En el grupo de indicadores de estado, los atributos principales fueron calidad y cantidad de agua. Para cantidad se obtuvieron valores de 3 401 Mm^3 de disponibilidad natural anual de agua en la región, y 141 m^3/habitante al año de disponibilidad natural media per cápita. La calidad del agua en cuerpos superficiales también resultó pobre. Los indicadores de calidad de DQO, DBO y SST consiguieron valores de 198, 43 y 46 mg/l, respectivamente; es decir, valores determinados como contaminados para DQO y DBO, y aceptable para SST, de acuerdo con los criterios de la Conagua (2015b).

El grupo de indicadores de respuesta obtuvo valores de 36.6% tanto para el tratamiento como parar el reúso de aguas residuales, lo que indica que la CDMX ha tomado acciones de tratamiento y reutilización de agua residual, pero sigue siendo parcial. Para el indicador de fugas de agua en la red de distribución se logró un valor de 42%.

Los resultados de estos indicadores se organizaron en un formato accesible para la comunicación fácil e interpretación imparcial de distintos potenciales usuarios de la información (Tabla 3). Estos resultados, pese a ser parciales y limitados por la deficiencia en la cantidad y calidad de datos, representan la línea base de la cual se puede partir para futuras comparaciones, por lo que puede convertirse en un referente que señale

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

pautas de acción en los actores involucrados, como gobierno, academia, industria y sociedad civil.

Tabla 3. Resumen de las tendencias de los indicadores propuestos para la GIAU para la CDMX, 2005-2018.

Nombre	Unidad de medida	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Tendencia
Disponibilidad de agua potable	Puntuación						91				91			91		Estable
Cobertura de alcantarillado	Puntuación						97					96				Estable
Calidad del agua potable para consumo humano	%							88	86	85	85	85	85	89	87	Estabe
Dependencia de fuentes externas	%		51	50	50	48	48	49		53						Aumentando
Hectáreas con cambio uso de suelo de conservación	ha/año				657											Sin tendencia
Grado de sobreexplotación del agua subterránea y superficial	%	119	119	154	155	156	132	133	134	136	136	137				Aumentando

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Disponibilidad natural del agua en la región	Mm^3	3 934	3 934	3 009	3 008	2 885	3 514	3 513	3 515	3 468	3 458	3 442	3 436	3 401		Declinando
Disponibilidad natural media per cápita (promedio anual)	m^3	186	192	144	143	135	165	164	160	152	150	148	145	142		Declinando
Calidad del agua superficial DQO	mg/l	149	197	244	233	324	180	280	144	173	226	179	195	198		Estable
Calidad del agua superficial DBO	mg/l	42	57	65	114	161	98	139	35	45	32	31	56	43		Estable
Calidad del agua Superficial SST	mg/l	60	78	42	54	88	61	103	55	58	44	38	53	46		Estable
Porcentaje de fugas en red	%			36	36	38	39	39	40	42	42	42	42	42		Aumentando
Porcentaje de agua residual tratada y reutilizada anualmente en la entidad	%				13		14	15	15			15	41	37		Aumentando
Porcentaje de agua residual tratada	%				13		14	15	15			15	41	37		Aumentando

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

anual en la entidad															

Discusión

En términos generales, los valores de los indicadores revelan que la gestión del agua de la CDMX se encuentra estancada en el paradigma convencional orientado al saneamiento (Pinkham, 1999). El grupo de indicadores de desempeño es el único que expone valores positivos debido a que la política de agua centra sus esfuerzos en una infraestructura gris (Brown *et al*., 2009).

El indicador de disponibilidad de agua potable y calidad del agua presenta valores altos, comparables a los de grandes ciudades en el mundo (SACMEX, 2018). Sin embargo, se debe considerar que existen disparidades en la disponibilidad de agua potable por alcaldía; por ejemplo, Jiménez *et al*. (2011) señalan a la alcaldía Milpa Alta con un nivel de rezago importante con respecto del resto de la ciudad, donde se observa que contar con infraestructura no significa tener acceso a agua en calidad y cantidad suficientes.

Los valores de los indicadores de presión del recurso confirman que el modelo de gestión de agua en la CDMX está basado en la planificación, construcción y gestión centralizada de los sistemas de abastecimiento de

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

agua con el objetivo de satisfacer la demanda de agua, sin tomar en cuenta los límites naturales de disponibilidad. La extracción de agua de fuentes internas y externas ha ido aumentando, con valores de sobreexplotación que han pasado de 120 a 137% en un lapso de diez años, y una mayor dependencia de fuentes de suministro externas, que alcanza el 53% del agua; ello evidencia la fuerte presión ejercida sobre el recurso e implica mayor vulnerabilidad en el futuro. Martínez *et al.* (2015) advierten que las fuentes externas resultarían más vulnerables en el contexto de cambio climático.

De igual forma se observa que la tasa de urbanización alcanza el 1% anual en el suelo de conservación, que se relaciona desde el paradigma convencional con un aumento de demanda de agua que se hará más crítica en el futuro (Perló & González 2009). Cabe señalar que esta cifra puede considerarse baja, pero tiene efectos acumulativos (INE, 2006). Por otra parte, hay que tener en cuenta que los mayores cambios en el uso de suelo, desde una perspectiva regional (INE, 2006; Cervantes, 2013), se están dando en los municipios que conforman a la periferia de la ZMCM (Delgado, Galindo, & Ricárdez, 2008), por lo que es importante incorporar esta escala en la gestión del agua urbana.

Los indicadores de estado presentan una tendencia a disminuir la cantidad de agua disponible a niveles preocupantes. La disponibilidad promedio per cápita ha llegado a 141 m^3/habitante al año; que de acuerdo con el índice de estrés hídrico (Falkenmark, 1989) señala que la CDMX se encuentra en la situación del estrés absoluto. Los niveles tan bajos están justamente relacionados con el crecimiento de la ciudad y la gestión

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

orientada a la demanda, y no a la disponibilidad natural (Escolero, Kralisch, Martínez, & Perevochtchikova, 2016).

En cuanto a la calidad de agua en cuerpos superficiales, los valores obtenidos se clasifican de muy contaminados a contaminados, según la Conagua (2008). Esta situación se ha promovido por entubamiento de los ríos y la mezcla con aguas residuales (Legorreta, 2006). Las estadísticas publicadas por el gobierno (Conagua, 2009; Conagua, 2007b) incluso hacen una diferenciación entre los ríos que se usan como receptores de aguas residuales, considerándolos como infraestructura de drenaje, y aquellos que todavía forman parte del ecosistema.

Para los indicadores de respuesta se observan tendencias relacionadas con el porcentaje de fugas reportado por el SACMEX (2018), con aumento de 36 a 42% en 10 años, lo que supera en un 20% lo recomendado o esperado en indicadores de respuesta. Por otro lado, con una vinculación transversal gradual a través de la creación de infraestructura, se podrían minimizar los impactos ambientales mediante la recuperación y reutilización de aguas residuales, como con la construcción en 2015 de la planta de tratamiento de aguas residuales en Atotonilco, cuyos efectos aún son desconocidos.

Limitaciones del marco de indicadores

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Es importante mencionar las limitantes encontradas en el desarrollo de este marco de indicadores. La primera surge de la complejidad y la subjetividad involucradas en la formulación de un marco de indicadores (Ioris, Hunter, & Walker, 2008; Jensen & Wu, 2018), en particular, cuando se busca abordarlo desde un enfoque integrador. Otra limitante está en relación con una simplificación excesiva de la realidad (Bertrand-Krajewsky, Barraud, & Chocat, 2000); sin embargo, se debe entender que un número relativamente pequeño de indicadores hacen la evaluación de la gestión del agua un tema más manejable.

El problema más agudo y desafiante en éste, y en otros trabajos fue y es la adquisición de datos (Ioris *et al*., 2008; Shah, 2004; Koop & van Leeuwen, 2015). La disponibilidad de datos confiables, actuales y con potencial de ser replicables a futuro (Perevochtchikova, 2013) representó una limitante más. Pese a que en el transcurso de esta investigación se observó mayor disponibilidad de datos oficiales a través de plataformas digitales en los años recientes, aún suelen ser deficientes o de acceso restringido. La falta de datos adecuados repercute en su credibilidad a través de la fiabilidad, dependiente de cómo se reúne la información (Dunn & Bakker, 2011) y su exactitud (que mide la aproximación entre el resultado de la medición y el valor, convencionalmente, de la variable medida, dando el error asociado con la evaluación) (Martínez *et al*., 2007). Perevochtchikova (2013) identificó en el sistema de monitoreo ambiental de la CDMX una falta de actualización de los datos utilizados en las estadísticas oficiales; poca cantidad de puntos de monitoreo; falta de continuidad en las series de tiempo, y registros incompletos en las estadísticas publicadas; todo ello puede complejizar la situación de acceso a la información necesaria para la construcción de indicadores.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En tal sentido, la exactitud y fiabilidad de los valores del marco de indicadores propuestos no ha podido ser valorada, en virtud de que se obtuvieron de bases de datos e informes gubernamentales que se publican sin ofrecer información acerca de cómo se consiguieron esos datos. Por otro lado, la falta de datos y la inconsistencia en varios de los parámetros dificultan la posibilidad de una proyección a futuro. Sin embargo, se considera que el marco desarrollado puede servir para aquellos que toman decisiones en la materia de la gestión del agua en la Ciudad de México.

En conclusión, en los últimos años han surgido indicadores de gestión del agua urbana con una visión más integradora, ya sea desde la perspectiva de la seguridad del agua (Jensen & Wu, 2018), la planificación del recurso (Satya, Prabhat, Anurag, & Ramesh, 2019), o en evaluar la resiliencia de los sistemas de agua (van Leeuwen, Frijns, van Wezel, & van de Ven, 2012). Algunos temas que emergen en las publicaciones más recientes son gobernanza, seguridad del agua, y resiliencia de los sistemas de agua en un contexto de cambio climático, aunque no se propone un indicador que mida este efecto. En la presente investigación tampoco se propone un indicador relacionado con el cambio climático, pero se considera que los indicadores de disponibilidad natural del agua pueden utilizarse como una medida indirecta. En otras investigaciones se menciona que el volumen de aguas residuales tratadas es una medida de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (Campos *et al*., 2016); pero, en general, se confirma que profundizar en la generación de indicadores de GIAU en el contexto de cambio climático queda como una tarea pendiente.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Los indicadores desarrollados integran una propuesta desde el enfoque presión-estado-respuesta (PER) y representa una aportación en el contexto Latinoamericano, que puede ser replicable por la descripción detallada del proceso completo.

Conclusiones

La presente investigación es una propuesta para facilitar el proceso de la GIAU, en la fase de evaluación de la situación actual. El marco de indicadores desarrollado pretende servir de una herramienta práctica para posibilitar la comprensión en un contexto complejo para aquellos que toman decisiones con respecto al tema y permita mejor comprensión de las dimensiones del proceso de gestión del agua, así como la reorientación del paradigma convencional hacia la gestión integrada del agua urbana.

En este marco, para la CDMX 2005-2018 se propusieron y midieron 12 indicadores. Los indicadores de desempeño se calificaron positivamente, en tanto que los de presión y estado obtuvieron valores bajos en cuanto a la sustentabilidad del recurso, lo cual evidencia que el paradigma de gestión del agua urbana ha llegado a un punto crítico que amerita acciones urgentes de política pública. Para los indicadores de respuesta se observó un ligero aumento en la tendencia, aunque insuficiente.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El marco de indicadores es una propuesta que demostró ser una herramienta práctica, útil y replicable, aun cuando los datos disponibles o el conocimiento sobre el sistema a evaluar fueran limitados. Se logró el objetivo de evaluar la situación actual en el que se advierte que deben adaptarse acciones más efectivas. De igual forma, se han identificado vacíos de información. El siguiente paso consiste en someterlo al escrutinio de los interesados, para refinar y mejorar los indicadores, a fin de que sean aceptados y utilizados por aquellos que toman decisiones. En el futuro también se observa la necesidad de probar la herramienta, comprobar su utilidad y realizar la comparación en otros contextos, así como integrar indicadores más complejos, como la seguridad del agua y la resiliencia de los sistemas de agua en el contexto de cambio climático.

Anexos

Anexo 1

Lista de proyectos evaluados en el desarrollo de propuestas de indicadores de evaluación de la gestión del agua.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	Nombre del indicador	País	Marco conceptual	Referencias bibliográficas
1	*Metron Project*, indicadores de sustentabilidad de uso del agua	Grecia	Por tema	Kallis y Coccosis (2000)
2	Índice canadiense de sustentabilidad del agua	Canadá	Índice temático	Policy Research Initiative Canada, (2007)
3	Evaluación del ciclo de vida	Suecia	Ciclo de vida	Lundin y Morrison (2002)
4	Asociación Internacional del Agua (IWA, por sus siglas en inglés)	No aplica	Desempeño Organismos	Alegre *et al*. (2006)
5	Indicadores de desempeño de Australia	Australia	Desempeño Organismos	*Water Services Association of Australia* (WSAA), *the National Water Commission and the NWI Parties*
6	*International Benchmarking Network Association*	No aplica	Desempeño Organismos	*The International Benchmarking Network for Water and Sanitation Utilities* (IBNET) (Danilenko *et al.*, 2014)
7	Indicadores de desempeño para organismos operadores en México	México	Desempeño Organismos	CCA (2010)
8	Programa de indicadores de gestión de organismos Operadores	México	Desempeño Organismos	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA, 2014)
9	Desarrollo de indicadores de gestión del agua	Brasil/Escocia	Por tema	Ioris *et al.* (2008)
10	*Hamilton's VISION 2020 Sustainability Indicators*	Canadá	Por tema	*The City of Hamilton Planning & Development Department*
11	*The Green Plan*	Ontario Canadá	No específica	*International Development Research Centre* (IDRC)

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

12	*Environmental Justice 2020 Action Agenda*	EUA	Por tema	*Environmental Protection Agency USA* (2016)
13	*Jacksonville Quality of Life Progress Report: A Guide for Building a Better Community*	EUA	Presión-estado-respuesta, enfoque basado en el capital	*Jacksonville Community Council, Inc.* Fuente: IISD (2010)
14	*Lake Superior Basin Environmental and Socioeconomic Sustainability Indicators Project*	EUA	Por tema	*GEM Center for Science and Environmental Outreach* (IISD, 2010)
15	Indicadores de la COMUNIDAD	EUA	Por tema	IISD, 2010
16	*Environmental Indicators for Metropolitan Melbourne*	Australia	Presión-estado-respuesta, enfoque basado en el capital	Steering Committee Members, Wong, Vera
17	*Cape Town State of Environment/Sustainability Indicators*	Sudáfrica	Fuerzas motrices, estado-impacto-respuesta	The City of Cape Town (IISD, 2010)
18	*Durban Metro State of the Environment and Development*	Sudáfrica	Presión-estado-respuesta	Durban Metropolitan Area, and the Department of Environmental Affairs and Tourism (IISD, 2010)
19	*Greater Johannesburg State of the Environment Internet Reporting* (GJSOE)	Sudáfrica	Presión-estado-respuesta	*Johannesburg Metropolitan Area, and the Department of Environmental Affairs and Tourism* Fuente: IISD (2010)
20	*State of the Environment in Tbilisi*, 2000; *Core Set of Indicators*	Rusia	No específica	*The City of Tbilisi* (IISD, 2010)
21	*Environmental Indicators of São Paulo City-GEO Cidades de São Paulo*	Brasil	Presión-estado-impacto-respuesta (PEIR)	Ciudad de Sao Paolo, Brasil
22	Sistema de indicadores para la gestión de las redes de	España	Indicadores de desempeño	Martínez *et al.* (2007)

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	agua potable. Proyecto aqua-control			

Anexo 2

Cuestionario para expertos. Indicadores ambientales para la gestión del agua:

Cuestionario enviado:

Nombre y apellido del evaluador: _____

Institución a la que pertenece: _____

Email: _____

Área en la que se desempeña: _____

Apreciable participante:

La finalidad de este trabajo es establecer un marco de indicadores ambientales para la gestión del agua en la Ciudad de México. Se pretenden implantar parámetros que permitan conocer el estado de la gestión del agua en ciudades, y que incluyen tanto aspectos de la eficacia en la satisfacción de las necesidades de agua de la población como de los elementos que inciden en la calidad y cantidad de agua disponible para la sociedad y los ecosistemas. Se espera concluir esta investigación con la aportación de un conjunto de indicadores de eficiencia y eficacia, así como de **presión**, de estado de recursos hídricos y de **respuesta** (dentro del esquema propuesto por la OECD, 1998) que sirvan como herramienta práctica para la planeación de las medidas adecuadas en la toma de decisiones.

Su valoración, como experto en el tema del agua, es muy importante para determinar la relevancia, posibilidad de medición y de limitaciones de los indicadores propuestos. Por ello, solicitamos su opinión acerca de los siguientes parámetros, así como sus valiosas sugerencias.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Valore, por favor, los indicadores propuestos en escala de 1 a 5 (siendo "1" el valor más bajo y "5" el valor más alto), de acuerdo con lo siguiente:

1. Pertinencia del indicador.

2. Claridad del indicador.

Indique, de acuerdo con su opinión, las posibles limitaciones del indicador (por ejemplo, posibilidad de medición, frecuencia y si responden a cambios en las políticas ambientales).

¡Gracias por su colaboración!

Indicadores de desempeño operativo

El propósito de estos indicadores es medir la eficiencia y la eficacia en la satisfacción de las necesidades de agua de la población por parte de las autoridades.

No.	Indicadores	Unidad de medida	Fuente	Valoración		Limitaciones del indicador
				Pertinencia	Claridad	
1	Indicador de disponibilidad de agua potable (forma de acceso al servicio y frecuencia del servicio de agua potable)	Puntuación máxima = 100	INEGI SACMEX			
2	Dotación de agua por habitante (promedio anual en la Ciudad de México)	l/habitante/día	INEGI SACMEX			
3	Indicador de cobertura de alcantarillado	Puntuación máxima = 100	INEGI SACMEX			
4	Calidad del agua potable para consumo humano (porcentaje de muestras realizadas que cumplen con las normas de salud)	%	SACMEX			
5	Porcentaje de fugas de agua del volumen total de agua producido	%	SACMEX			

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Observaciones

El indicador de disponibilidad de agua potable responde a las críticas de las diferencias en la frecuencia de la cobertura de agua potable y la frecuencia de suministro. Se basa en las variantes de acceso al agua, expuestas en los censos de población del INEGI (dentro de la vivienda, dentro del terreno de la vivienda, llave pública o agua acarreada y la frecuencia de suministro [por horas al mes), y la puntuación máxima posible es 100, si toda la población cuenta con agua potable dentro de su casa de forma ininterrumpida. Para su cálculo se utiliza la siguiente Ecuación (1): $\sum_{n=1}^{4} C_{dn} P_{dn} + \sum_{m=0}^{720} C_f P_{fm} * m = Indicador\ de\ disponiblidad\ de\ agua$. Donde C_{dn}= coeficiente de acceso al agua potable (varía de 0.5 a 0, dependiendo de la forma de acceso); P_{dn} = porcentaje de la viviendas con *x* forma de acceso al agua potable; C_f = coeficiente de frecuencia del servicio (varía de 0.5 a 0, dependiendo de las horas de servicio); P_{fm} = porcentaje de viviendas con m horas de servicio, y *m* = horas de servicio al mes.

INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

SACM: Sistema de Aguas de la Ciudad de México.

El indicador de cobertura de alcantarillado es una ponderación de la población con los diferentes tipos de formas de desalojo de aguas residuales (red pública, fosa séptica, tubería que va a dar a un río, barranca, lago o al mar, o se carece por completo de alcantarillado). Su Ecuación (2) de cálculo es: $\sum_{n=1}^{4} C_{an} P_{an} = Indicador\ de\ cobertura\ de\ alcantarillado$. Donde C_{dn} = coeficiente de cobertura de alcantarillado (varía de 1 a 0 de acuerdo con la forma de desalojo de aguas residuales); P_{an} = porcentaje de la población con *x* forma de aguas residuales.

Indicadores de presión

El propósito de estos indicadores es medir la presión que ejercen las actividades humanas en el recurso hídrico.

No	Indicadores	Unidad de medida	Fuente	Valoración		Posibles limitaciones del indicador
				Pertinencia	Claridad	
1	Demanda de agua potable (volumen de agua concesionada)	m^3	Conagua			
2	Volumen de agua extraída	m^3	SACMEX Conagua			
3	Volumen de descarga de agua residual producida (por	m^3	SACMEX			

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	tipo de descarga: municipal, industrial, etc.)					
4	Dependencia de fuentes externas (porcentaje de agua importada de otras cuencas o acuíferos con respecto al volumen total suministrado)	%	SACMEX Conagua			
5	Hectáreas con modificaciones en el uso de suelo (por ejemplo, agrícola y/o urbano)	ha/año	SMA-GDF			

Conagua: Comisión Nacional del Agua.

SACM: Sistema de Aguas de la Ciudad de México.

Indicadores de estado

El propósito de estos indicadores es medir la situación actual para poder establecer las tendencias de cambio del recurso hídrico.

No	Indicadores	Unidad de medida	Fuente	Valoración		Posibles limitaciones del indicador
				Pertinencia	Claridad	
1	Disponibilidad natural media del agua (promedio anual)	m^3	Conagua SACM			
2	Disponibilidad natural media per cápita (promedio anual)	m^3/habitante	Conagua, SACMEX, INEGI			
3	Recarga media de los acuíferos (promedio anual)	m^3	Conagua			
4	Volumen de agua almacenado en cuerpos de agua superficial (promedio anual)	m^3	SACM			

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

5	Calidad del agua (en estaciones de monitoreo): demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno y sólidos totales suspendidos	mg/l	Conagua/ SACM			

Indicadores de respuesta

El propósito de estos indicadores es medir las acciones realizadas con el objetivo de atenuar los efectos desfavorables de la actividad humana sobre el agua.

No	Indicadores	Unidad de medida	Fuente	Valoración		Posibles limitaciones del indicador
				Pertinencia	Claridad	
1	Porcentaje de fugas reparadas del total de fugas reportadas en la Ciudad de México	%	Conagua SACMEX			
2.	Porcentaje de agua residual tratada anualmente en la Ciudad de México	%	Conagua			
3.	Porcentaje de agua residual reutilizada anualmente en la Ciudad de México	%	SACMEX			
4.	Construcciones certificadas bajo el esquema de edificios sustentables en el rubro del agua en la Ciudad de México	Número	SMA			
5	Número de equipamientos ambientales por cada millón de habitantes	Número de equipa-mientos por cada millón de habitantes	SMA SEP Conagua			

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Este indicador fue desarrollado por de Esteban-Curiel (2001), como parte de un cuadro de indicadores de evaluación de la educación ambiental en España. Describe la inversión hecha en aspectos de educación ambiental no formal. Se consideran equipamientos ambientales aquellas instalaciones extraescolares dotadas de infraestructura y recursos suficientes como para desarrollar actividades que sirvan para los fines y propósitos de la educación ambiental, que facilitan la difusión de conceptos ambientales para el fomento del respeto y el cuidado hacia el medio ambiente.

SMA: Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México.

SEP: Secretaría de Educación Pública.

- ¿Conoce otro(s) indicador(es) de la gestión del agua que pudieran ser considerados para la Ciudad de México? ¿Cuáles son?
- De las fuentes de información propuestas, ¿considera que son apropiadas y confiables?
- ¿Conoce otras fuentes de información para los indicadores? ¿Cuáles serían?
- ¿Tiene observaciones o comentarios que desee expresar?

Muchas gracias por sus aportaciones

En breve le haremos llegar los resultados de la evaluación

Anexo 3

Formato para el desarrollo de hoja métodológica de indicadores para la GIAU, CDMX, 2005-2018:

Nombre del indicador
Justificación:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 177-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-05

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Nombre:	
Definición breve:	
Unidad de medida:	
Objetivos y metas:	
Definiciones y conceptos:	
Método de medición:	
Periodicidad:	
Escala:	
Observaciones:	
Fuentes de datos:	
Posibles limitaciones del indicador:	

Referencias

Alegre, H., Cabrera, E., & Merkel, W. (2008). Current challenges in performance assessment of water services. *Water Utility Management International*, 3(3), 6-7.

Alegre, H., Melo, B., & Cabrera, E. (2006). *Performance Indicators for Water Supply Services* (2nd ed.). London, England: IWA Publishing.

Andrade, P. Á., & Navarrete, L. B. (2004). *Lineamientos para la aplicación*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico. Ciudad de México, México: Programa de las Nacionees Unidas para el Medio Ambiente.

Bhaduri, A., Bogardi, J., Siddiqi, A., Voigt, H., Vörösmarty C., Pahl-Wostl C., Bunn S. E., Shrivastava P., Lawford R., Foster S., Kremer H., Renaud F. G., Bruns A., & Osuna, V. R. (2016). Achieving sustainable development goals from a water perspective. *Frontiers in Environmental Science*, 4, 64. DOI: 10.3389/fenvs.2016.00064

Bertrand-Krajewski, J. L., Barraud, S., & Chocat, B. (2000). Need for improved methodologies and measurements for sustainable management of urban water system. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(3), 323-331. DOI: 10.1016/S0195-9255(00)00044-5

Bossel, H. (1999). *Indicators for sustainable development: Theory, method, applications. A report to the Balaton Group*. Recuperado de https://www.iisd.org/sites/default/files/publications/balatonreport.pdf

Brown, R., Keath, N., & Wong, T. H. F. (2009). Urban water management in cities: Historical, current and future regimes. *Water Science & Technology,* 59(5), 847-855. DOI: 10.2166/wst.2009.029

Brugmann, J. (1997). Is there a method in our measurement? The use of indicators in local sustainable development. *Local Environment,* 2(1), 59-72. DOI: 10.1080/13549839708725512

Campos, J. L., Valenzuela-Heredia, D., Pedrouso, A., Val del Rio, A.,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Belmonte, M., & Mosquera-Corral, A. (2016). Greenhouse gases emissions from wastewater treatment plants: Minimization, treatment, and prevention. *Journal of Chemistry*, 16. DOI:10.1155/2016/3796352

CCA, Consejo Consultivo del Agua. (2010). *La gestión del agua en las ciudades de México. Indicadores de desempeño de Organismos Operadores en México*. Ciudad de México, México: Consejo Consultivo del Agua.

CMMAD, Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. (1987). *Nuestro futuro común (Informe Brundtlland)*. Madrid, España:Organización de las Naciones Unidas, Alianza Editorial.

Cervantes, C. (2013). *Cambio de uso del suelo y pérdida de cobertura vegetal en Tlalpan D.F., 1970 y 2011* (tesis de licenciatura). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2003). *Estadísticas del Agua en México. Edición 2003*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2004). *El agua en el Valle de México, presente y futuro. Sistema Cutzamala.* México DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2006). Programa de Modernización del Manejo del Agua. Información para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. *Ponencia presentada en el IV Foro Mundial del Agua*. Comisión Nacional del Agua, México.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2007a). *Estadísticas del Agua en*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

México. Edición 2007. México DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2007b). *Estadísticas del agua 2007 de la Región XIII. Organismo de Cuenca Aguas del Valle de México*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2008). *Estadísticas del agua en México. Edición 2008.* México DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2009). *Estadísticas del Agua de la Región Hidrológico-Administrativa XIII, Aguas del Valle de México. Edición 2009*. México DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2010). *Compendio del Agua Región Hidrológica Administrativa XIII Edición 2010. Lo que se debe saber del Organismo de Cuenca Aguas del Valle de México*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2011). *Estadísticas del Agua en México. Edición 2011*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2012). *Estadísticas del Agua en México. Edición 2012*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2013). *Estadísticas del Agua en México. Edición 2013*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014). *Estadísticas del Agua en México. Edición 2014*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015a). *Estadísticas del Agua en México. Edición 2015*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015b). *Sistema Nacional de Información del Agua (SINA). Calidad del agua. Reporte. Escalas de clasificación de la calidad del agua y redes de monitoreo*. Recuperado de http://201.116.60.25/sina/index_jquery-mobile2.html?tema=calidadAgua

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Estadísticas del Agua en México. Edición 2016*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2017). *Estadísticas del Agua en México. Edición 2017*. México DF, México: Comisión Nacional del Agua

Conagua, Consejo Nacional de Población. (2018). *Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2015*. México, DF, México Consejo Nacional de la Población.

Danilenko, A., Van der Berg, C., Macheve, B., & Moffitt, J. (2014). *The IBNET Water Supply and Sanitation Blue Book*. *The World Bank*. Recuperado de https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/19811/9781464802768.pdf?sequence=5

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De Esteban-Curiel, G. (2001). *Análisis de indicadores de desarrollo de la educación ambiental en España*. (Tesis doctoral). Universidad Complutense de Madrid.

Déleage, J. P. (2000). *L'environnement au vingtieme siecle*. *DEA Environnement de Temps et Espace*. Orleans, France: Université d'Orleans.

Delgado, J., Galindo, C., & Ricárdez M. (2008). La difusión de la urbanización o cómo superar la dicotomía rural-urbana. En: Delgado, J. (coord.). *La urbanización difusa de la Ciudad de México Otras miradas sobre un espacio antiguo* (pp. 43-74). México DF, México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de: http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/10/10/28-1

Dunn, G., & Bakker, K. (2011). Fresh water-related indicators in Canada: An inventory of indicators. *Canadian Water Resources Journal*, 36(2), 135-148. DOI: 10.4296/cwrj3602815

Escolero, O., Kralisch, S., Martínez, S. E., & Perevochtchikova, M. (2016). Diagnóstico y análisis de los factores que influyen en la vulnerabilidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable a la Ciudad de México, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 68(3), 409-427. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/pdf/bsgm/v68n3/1405-3322-bsgm-68-03-00409.pdf

Falkenmark, M. (1989). The massive water scarcity now threatening Africa: Why isn't it being addressed? *Ambio*, 8(2), 112-118.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recuperado de https://www.jstor.org/stable/4313541

Gaceta Oficial de la CDMX. (2016). *Programa de Sustentabilidad y Gestión de los Servicios Hídricos (PSGSH). 2013-2018. Sistema de Aguas de la Ciudad de México-SACMEX*. Recuperado de http://sipinna.CDMX.gob.mx/sipinna/_pdf/Lineamientos_para_la_Integracion_Organizacion_y_Funcionamiento_SIPINNA_CDMX.pdf

Gangbazo, G. (2004). *Élaboration d'un plan directeur de l'eau: guide à l'intention des organis-mes de bassins versants*, *Québec, Ministère de l'Environnement, Direction des politiques de l'eau, Envirodoq no ENV/2004/0258*. Recuperado de http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/plan-dir.pdf

Garza, G. (2000). Dinámica macroeconómica. En: Garza, G. (coord). *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio* (pp. 154-224). México, DF, México: El Colegio de México, Gobierno de la Ciudad de México.

GDF, Gobierno del Distrito Federal. (2012). *Atlas geográfico del suelo de conservación del Distrito Federal*. México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente, Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal.

Gleick, P. H., Chalecki, E. L., & Wong, A. (2002). Measuring water well-being: Water indicators and indices. In: Gleick, P. H. (ed.). *The world's water: Thebiennial report on freshwater resources* (pp. 87-112). Washington, USA: Island Press/Pacific Institute for Studies in Development Environment and Security.

González, A. E. (2016). *La región hidropolitana de la Ciudad de México.*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conflicto gubernamental y social por los trasvases Lerma y Cutzamala. Ciudad de México, México: Instituto de Investigaciones Dr. José María Luis Mora.

Gutiérrez, M. T., González, J., & Zamorano, J. J. (2005). *La Cuenca de México y sus cambios demográfico-espaciales.* México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía. Recuperado de: http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/90/90/273-1

Hardy, M. J., Kuczera, G., & Coobes, P. J. (2005). Integrated urban water cycle management: The urban water cycle model. *Water Science & Technology*, 52(9), 1-9.

Hezri, A., & Dovers, S. R. (2006). Sustainability indicators, policy and governance: Issues for ecological economics. *Ecological Economics,* 60(1), 86-99. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2005.11.019

Hill, C., Furlong, K., Bakker, K., & Cohen, A. (2008). Harmonization *versus* subsidiarity in water governance: A review of water governance and legislation in the canadian provinces and territories. *Canadian Water Resources Journal*, 33(4), 315-332. DOI:10.4296/cwrj3304315

IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2014). *Indicadores de gestión prioritarios en organismos operadores* (informe final HC1415.1) Recuperado de http://www.pigoo.gob.mx/Informes/HC1415-1_IndicadoresdeGestionPrioritariosenOrganismosOperadores.pdf

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

INE, Instituto Nacional de Ecología. (2006). *Urbanización periférica y deterioro ambiental en la Ciudad de México: el caso de la delegación Tlalpan en el D.F.* México, DF, México: Instituto Nacional de Ecología-Universidad Nacional Autónoma de México.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2000). *XII Censo General de Población y Vivienda 2000*. *Resultados definitivos, tabulados básicos*. México, DF, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *XIII Censo General de Población y Vivienda 2010*. *Resultados definitivos, tabulados básicos*. México DF, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2014). *INEGI. Encuesta Nacional de Hogares (ENH) 2014. Tabulados básicos*. *2015*. México DF, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). *INEGI. Encuesta Nacional de Hogares (ENH) 2015*. *Tabulados básicos*. *2016*. México DF, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2016). *INEGI. Encuesta Nacional de Hogares (ENH) 2016*. *Tabulados básicos. 2017*. México DF, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *INEGI.*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Encuesta Nacional de Hogares (ENH) 2014. *Tabulados básicos. 2015*. México DF, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Ioris, A., Hunter, C., & Walker, S. (2008). The development and application of water management sustainability indicators in Brazil and Scotland. *Journal of Environmental Management*, 88(4), 1190-1201.

IISD, International Institute of Sustainable Development. (2010). *Compendium of sustainable development indicator initiatives*. Winnipeg, Canada: International Institute of Sustainable Development.

Jensen, O., & Wu, H. (2018). Urban water security indicators: Development and pilot. *Environmental Science & Policy*, 83, 33-45. DOI:10.1016/j.envsci.2018.02.003

Jiménez, B., Gutiérrez, R., Marañon, B., & González, A. (2011). *Evaluación de la política de acceso al agua potable en el Distrito Federal.* México DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Kallis, G., & Coccossis, H. (2000). *Metropolitan areas and sustainable use of water: The case of Athens*. Athens, Greece: University of the Aegean

Kallis, G., & Coccossis, H. (2003). Managing water for Athens: From the hydraulic to the rational growth paradigm. *European Planning Studies*, 11(3), 245–261. DOI:10.1080/09654310303633

Koop, S. H. A. & van Leeuwen, C. J. (2015). Assessment of the

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sustainability of water resources management: A critical review of the city blueprint approach. *Water Resources Management*, 29(15), 5649–5670. DOI: 10.1007/s11269-015-1139

Legorreta, J. (2006). *El agua y la ciudad de México. De Tenochtitlan a la Megalópolis del siglo XXI*. México, DF, México: Universidad Autónoma Metropolitana.

Lorenz, C. M. (1999). *Indicators for sustainable management of rivers* (tesis doctoral). Universidad de Amsterdam, Holanda.

Ligtvoet, W., Hilderink, H., Bouwman, A., Van Puijenbroek, P., Lucas, P., & Witmer, M. (2014). *Towards a world of cities in 2050. An outlook on water-related challenges. Background report to the UN-Habitat Global Report*. The Hague, Netherlands: Environmental Assessment Agency.

Lundin, M., & Morrison, G. M. (2002). A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators fourban water systems. *Urban Water*, 4(2), 145-152. DOI: 10.1016/S1462-0758(02)00015-8

Martínez, F., Ferrer J., Bou, V., & Cortés J. (2007). *Sistema de indicadores para la gestión de redes de agua potable. Proyecto Aqua Control*. Informe Técnico. Valencia, España: Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia.

Martínez S., Escolero O., Kralisch S., & Wolf, L. (2007). Integrating urban water management with groundwater management approaches: Towards where we must go? *Extended abstracts of XXXV IAH Congress "Groundwater and Ecosistems"*, Lisbon, 2007.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Martínez, S., Kralisch S., Escolero O., & Perevochtchikova, M. (2015). Vulnerability of Mexico City´s water supply sources in the context of climate change. *Journal of Water and Climate Change*, 6(3), 518-533.

Mazari-Hiriart, M., Zarco-Arista, A. E., Tapia-Palacios, M. A., Hernández-Bautista, B., Solano-Ortiz, R., & Hjort-Colunga, E. R. (2018). *Estudio sobre el estado actual de mantos acuíferos, la explotación de pozos, el abasto real y la demanda actual y potencial del líquido en la ciudad de México*. Ciudad de México, México: Comisión Federal de Electricidad.

Meadows, D. (1998). *Indicators and information systems for sustainable development: A report to the Balaton Group.* Winnipeg, Canada: Hartland Four Corners, International Institute of Sustainable Development.

Mitchell, V. G. (2006). Applying integrated urban water management concepts: A review of Australian experience. *Environmental Management*, 37(5), 589-605.

NWC, National Water Commission. (2010). *National Performance Report 2008-2009: Urban water utilities*. Canberra, Australia: National Water Commission.

Niemczynowicz, J. (1999). Urban hydrology and water management: Present and future challenges*. Urban Water*, 1, 1-14.

OECD, Organization for Economic Cooperation and Development. (1998). *Towards Sustainable Development: Environmental Indicators*, Paris, France: Organization for Economic Cooperation and

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Development.

OECD, Organization for Economic Cooperation and Development. (2003). *OECD Environmental Indicators Development, measurement and use. Reference paper*. Paris, France: Organization for Economic Cooperation and Development.

OECD, Organization for Economic Cooperation and Development. (2004). *OECD Key Environmental Indicators*. Paris, France: Organization for Economic Cooperation and Development.

OECD, Organization for Economic Cooperation and Development. (2015). *Water and cities. Ensuring sustainable futures. OECD studies on water*. OECD Publishing. DOI: 10.1787/9789264230149-en

Okeola, O. G., & Sule, B. F. (2012). Evaluation of management alternatives for urban water supply system using multicriteria decision analysis. *Journal of King Saud University-Engineering Sciences*, 24(1), 19-24.

Pahl-Wostl, C., Downing, T., Kabat, P., Magnuszewski, P., Meigh, J., Schlueter, M., Sendzimir, J., & Werners, S. (2005). *Transition to adaptive water management. The NeWater project. Water policy. NeWater (Working Paper X)*. Osnabrück, Germany: Institute of Environmental Systems Research, University of Osnabrück.

Perevochtchikova, M., & Martínez, S. E. (2010). Integrated urban water management: Concepts, tools and applications. In: Karlin, L. N., & Shelutko, V. A. (eds.). *Ecology and hydrometeorology in the big cities and industrial zones (Russia-Mexico*) (pp. 98-118). Saint Petersburg, Russia: Russian State Hydrometeorological University.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Perevochtchikova, M., & Rojo-Negrete I. A., (2013). Development of an indicator scheme for the environment impact assessment in the Federal District, Mexico. *Journal of Environmental Protection*, 4(3), 226-237.

Perevochtchikova, M. (2013). Retos de información del agua en México para una mejor gestión. Realidad, datos y espacio. *Revista Internacional de Estadística y Geografía*, 4(1), 42-57.

Perevochtchikova, M. (2015). Agua y ciudad: el abasto de agua potable en la ciudad de México. En: Schteingart, M., & Pírez, P. (coord.). *Dos grandes metrópolis latinoamericanas: Ciudad de México y Buenas Aires. Una perspectiva comparativa* (pp. 239-260). Ciudad de México, México: El Colegio de México.

Pérez-Campuzano, E., Perevochtchikova, M., & Ávila-Foucalt, S. (2012). *Suelo de conservación del Distrito Federal: ¿hacia una gestión y manejo sustentable?* Ciudad de México, México: Editorial Porrúa.

Perló, M., & González, A. E. (2009). *¿Guerra por el agua en el Valle de México? Estudios sobre las relaciones hidráulicas entre el Distrito Federal y el Estado de México*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Pierri, N. (2005). Historia del concepto del desarrollo sustentable. En: Guillermo, F. N. P. (ed.). *¿Sustentabilidad? Desacuerdos sobre el desarrollo sustentable* (pp. 27-82). México, DF, México: Editorial Porrúa-Universidad Autónoma de Zacatecas.

Pinkham, R. (1999). *21st century water systems: Scenarios visions and drivers*. Recuperado de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

http://www.rmi.org/images/other/Water/W99-21 21CentWatrSys.pdf

Pintér, L., Hardi, P., & Bartelmus, P. (2005). *Sustainable development indicators: Proposals for the way forward.* New York, USA: International Institute for Sustainable Development.

PRI, Policy Research Initiative. (2007). *Canadian Water Sustainability Index (CWSI)*. *Project Report*. DOI: 10.2166/washdev.2012.005

Quiroga, R. (2009). *Methodological guide for developing Environmental and Sustainable Development Indicators in Latin American and Caribbean countries*. (Manual Series 61). Santiago de Chile: CEPAL, United Nations.

Rodríguez, C. & Flores, A. (2009). *El sistema Nacional de Indicadores Ambientales SNIA*. En: López, J., & Rodríguez, M. L. (coord.). *Desarrollo de Indicadores Ambientales y de sustentabilidad en México* (pp 15-26). México, DF, México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.

SACMEX, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2005). *Programa de Gestión Integral del Recurso Hídrico del Distrito Federal 2004-2009*. México DF, México: Sistema de Aguas de la Ciudad de México.

SACMEX, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2012). *Programa de Gestión Integral de los recursos Hídricos, Visión 20 años.* México DF, México: Sistema de Aguas de la Ciudad de México.

SACMEX, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2018). *Diagnóstico, logros y desafíos SACMEX 2018.* Ciudad de México, México: Sistema de Aguas de la Ciudad de México.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Satya, P. M., Prabhat, K. S., Anurag, O., & Ramesh, S., (2020). Identification of indicators for sustainable urban water development planning. *Ecological Indicators*, 108, 105691. DOI: 10.1016/j.ecolind. 2019.105691

Schuschny, A., & Soto H., (2009). *Guía metodológica. Diseño de indicadores compuestos de desarrollo sostenible*. Santiago de Chile, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.

Salud, Secretaría de Salud. (1995). 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*. Recuperado de http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/127ssa14.html

Shah, R. (2004). *Assessment of Sustainability Indicators (ASI) A SCOPE/UNEP/IHDP/EEA Project. CSD Indicators of Sustainable Development. Recent developments and activities*. Praga, República Checa: United Nations Environment Programme.

Tiburcio, A., & Perevochtchikova, M., (2012). La gestión del agua y el desarrollo de indicadores ambientales en México y Canadá: un análisis comparativo. *Journal of Latin American Geography*, 11(2), 145-165.

Tiburcio, A. (2013). *Desarrollo de un marco de indicadores para la gestión del agua urbana: el caso de la ciudad de México* (tesis doctoral). Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.

Tucci, C. E. M. (2010). Integrated urban water management in the humid tropics. In: Parkinson, J. N., Goldenfum, J. A., & Tucci, C. E. M.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(eds.). *Integrated urban water management: Humid tropics* (pp. 1-23). UNESCO-IHP, Urban Water Series. Paris, France: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, and Taylor and Francis, Leiden.

Tortajada, C. (2006). Water management in Mexico City Metropolitan Area. *International Journal of Water Resources Development*, 22(2), 353-376. DOI: 10.1080/07900620600671367

Ulian, G., Cartes, I., & Lemos, M. M. (2017). Water management assessment methodology for urban planning. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 12(1), 33-46.

UN-WWAP, United Nations, World Water Assessment Program. (2003). *Water for people, Water for life*. Barcelona, Spain: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization-Bergham Books.

UN-WWAP, United Nations, World Water Assessment Program. (2006). Water a shared responsibility. Paris, France: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

UN, United Nations. (2014). *United Nations. World urbanization prospect. The revision 2014. Highlights*. New York, USA: United Nations Publications.

Van Leeuwen, C. J., Frijns, J., Van Wezel, A., & Van de Ven, F. H. M., (2012). City Blueprints: 24 Indicators to Assess the Sustainability of the Urban Water Cycle. *Water Resources Management*, 26, 2177-2197.

Vojnovic, I. (2013). *Urban sustainability. A global perspective*. Michigan, USA: Michigan State University Press.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Zeman, F. (2012). *Metropolitan sustainability. Understanding and improving the urban environment*. Philadelphia, USA: Woodhead Publishing Limited.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

Artículos

Propuesta de metamodelo para la regulación de la demanda urbana de agua potable

Proposed meta-model for the regulation of the urban demand for drinking water

José Andelfo Lizcano-Caro[1], https://orcid.org/0000-0003-1537-530X

Rubén Medina-Daza[2], https://orcid.org/0000-0002-9851-9761

Mario Guadalupe González-Pérez[3], https://orcid.org/0000-0002-8511-0465

[1]Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia, jalizcanoc@udistrital.edu.co

[2]Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia, rmedina@udistrital.edu.co

[3]Universidad de Guadalajara, Guadalajara, México, inge_united@hotmail.com

Autor para correspondencia: Mario Guadalupe González Pérez, inge_united@hotmail.com

Resumen

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En el mundo, la regulación para la prestación del servicio del acueducto se basa en los costos que requiera la empresa para llevarla a cabo, sobre todo en la demanda futura; ejemplo de ello es el indicador para calcular insumos y costos de producción del bien y servicio. En este sentido, la eficiencia, suficiencia financiera y presupuestal dependen en gran medida de la exactitud de las mediciones y proyecciones determinadas para un entorno de mercado. Dentro del proyecto de investigación doctoral "Modelo de regulación para agua potable en horizontes de largo plazo", se propuso un metamodelo para la regulación de la demanda urbana de agua potable en escenarios de equilibrio inestable, con criterios de solidaridad y priorización de inversiones ecoambientales. Metodológicamente, se aplicaron varias herramientas estadísticas para determinar cuál sería el mejor método. Por ello, se relacionó el cálculo de la demanda de agua y se encontró que deben manejarse determinantes, variables y otros criterios condicionados según la estructura del territorio y diferentes parámetros socioeconómicos. Además, el sistema de soporte de decisiones, auxiliado por un análisis de redes neuronales, se acomodó mejor a las condiciones de los complejos urbanos. Sin embargo, se tuvieron dificultades en la búsqueda de la información, ya que los metamodelos son una herramienta relativamente reciente en comparación con el registro de información en bases de datos del servicio de acueducto.

Palabras clave: metamodelo, agua potable, sistema de regulación.

Abstract

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Globally, the regulation for the provision of the aqueduct service is based on the costs of providing the service of the company, especially in the future demand, an example of this is the indicator to calculate inputs and costs of production of the good and service. In this sense, efficiency, financial and budgetary sufficiency depends to a large extent on the accuracy of measurements and projections determined for a market environment. Within the doctoral research project "Regulatory Model for drinking water in long-term horizons", it was proposed a meta-model of urban demand for drinking water in scenarios of unstable equilibrium, with solidarity criteria and prioritization of eco-environmental investments. Methodologically, several statistical tools were applied to determine the best method. Therefore, the calculation of water demand was related and it was found that the determinants, variables and other criteria conditioned by the structure of the territory and the different socioeconomic parameters should be managed. In addition, the decision support system aided by a neural network analysis, was better suited to the conditions of urban complexes. However, there were difficulties in the search for information, since the meta-models are a relatively recent tool in comparison to the registration of information in aqueduct service databases.

Keywords: Meta-model, drinking water, regulation system.

Recibido: 03/04/2019

Aceptado: 23/03/2020

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Introducción

En la era moderna, las principales innovaciones se han dado en el servicio de alcantarillado, pretendiendo alcanzar la misma cobertura que el sistema de acueducto, enfocando sus intereses en el aspecto sanitario, aunque en el servicio de acueducto, los principales avances han ocurrido en el mejoramiento de procesos de tratamiento de agua. En este sentido, un tema de importancia urbana es la proyección de la demanda de agua potable y las diferencias entre sus tipos, como es el caso de las demandas de agua potencial y la efectiva. Para abordar esta temática, se revisaron reglamentos técnicos del sector de agua potable y saneamiento básico (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2003), en el que se resalta el cálculo y las variables de la demanda para obtener la demanda total, la cual se obtiene mediante la determinación de la demanda media residencial y la demanda media de otros usos, teniendo en cuenta aspectos como la demanda máxima horaria general y la demanda máxima diaria de la población de estudio. También se consultaron temáticas para la aplicación del metamodelo, como las variables a utilizar, la identificación de los distintos modelos que existen para su cálculo, para así determinar cuál es el más adecuado.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Aspectos económicos relacionados con el recurso hídrico

El primer acercamiento de la economía en los recursos naturales y del recurso hídrico se encuentra en el concepto de "la economía ambiental", que a partir del año 1970 comenzó a tratar temas como la sostenibilidad y la economía para entornos ambientales; pero según algunas referencias (Pearce & Turner, 1990), desde el año 1990 se trata el tema alrededor de la política monetaria del medio ambiente y sus implicaciones en el mercado. Nijkamp (1977) define a esta economía como el estudio científico de los aspectos relacionados con la escasez y el comportamiento humano, en relación con su entorno natural, físico y residencial. Una definición más reciente es de Gilpin (2000), quien estudió la economía ambiental y sus implicaciones en todos los costos inherentes al deterioro y control del ambiente, aparte de la totalidad de los beneficios derivados de la protección de los recursos y el ambiente en un esquema global de costo-beneficio, con equilibrio de éstos en cada sector, fortaleciendo, de una o de otra manera, la base de recursos a la que recurrirán las generaciones presentes y futuras. Surge así la necesidad en equiparar a la llamada nueva economía del agua con la privatización de la producción, distribución y gestión de los recursos hídricos. De esta manera, se podría clasificar el recurso hídrico según sus fuentes de abastecimiento, administración estatal y municipal, por los usos que se le proporcionan.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Usos del agua

Por largo tiempo han prevalecido otros elementos que implicaron cambios, por esta razón aumentó el uso de las aguas por múltiples variables, y por el incremento de las necesidades. Por ende, los usos y la demanda también cambiaron. Entre los sectores destaca el industrial, los servicios (bebidas, saneamiento, limpieza, recreación) y las actividades agrícolas.

Recursos hídricos

Actualmente, en muchas áreas del planeta no se cumplen las pautas sostenibles para el uso y usufructo del recurso hídrico. La creciente demanda del recurso, al igual que la reducción de los caudales en ríos traen graves consecuencias para usuarios y ecosistemas; la sobreexplotación de acuíferos a tasas superiores a la reposición natural; los problemas de contaminación y degradación de la calidad de las aguas, y las dificultades de acceso al recurso para satisfacer necesidades básicas de un alto porcentaje de la población son desafíos que exigen con urgencia

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

estrategias que permitan resolver las numerosas tareas pendientes en cuanto al uso de los recursos hídricos. En la actualidad se puede conocer la capacidad máxima de oferta hídrica que es posible brindar para satisfacer las necesidades en el ámbito nacional.

La oferta del recurso hídrico disponible ha disminuido de manera significativa en razón del aumento de la demanda de la población mundial (OMS, 2015). En 2015 existían alrededor de 663 millones de personas que no contaban con acceso a agua potable, 1 800 millones en todo el mundo utilizaban una fuente que estaba contaminada.

La escasez en el orbe alcanzó niveles críticos hacia 2015, a causa de fenómenos meteorológicos atribuidos al cambio climático y al crecimiento incesante de la población. La correlación demanda-oferta de agua en Colombia muestra el uso doméstico o humano con un 17.8% (184 253 865 m^3). Por ello, la proyección de la demanda a largo plazo es una herramienta que ayuda a identificar el volumen de agua necesario para satisfacer las necesidades y así mejorar la cobertura en áreas urbanas, con la planeación adecuada del ordenamiento territorial. Del mismo modo, permite tomar acciones correctivas que disminuyan la demanda debido a su constante e incesante aumento.

Proyección de la demanda de agua potable

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La investigación acerca de la proyección de la demanda en los servicios públicos presenta oportunidades en el campo de la ingeniería, tecnología y de los procesos medioambientales, por ejemplo, el tiempo que requiere operar una planta de tratamiento de agua potable, así como proveer nuevas fuentes de este importante líquido cuando la demanda crezca a largo, mediano o corto plazos. Así, los índices de escasez del agua pueden determinarse y se conoce el ingreso proveniente de partir de dicho índice (Cutore, Campisano, Kapelan, & Savic, 2007).

La hipótesis planteada en el documento supone un metamodelo de variación de regresión lineal básica, que emplea una interfaz de interpretación para registros de demanda de agua, así como sus determinantes en la proyección de agua potable en horizontes a largo plazo para entornos urbanos; esto, como una herramienta que aumenta la calidad y cantidad de posibilidades de regulación en el sector de la prestación de agua potable, y en la eficiencia financiera, operativa y administrativa de las empresas que prestan el servicio de acueducto.

El régimen de libertad regulada requiere de proyecciones futuras de demanda de agua potable. Con esta función y las pertinentes a la suficiencia y eficiencia financiera, es posible modelar costos medios de largo plazo, incluyendo los incrementales, causados por demandas marginales. Para responder a estas exigencias y a las distorsiones climáticas, ambientales y socioeconómicas, se construyó el modelo aquí expuesto, con base en escenarios de equilibrio inestable que consideraba criterios de solidaridad y de priorización de inversiones ecoambientales. Para ello, se plantearon dos posibles herramientas de pronóstico entre el periodo 2006-2040, para el caso particular de la ciudad de Bogotá,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Colombia: 1) redes neuronales, y 2) series de tiempo, de las que sólo esta última generó resultados validables; se encontró que los estratos 1 y 2 muestran incrementos en la demanda, mientras que los estratos 3, 4, 5, 6 y el sector comercial tienden a decrecer en su consumo.

Los principales modelos de pronóstico investigados fueron los siguientes: modelo de serie temporal, utilizado para predecir el futuro con pleno conocimiento de los acontecimientos recientes a través de las estadísticas; modelo econométrico, para predecir variables relacionadas con la economía como demanda, oferta y precio, así como su predicción de prejuicios, la cual se efectuó debido a la falta de hechos históricos o cuando un nuevo producto o competidor ingresa al mercado (Hamilton, 1994).

El modelo de proyección de demanda de agua planteado incluyó dos estructuras: fija y variable. La estructura fija presenta tres componentes particulares, que son capacidad administrativa, gerencial y la planta física. La estructura variable, por su parte, presenta cuatro componentes: elementos financieros, emergentes, operativos, y meteorológicos y/o climáticos. El modelo contiene elementos esenciales de diseño, que son *Add on* (o entradas), buscador, editor y gestor de restricciones.

A través del modelo se buscó realizar una proyección de la demanda de agua para consumo humano, con el fin de determinar el efecto que tienen las determinantes identificadas con base en la revisión de estudios en el mundo. En este aspecto se concluyó que para Colombia, las determinantes a considerar son las siguientes: a) el clima, con sus variables de temperatura y precipitación; b) la estructura tarifaria, con su variable "precio regulado del agua"; c) el cambio climático, medido por

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

los fenómenos El Niño y La Niña, y d) las características de la vivienda con la variable densidad, referente al número de personas por vivienda. Conforme al procesamiento de estas determinantes, se buscó obtener una medida del efecto que tienen en la proyección de la demanda de agua para Colombia, en horizontes de largo plazo. El tratamiento de variables explicativas y explicadas se indica en la Tabla 1.

Tabla 1. Variables explicativas y explicadas.

	Variable	**Descripción**	**Unidades**	**Fuente**
Explicativas	Año	2006-2016		Acueducto
	Mes	Enero-diciembre		Acueducto
	Estrato	1-6, comercial, oficial, industrial, especial		Acueducto
	Valor facturado	Valor facturado por unidad de consumo	COP (pesos Colombia-nos)	Acueducto
	Temperatura	Medianas de 20 estaciones	°C	IDEAM

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	Precipitación	Medianas de 34 estaciones	Mm	IDEAM
	Población	Proyecciones de población 1985-2020	Personas	DANE
Explicada	Consumo promedio	Consumo promedio de agua	m^3/s	Acueducto

Para las variables de temperatura y precipitación, se tomó la mediana de las estaciones, pues estas medidas tienen muchos valores atípicos.

Se creó una variable de intervención "I_ESPECIAL", para modelar el cambio antes y después de 2010, que sufrió el consumo de agua en el estrato ESPECIAL; ésta es una variable dicotómica que toma el valor 0 antes de 2010, y 1 después de ese año. Se ajustó un modelo de regresión para las proyecciones de población del DANE y se contempló de manera mensual.

Materiales y métodos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En los diferentes modelos investigados acerca del cálculo del suministro de agua se muestra que el horizonte de proyección tiende a mantener equilibrada la demanda de agua en el corto y largo plazos. Sin embargo, existe una dependencia de algunas variables y determinantes que se utilizan, así como de las diferentes condiciones en la ubicación de la zona donde se realizan los cálculos. Cabe señalar que no se les dio prioridad dentro del análisis a los modelos para proyección de agua potable a corto plazo, pues al incluir variables que afectan la demanda diaria, las proyecciones pierden su alcance y capacidad de decisión.

Dentro de la literatura consultada (31 casos analizados), se enlistan a continuación los modelos encontrados, junto con su frecuencia en orden de uso, de mayor a menor:

a) Análisis de regresión (25%).

b) Análisis de redes neuronales (25%).

c) Sistema auxiliar de toma de decisiones (16%).

d) Sistemas basados en escenarios (6%).

e) Modelos econométricos (6%).

f) Modelo entrópico bayesiano (3%).

De los dos documentos consultados para el caso colombiano, el primero se emplea como modelo de regresión y el segundo como un método econométrico de sección transversal. Entre los múltiples

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

documentos revisados, evaluados y criticados están los de "IDEAM (2010), Índice de Alteración Potencial de la Calidad de Agua en condiciones hidrológicas de año medio, subzonas hidrográficas. Bogotá: IDEAM" e "IDEAM (2015)**)**, Estudio Nacional de Agua 2014, Bogotá". Estas investigaciones proporcionaron información para establecer proyecciones de niveles de riesgo en suministro de agua y para la construcción de escenarios de cambio climático, para fenómenos de La Niña y El Niño.

Igualmente, se tuvo acceso a las bases y constructos de los estudios que soportaron la regulación de agua potable en Colombia, expedidas por la Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico-CRA, para los tres periodos tarifarios regulados desde 1994: primer periodo, Resolución 08 de 1995; segundo periodo, Resolución 287 de 2004, y tercer periodo, Resolución 688 de 2014. Uno de estos estudios fue el siguiente: "Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico (2014). Marco tarifario para los servicios públicos de Acueducto y Alcantarillado. Estándares de Servicio y Eficiencia. Bogotá: CRA". Otro de los estudios de soporte fue "Investigación al régimen tarifario de agua potable y saneamiento básico. Bogotá, D.C." (Lizcano, 2011). Este libro contiene análisis de series y construcción de datos desde 1994 hasta 2010. Tal investigación duró siete años y expone una de las bases para el sustento científico de este artículo.

Planteamiento del metamodelo

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Con base en el esquema de la demanda requerida se planteó uno nuevo, que incluyera herramientas para generar un modelo y después el metamodelo. El esquema propone la generalidad de la demanda a partir del consumo del usuario como sujeto base para la estimación del mismo y como base fundamental el caudal, siguiendo un esquema de cadena de suministro (o número de la referencia), el cual es el proveedor del insumo para la prestación del servicio.

El siguiente proceso se muestra en la Figura 1, seguido de un planteamiento del modelo, donde se asignaron funciones a cada una de las determinantes. Durante la fase de entrenamiento se buscó estandarizar los resultados y, por último, establecer unos límites de aplicación de la regla.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

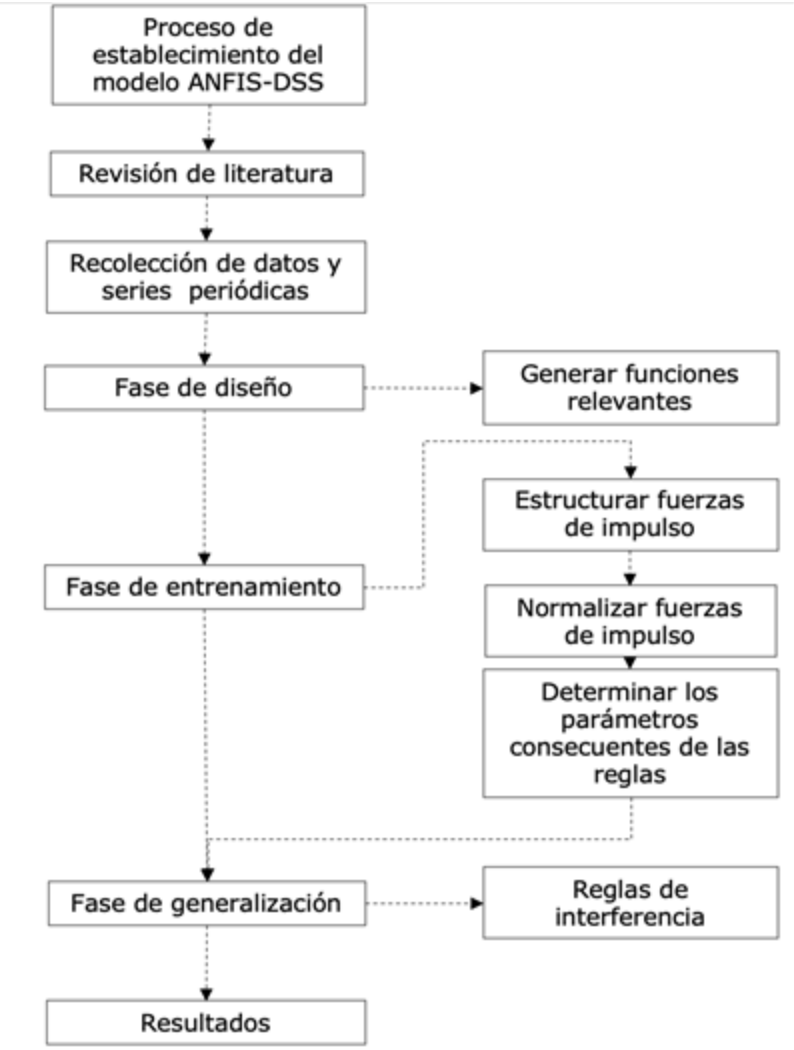


Figura 1. Esquema de referencia para planteamiento de metamodelo. Fuente: elaboración propia (2019).

Las determinantes del modelo seleccionadas en los ámbitos nacional e internacional relacionan el cálculo de la demanda de agua. Se encontró que deben manejar determinantes, variables y otros criterios. Estos componentes deben estar condicionados según la estructura del territorio

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

y los diferentes parámetros socioeconómicos. Por medio de las distintas consultas se considera que, para países como Colombia, aplican los siguientes criterios: clima, temperatura y precipitación, entre otros, los cuales se explican como parte de los resultados del planteamiento.

Partiendo de los preceptos y precedentes establecidos es necesario resaltar que el hecho de que se utilice un método u otro no implica que sea más o menos efectivo, sino que se ajusta mejor a condiciones específicas; por tanto, con base en la posibilidad de optimizar modelos de regresión a través de redes neuronales, que en general son capaces de almacenar conocimiento a partir de la experiencia e integrando dicho modelo en un sistema auxiliar de toma de decisiones, se aproxima a lo que se busca con el método de proyección de demanda.

Resultados

Para la aplicación de las redes neuronales se entiende que existen unidades únicas llamadas neuronas, que tienen un mecanismo de funcionamiento, el cual se explica a continuación:

K hace referencia a la neurona, la cual procesa una entrada *x*, a través de un activador de función φ, generando una salida *w*. Estableciendo dos relaciones con o sin límites:

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$u_k = \sum_{j=1}^{p} w_{kj}\, x_j \qquad (1)$$

$$y_k = \varphi(u_k - \theta_k) \qquad (2)$$

Donde la Ecuación (1) y la Ecuación (2) representan la función general de la neurona con una entrada y una salida:

U_k: salida con comportamiento lineal de información de la neurona.

W_{kj}: salida que arroja la neurona producto de un procesamiento.

X_j: entrada de información que se le introduce a cada neurona.

La Ecuación (2) usa la salida lineal para obtener un comportamiento similar al esperado, donde:

U_k: salida con comportamiento lineal de información de la neurona.

θ_k: función de límite de la salida.

φ: función de activación.

y_k: señal de la salida lineal de la neurona.

Cada neurona posee conectividad con sus semejantes, a través de coeficientes de variación. La fortaleza de su aprendizaje depende de su capacidad de agruparse, por ello se disponen en capas. Hay capas con

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

funciones específicas, como las de entrada y las de salida. La capa de entrada consiste en neuronas que reciben información del entorno externo. La capa de salida consiste en neuronas que comunican la salida del sistema al usuario o externa al entorno. Inclusive existen capas intermedias, con distintas funciones de procesamiento, por ejemplo, cuando la relación entre los registros de entrada no es lineal, las capas intermedias buscan generalizar características, de modo que la información de salida lo sea (Figura 2 y Figura 3).

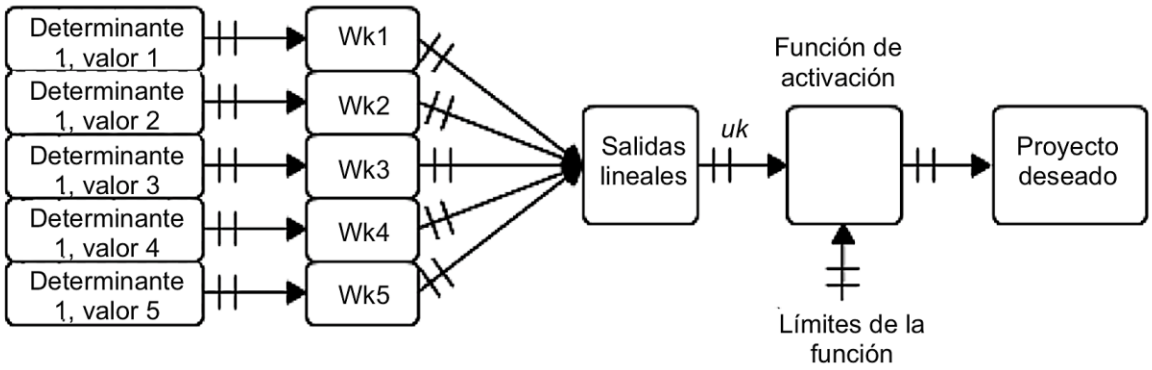


Figura 2. Estructura de la red neural. Fuente: Kuo and Xue (1998).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

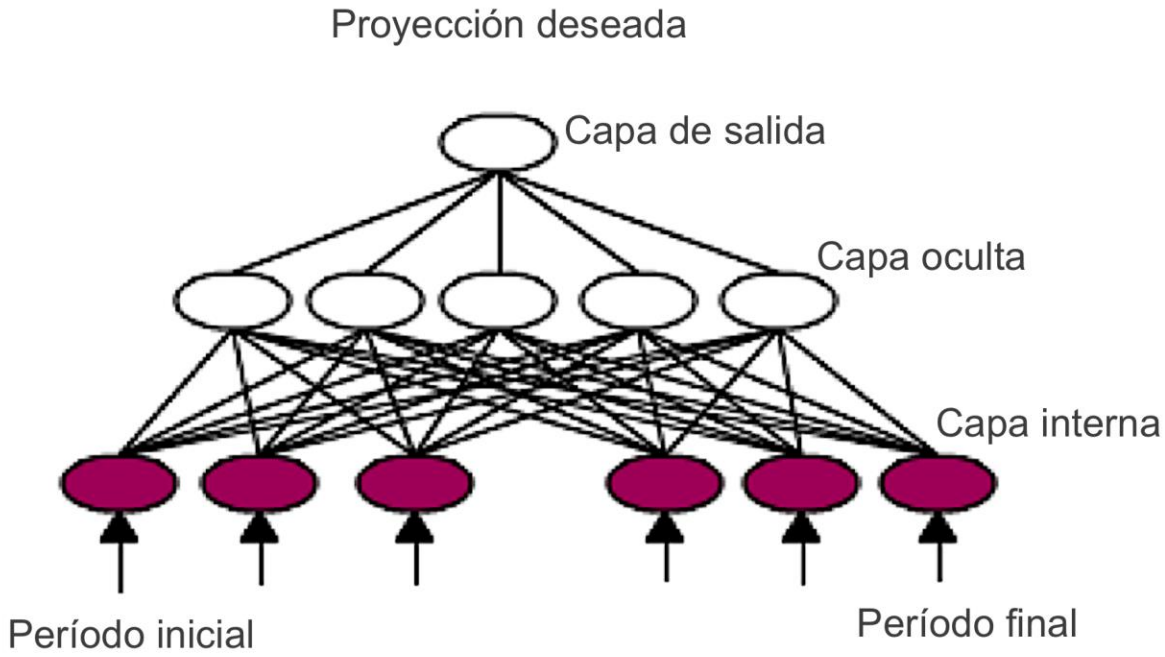


Figura 3. Estructura de la red neu al por capas. Fuente: Tomado y modificado de Kuo y Xue (1998).

Cálculo de errores

El error del método se produce entre las conexiones estratificadas de la red neural, que debe ser calculado y minimizado. Por otro lado, el proceso de aprendizaje se lleva a cabo de dos maneras: la primera, supervisada o controlada (como la regresión lineal); mientras que la segunda es autónoma. El proceso de minimización puede variar gracias a la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

versatilidad que ofrece cada uno, para ello se consideran métodos como los de gradiente descendente, gradiente conjugado, Quasi-Newton, y métodos de Levenberg-Marquardt, que en general se caracterizan por ser iterativos, con cálculos de mínimos. Uno de los temas críticos está en la determinación de capas internas y su composición, donde Lenard, Alam y Madey (1995) proponen una generalidad, sobre la cual se acepta que el número de capas ocultas debe estar dado por el patrón 2n + 1, donde *n* es el número nodal. Otros autores (Patuwo, Hu, & Hung, 1993) proponen que sea el 75% de la cantidad de nodos totales. La introducción de una función que proporcione un comportamiento no lineal a los datos ayuda a dar una proyección más real que ideal. Esto se puede usar mediante un proceso de retropropagación, donde a través de una fase supervisada se introduce un patrón a la capa neuronal de salida, que en una segunda fase se replica en fase reversa hacia las capas internas, promoviendo la generalización de patrones a nivel externo:

$$n = \sum_{i=1}^{i=q}(w_i * p_i) + b \qquad (3)$$

En la fórmula anterior (Ecuación (3)) se realizó la sumatoria de una función lineal que simula una función de imitación, donde *wi* representa el peso del vector; p_i, el vector de entrada, y *b* es un factor de corrección o ajuste (Figura 4). Posteriormente se aplica una función de transferencia para las demás capas (Michie, Spiegelhalter, & Taylor, 1994).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

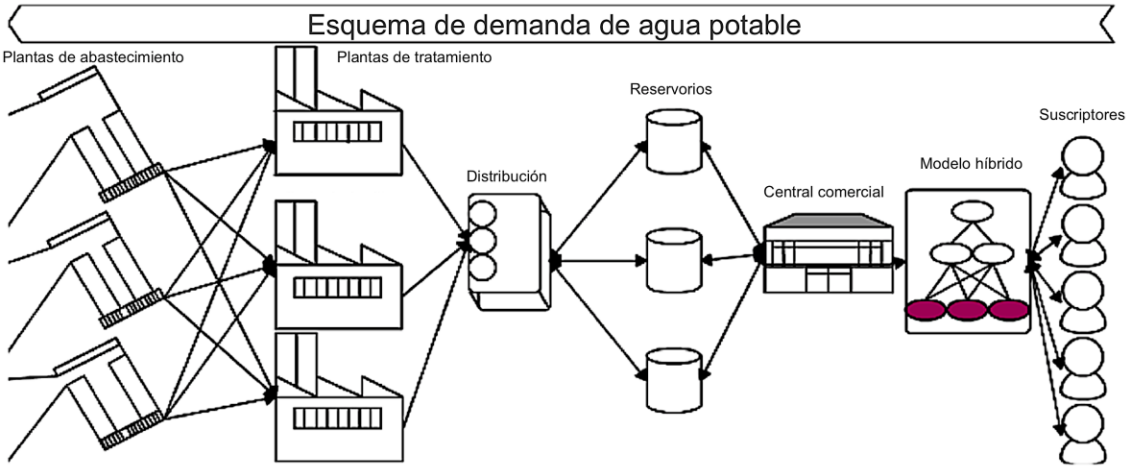


Figura 4. Esquema de demanda de agua potable en niveles de demanda.

Su efectividad depende de tres coeficientes:

1. Coeficiente de tasa de aprendizaje: regula la velocidad con la que se pueden cambiar los pesos a través del tiempo, reduciendo la posibilidad de cualquier oscilación de peso durante el ciclo de entrenamiento de las neuronas y de las capas.

2. Condiciones de momento o impulso: controla cuántas iteraciones resiste la corrección de un error, para determinar así su capacidad de impulso y medir su alcance.

3. Condiciones de salida o finalización de ciclos de entrenamiento: pueden asignarse a través de métodos de fijación de tiempos límites, personalizar el número máximo de ciclos de aprendizaje o usar precisión mínima.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Planteamiento del modelo

Las determinantes aplicables para el modelo:

Clima

Está asociado con la temperatura y precipitación. Antes de 1985, el clima se consideraba una variable independiente; sin embargo, a partir de diversos estudios surgió la necesidad de modelarla como se hizo en 2005 mediante el método ARIMA (*Autoregressive Integrated Moving Average*), que toma variables enfocadas al clima. Este método permitió realizar mejores aproximaciones que las que se hacían con regresiones lineales o métodos univariados (Bougadis, Adamowski, & Diduch, 2005; Adamowski, 2008; Caiado, 2010). Dependiendo de las condiciones del territorio, pueden variar de acuerdo con la región y ubicación geográfica; dicha variabilidad tiene implicaciones sobre la demanda. Esta determinante para su aplicación tendrá dos variables: temperatura y precipitación.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Temperatura

Con base en estudios de caso, como el de Phoenix (Balling & Gober, 2007), se relaciona un aumento de 1 °C en la temperatura anual al aumento de 6.6% en la demanda anual de agua per cápita. Esto quiere decir que la temperatura tiene influencia en la demanda de agua, ya que con la variabilidad del mismo, y teniendo en cuenta las distintas zonas del país, este factor cambiaría, siendo relevante para el cálculo de la demanda de agua. Por ejemplo, para la ciudad de Manizales, durante el primer método, la demanda de agua mensual disminuye 2% por cada incremento de 1 °C en la temperatura; para el segundo método, la demanda de agua mensual disminuye en 0.23% por cada incremento de 1 °C en la temperatura.

Precipitación

Según los estudios de casos investigados, como el de Phoenix (Balling, & Gober, 2007), se explica la disminución de 10% en la precipitación resultante de un aumento de 3.9% en la demanda anual de agua per cápita. Estas cifras son relevantes, pues en Colombia existe una

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

variabilidad que depende de las zonas del país, como se muestra en la Figura 5. En el caso de la ciudad de Manizales, y de acuerdo con los modelos utilizados para el primer método, la demanda de agua mensual disminuye de 0.03% por un incremento de 1 mm en la precipitación, y para el segundo método baja en 0.001%, por un incremento de 1 mm en la precipitación (Figura 5).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

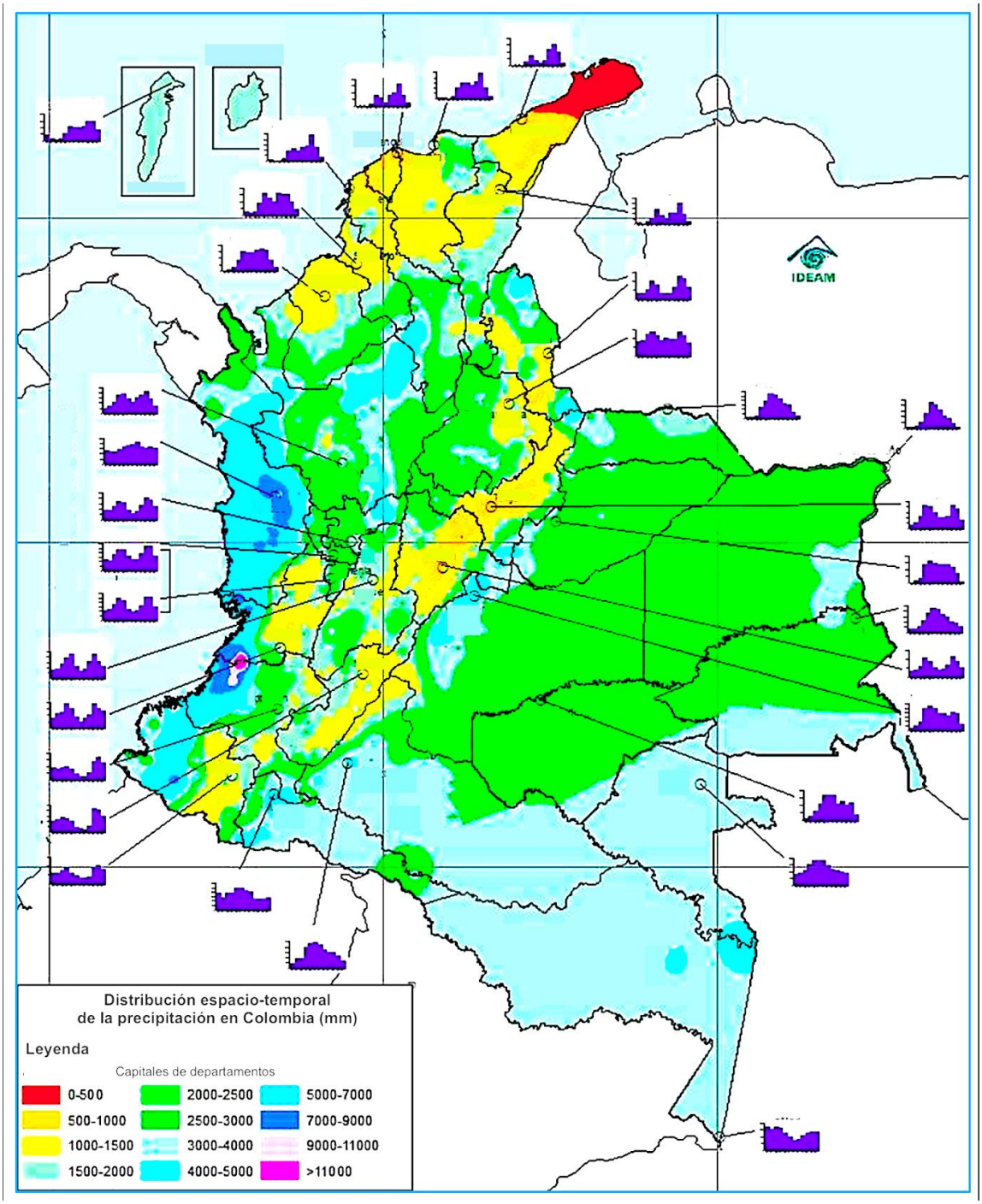


Figura 5. Mapa precipitación Colombia 1971-2000: Fuente: IDEAM (2011).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Estructura tarifaria

Alude a la estructura tarifaria cuando se estudian reglas y procedimientos que determinan el cobro de un servicio a diferentes categorías de consumidores (Brocklehurst, 2002). Algunos elementos de dicha estructura son tarifa fija, volumétrica y, en algunos casos, la tarifa multipartes. Dentro de la tarifa fija se considera el precio del agua que, si bien ha despertado interés por definir la influencia de esta variable sobre la demanda de agua potable, no entra en consideración para el proyecto, pues el usuario no llega a saber el valor real del m^3 de agua, ya que el valor facturado es parte de un cálculo que contempla elementos como subsidios y costos administrativos, entre otros. Otra razón por la que se decidió no incluir el precio del agua está dada por la inelasticidad de esta variable sobre la demanda. El precio se estudia por medio de un modelo de metarregresión donde se demostró que no influye en la demanda (Dalhuisen, Florax, DeGroot, & Nijkamp, 2003). Por esta razón es tan importante tener una estructura tarifaria razonable y adecuada con las necesidades de los distintos sectores del país, convirtiéndose en un determinante fundamental para el cálculo de la demanda de agua. Según los estudios de caso consultados para Colombia, se encontró que la Resolución 08 de 1995 de la Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico (CRA) estableció una estructura de tarifas basada en

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

bloques de consumo, para que las empresas proveedoras calculen los precios de cada bloque, denominada bloques crecientes de consumo (BCC), que se relacionan a través de un sistema de subsidios cruzados. Esta estructura de tarifas considera tres bloques de consumo: el básico, en el rango de 0 a 20 m^3/mes/suscriptor; el complementario, de 21 a 40 m^3, y el suntuario, mayor a 40 m^3/mes/suscriptor.

Cambio climático

Afecta la demanda de agua, al poder causar variaciones del clima de forma constante, modificando de diferentes maneras y magnitudes la demanda. La importancia de este determinante se debe a distintos pronósticos sobre variables, como precipitación y temperatura media superficial del planeta (IPCC, 2013), llegando a cambiar la frecuencia y afectando también la prevalencia de eventos de clima extremos, como sequías o periodos de lluvias de mayor intensidad; el ciclo del agua (Buytaert, Cuesta, & Tobón, 2011), y la disponibilidad de agua para consumo humano (CEPAL, 2000).

De acuerdo con estudios consultados para Colombia, estos valores corresponden a predicciones realizadas con la ayuda de series de temperatura y precipitación para diferentes periodos, como el de 1997 a 2013, donde se proyectaron cuatro escenarios futuros, que al compararlos con periodos entre 2014 y 2030 (con corrida de modelos), los resultados

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

identificaron una disminución leve en el consumo de agua, planteando relaciones por el aumento en el forzamiento radiactivo por mayores emisiones de gases efecto invernadero a la atmósfera. Esta reducción mensual en el consumo esperado de agua en los cuatro escenarios de cambio climático establecido no fue mayor de 2%. En el método uno, la disminución del consumo fue de 0.33 m^3; para el método dos, la baja fue de 0.26 m^3. De igual manera, resalta que estos efectos potenciales del cambio climático sobre la demanda de agua para uso residencial urbano podrían ser importantes en áreas en las que el consumo discrecional sea significativo con respecto a la demanda, o también en sitios caracterizados por periodos secos prolongados y con crecientes demandas por aumento de la población. Gracias a tales investigaciones resulta necesario incluir este determinante en el cálculo de la demanda de agua, pues por su variabilidad cambia el consumo.

Características de la vivienda

Este determinante se relaciona con la composición interna y externa de la vivienda donde habita cada usuario y también con el número de personas que la habiten, ya que conforme estas condiciones, la demanda de agua puede variar dependiendo de las características. En el estudio aplicado para Manizales (Colombia), se demostró una dependencia del tipo de vivienda; si es casa o apartamento, el consumo es diferente; si es

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

una casa, el consumo aumenta 34% más que el consumo en un apartamento. Una causa, según el estudio, es mayor demanda de agua para el uso discrecional, específicamente el relacionado con lavado de patios y riego de jardines. Otro posible motivo que aumenta la demanda es el número de baños, pues sube en un 3.8%. Para el uso no discrecional (preparación de alimentos y aseo personal), en este estudio también resultó que la mayor cantidad de baños en una vivienda fue cuatro. Otras investigaciones consiguieron signos positivos en la variable de números de baños, como en EUA y Canadá (Olmstead, Hanemann, & Stavins, 2007); México (Jaramillo, 2005), y Colombia (Medina & Morales, 2007). Del mismo modo, aparatos como lavadoras incrementan la demanda de agua en 11%.

Variables no determinantes aplicables para Colombia

Políticas. Por medio de esta variable se determinan las metodologías, estructuras y reglamentación relacionada con la demanda del agua, pues si no se sigue lo estipulado, no tiene ninguna validez o sustento ante la sociedad y se desprende de la gobernanza. Otros criterios aplicables no determinantes para Colombia son:

a) Accesorios como piscinas, jardines. Tienen ligera influencia en la demanda (Wentz & Gober, 2007); se encontró que un aumento de la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

unidad en el porcentaje de casas con piscinas genera un incremento en el promedio del consumo anual de agua de hasta un 1% para la zona de Phoenix, Arizona, EUA. Para el caso de Colombia, no genera afectación significativa.

b) Evapotranspiración. Se entiende como la combinación de dos procesos separados, a través de los cuales el agua se pierde en la superficie del suelo por evaporación y transpiración del cultivo (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006). Asimismo, existe la evapotranspiración potencial, producida por la humedad del suelo y la cobertura vegetal en condiciones óptimas (Thornthwaite, 1948). Si bien este criterio afecta la demanda del agua (Howe & Linaweaver, 1967; Agthe & Billings, 1980, 1987; Maidment & Parzen, 1984), en Colombia no representa una variación significativa, dado que el tipo de suelos en las regiones urbanas está estandarizado sobre el suelo construido.

c) Establecimiento de indicadores para determinantes. Por lo señalado, la estructura del sistema para la proyección de demanda se construye sobre cuatro determinantes: escenarios de cambio climático, estructura tarifaria, vivienda y clima (Tabla 2).

Tabla 2. Relación de indicador(es) por determinante.

Determinante	**Indicador**
Escenarios de cambio climático	Proyección favorable y desfavorable de variables climatológicas

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Estructura tarifaria	Tarifa del servicio de acueducto (cargo por consumo) Precio del agua (con factores de subsidios, aportaciones solidarias e inversiones sociales).
Vivienda	#Personas/año/vivienda
	% de déficit habitacional cabeceras Número de personas por vivienda y características internas de la misma.
Clima	Variación anual de variables temperatura y precipitación

Resumen metamodelo

El meta modelo utilizado fue un sistema de soporte de decisiones (DSS) incorporando una red neuronal artificial (ANN), que contempla determinantes con sus respectivos indicadores: a) determinantes: cambio climático, vivienda, estructura tarifaria y clima; b) indicadores: escenarios de cambio climático, % déficit de vivienda cualitativo, % de hacinamiento no mitigable, tarifa/m^3, temperatura y precipitación.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Medición

$$\text{Cantidad de dispositivos} = \frac{\left(\frac{\text{Ahorradores}}{\text{No ahorradores}}\right)}{\text{Cantidad de dispositivos en el área urbana}} \qquad (4)$$

personas por vivienda, $ tarifa m^3-políticas que fomenten o no ahorro.

Fórmula de precipitación:

$$LnW_{it} = \beta_0 + \beta_1 * \ln(MPit) + \beta_2 * \ln(Dit) + \beta_3 * \ln(INCit) + \sum_{i=4}^{u} \beta_i (NPDSM) + \beta_3 * \ln(PRECit) + LOT \qquad (5)$$

Donde:

i = 1,…, 8 ciudades.

t = 1,…, 96 meses (tiempo).

W_{it} = demanda residencial mensual.

D_{it} = diferencia variable (la diferencia entre lo que hubiera pagado si todos los lotes hubieran sido cotizados a precio del mercado y el precio pagado condiciones de bloque).

INC_{it} = ingreso en múltiplos de $100,000.

Hh_{it} = número de miembros del hogar.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

NPDSM = 8 (políticas de administración del tamaño de la demanda).

PREC = precipitación (m^3/mes).

Fórmula de temperatura:

$$d_{\tau} = \frac{\Delta LW}{\Delta T} \quad (6)$$

Donde *LW* es el cambio en la demanda de agua por la variación temperatura (ΔT), el cual indica que la manera más apropiada está relacionada con registros históricos en las áreas urbanas, como ya se había determinado; el impacto de variables climatológicas, y la influencia de manera moderada de la demanda de agua.

Discusión

La construcción del metamodelo se realizó haciendo énfasis en la necesidad de dar prioridad a fenómenos ambientales, pues su efecto va adquiriendo mayor relevancia en el comportamiento de los habitantes de áreas urbanas; la vulnerabilidad ante eventos climáticos extremos es cada vez más frecuente, y se genera incertidumbre frente a estimaciones de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

demanda de agua potable a largo plazo. Los municipios que sirvieron como base para el metamodelo fueron aquellos en los que existen datos históricos que pudieron alimentar las funciones matemáticas expuestas; de lo contrario, las proyecciones no se hubieran ajustado a la realidad de la zona a implementarse, y hubieran conducido a la toma de decisiones no favorables en lo administrativo, operativo y técnico para el área urbana.

El modelo se plantea para proyectar la demanda de agua potable en horizontes a largo plazo para zonas urbanas. Por tanto, la primera delimitación que se hizo durante la selección y el planteamiento del metamodelo se enfocó en el sector geográfico. Sin embargo, los modelos que alimentan el metamodelo requieren de las bases de datos de las empresas de servicios públicos, en especial de acueducto, pues a partir de su información se posibilita la existencia de indicadores que estructuran las redes neuronales artificiales. Es por ello que las figuras de acueductos veredales, comunitarios o municipales que no cuenten con indicadores operativos, administrativos o técnicos, no se incluirán en la aplicación de la simulación del metamodelo. Asimismo, el supuesto establece que a partir de datos históricos puede extrapolarse su comportamiento, pero no asegura que se cumpla, y por tanto el riesgo es alto.

El metamodelo debe simularse en varios *softwares* para garantizar que las proyecciones tengan intervalos de confianza de mínimo 95%, que tenga una varianza mínima y que la correlación de los datos sea cercana a uno (1). Algunos *softwares* recomendados para la simulación son:

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

1. *Matlab*®.
2. *Demand Works*®.
3. *Oracle*®.
4. *Onestreamsoftware*®.
5. *R*®.

Otro factor de restricción son las políticas, debido a que una eventual acogida no significa su implementación, por ello es indispensable que ésta cuente con articulación, así como con los entes gubernamentales y ejecutivos. Ello se respalda en el marco normativo que provee a las empresas de herramientas que incentiven prácticas de eficiencia y calidad.

Conclusiones

El metamodelo planteado suple una necesidad de brindar herramientas al sector público-privado para regular aspectos técnicos y normativos del servicio de acueducto a partir de una proyección adecuada y, sobre todo, vinculante con aspectos medio-ambientales, que en zonas urbanas se convierten en un aspecto crítico con respecto a su planeación y su administración; sin embargo, el éxito del planteamiento depende de la aplicación apropiada y ajustada a la situación de cada ciudad o municipio.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para la investigación de datos y teorías acerca de metamodelos y la proyección de demanda de agua en el contexto internacional se encontró poca información, a pesar de ser un tema tratado desde hace más de tres décadas. La información sobre la oferta de agua potable, útili para el complemento del estudio, sí cuenta con registros en bases de datos. En el ámbito nacional tampoco hay documentación robusta ni investigación acerca de los metamodelos aplicados a una región específica. Del mismo modo, en el contexto internacional se encontró literatura acerca de la proyección de la demanda de agua, principalmente de la región andina. Las determinantes elegidas surgieron de un análisis de las diferentes afectaciones y condiciones del territorio colombiano en sus áreas urbanas y de la revisión de la literatura encontrada acerca del proyecto, con el fin de adoptarlas al metamodelo, para así ajustarlas y con ello obtener un resultado confiable en la proyección de la demanda de agua y próximo al real, incluyendo determinantes que generan afectación del recurso hídrico en el horizonte a largo plazo.

Para integrar las determinantes en el metamodelo se establecieron sus respectivos indicadores, con la función principal de tener claridad en la dimensión y afectación de cada una de ellas en el horizonte de proyección a largo plazo de la demanda de agua, aportando mayor peso a las determinantes de cambio climático y meteorológicas. Estas dos cumplen con un papel fundamental en los cambios que puede tener la demanda por sus variaciones, como es el caso del cambio climático, por esto es que comprenden mayor robustez en su sustento. Es importante tener en cuenta dicha afectación, pues tales determinantes pueden tener cambios en el tiempo y su comportamiento no es extrapolable bajo condiciones de linealidad. Otra determinante que influyó en los cálculos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 244-286. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de la proyección de la demanda fue el rango de consumos, donde se realizaron simulaciones para dotaciones de agua para satisfacer el mínimo vital (5 m^3 para viviendas de estrato bajo-bajo y 3 m^3 para estrato bajo) para poblaciones de estratos bajos, con tarifas cercanas a cero pesos; con un rango básico subsidiado (para estratos bajos) de hasta 20 m^3 al mes, con particiones por clima (por debajo de 1 000 m de altitud, entre 1 000 a 2 000, y más de 2 000, con diferenciales entre 2 y 3 m^3 por piso térmico); con un rango complementario de dos veces cada franja de volumen en rango básico, y un rango elevado denominado suntuario, con costos incrementales de largo plazo.

La delimitación para el metamodelo se sienta en su aplicación, que sólo fue diseñada para entornos urbanos y con planes a largo plazo. Se tuvieron en cuenta restricciones, como la figura de acueductos veredales comunitarios o municipales, que en su mayoría no tiene indicadores operativos, administrativos o técnicos, y por lo tanto no se pueden usar en la simulación del metamodelo, donde también hay un error e incertidumbres asociadas para poder estimar su exactitud y precisión, para que así el valor de la demanda de agua sea el más real para el territorio en estudio. De la ampliación de la investigación científica mencionada se plantean los siguientes estudios científicos: metamodelo de regulación para calcular índices de agua no contabilizada y metamodelo de regulación para precios techo en servicios públicos de saneamiento básico.

Agradecimientos

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Los autores agradecen a la Universidad Distrital Francisco José de Caldas de Bogotá, Colombia, donde inició esta investigación, y a la Universidad de Guadalajara de México, donde se concluyó.

Referencias

Adamowski, J. (2008). Peak daily water demand forecast modeling using artificial neural networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 134(2). DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(2008)134:2(19).

Agthe, D. E. & Billings, R. B. (1980). Dynamic models of residential water demand. *Water Resources Research*, 16(3), 476-480. Recuperado de https://doi.org/10.1029/WR016i003p00476

Agthe, D. E. & Billings, R. B. (1987). Equity, price elasticity, and household income under increasing block rates for water. *American Journal of Economics and Sociology*, 46(3), 273-286. Recuperado de https://www.jstor.org/stable/3486079

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio Riego y Drenaje, FAO-56*. Recuperado de fao.org/3/x0490s/x0490s.pdf

Balling, R. C., & Gober, P. (2007). Climate variability and residential water use in the city of Phoenix, Arizona. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 46, 1130–1137. Recuperado de https://doi.org/10.1175/JAM2518.1

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Bougadis, J., Adamowski, K., & Diduch, R. (2005). Short-term municipal water demand forecasting. *Hydrology Processes*, 19, 137-148. DOI:10.1002/hyp.5763.

Brocklehurst, C. (2002). *New designs for water and sanitation transactions: Making private sector participation work for the poor.* Washington, DC, USA: Public-Private Infrastructure Advisory Facility.

Buytaert, W., Cuesta, F., & Tobón, C. (2011). Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecology and Biogeography*, 20 (1), 19-33. Recuperado de https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00585.x

Caiado, J. (2010). Performance of combined double seasonal univariate time series models for forecasting water demand. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15(3). DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000182

CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2000). *Agua para el siglo XXI para América del sur. De la visión a la acción*. Recuperado de https://www.cepal.org/samtac/noticias/documentosdetrabajo/5/23345/InCo00200.pdf

Cutore, P., Campisano, A., Kapelan, Z. & Savic, D. (2007). Stochastic forecasting of urban water consumption using neural networks and the SCEM-UA algorithm. In: Ulanicki, B., Vairavamoorthy, K., Butler, D., Bounds, P. L. M., & Ali-Memon, F. (eds.). *Water management challenges in global change*. pp. 371-377). Leicester, UK: Taylor & Francis Group.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Dalhuisen, J., Florax, R. J. G. M., DeGroot, H. L. F., & Nijkamp, P. (2003). Price and income elasticities of residential water demand: A meta-analysis. *Land Economics*, 79(2):292-308. DOI: 10.2307/3146872.

Gilpin, A. (2000). *Environmental economics: Acritical overview*. New York, USA: John Wiley & Sons.

Hamilton, J. D. (1994). *Times series analysis*. New Jersey, USA: Princeton University Press.

Howe, C. W., & Linaweaver, F. P. (1967). The impact of price on residential water demand and its relation to systems design and Price structure. *Water Resources Research*, 3(1), 13-32. Recuperado de https://doi.org/10.1029/WR003i001p00013

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2010). *Índice de Alteración Potencial de la Calidad de Agua en condiciones hidrológicas de año medio. Sub-zonas hidrográficas*. Bogotá, Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2011). *Mapas de precipitación promedio en colombia*. Recuperado de http://www.ideam.gov.co/documents/21021/21141/precip+media+%5BModo+de+compatibilidad%5D.pdf/e0ae03be-8e3a-44f8-b5a2-2148a5aeff4d

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2015). *Estudio Nacional de agua 2014*. Bogotá, Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2013). Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK: University Press. Recovered from https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WG1AR5_SummaryVolume_FINAL.pdf

Jaramillo, L. (2005). Evaluación econométrica de la demanda de agua de USO residencial en México. *El Trimestre Económico*, 72(2), 367-390. DOI: 10.2307/20856859

Kuo, R. J., & Xue, K. C. (1998). A decision support system for sales forecasting through fuzzy neural networks with asymmetric fuzzy weights. *Decision Support System*, 24(2), 105-126. Recuperado de https://doi.org/10.1016/ S0167-9236(98)00067-0

Lenard, M., Alam, P., & Madey, G. (1995). The applications of neural networks and a qualitative response model to the auditors going concern uncertainty decision. *Decision Sciences*, 26(2), 209-227. Recuperado de https://doi.org/10.1111/j.1540-5915.1995.tb01426.x

Lizcano, J. A. (2011). *Investigación al régimen tarifario de agua potable y saneamiento básico*. Bogotá, Colombia: Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Maidment, D. R., & Parzen, E. (1984). Time patterns of water use in six Texas cities. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 110(1). DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(1984)110:1(90)

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Medina, C., & Morales, L. F. (2007). Demanda por servicios públicos domiciliarios en Colombia y subsidios: implicaciones sobre el bienestar. *Borradores de Economía*, (467) Recuperado de https://www.banrep.gov.co/es/demanda-servicios-publicos-domiciliarios-colombia-y-subsidios-implicaciones-sobre-el-bienestar

Michie, D., Spiegelhalter, D. J., & Taylor, C. C. (1994). *Machine learning, neural and statistical classification*. Recuperado de https://www1.maths.leeds.ac.uk/~charles/statlog/whole.pdf

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2003). *Definición del nivel de complejidad y evaluación de la población, la dotación y la demanda de agua. Guía RAs 001 2000*. Recuperado de http://www.minvivienda.gov.co/GuiasRAS/RAS%20-%20002.pdf

Nijkamp, P. (1977). *Theory and application of environmental economics.* Amsterdam, The Netherlands: North Holland Publishing Company.

Olmstead, S. M., Hanemann, W. M., & Stavins, R. N. (2007). Water demand under alternative price structures. *Journal of Environmental Economics and Management*, 54(2), 181-198, Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jeem.2007.03.002

OMS, Organización Mundial de la Salud. (2015*). Organización Mundial de la Salud*. Recuperado de http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/jmp-2015-key-facts/es/

Patuwo, E., Hu, M. Y., & Hung, M. S. (1993). Two-group classification using neural networks. *Decision Sciences*, 24(4), 825-845.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recuperado de https://doi.org/10.1111/j.1540-5915.1993.tb00491.x

Pearce, D. W., & Turner, R. K. (1990). *Economics of natural resources and the environment*. Baltimore, USA: The Johns Hopkins University Press.

Thornthwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification climate. *Geographical Review*, 38(1), 55-94. DOI: 10.2307/210739

Wentz, E., & Gober, P. (2007). Determinants of small-area water for the city of Phoenix, Arizona. *Water Resources Management*, 21, 1849-1863. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s11269-006-9133-0

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

Artículos

Generación de índices de seguridad hídrica municipal con un enfoque probabilista

Generation of municipal water security indices by a probabilistic approach

Felipe Ignacio Arreguín-Cortés[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-6577-6497

José Manuel Rodríguez-Varela[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-5509-2876

Velitchko G. Tzatchkov[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-2081-8179

Petronilo Edilburgo Cortez-Mejía[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9173-7515

Óscar Jesús Llaguno-Guilberto[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-9239-8081

Edgar Yuri Mendoza-Cázares[6], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-2127-6068

Arizabeth Sainos-Candelario[7], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1458-2676

Juan Fco. Gómez-Martínez[8], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-6577-6497

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

David Ortega-Gaucín[9], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-5336-7442

José Raúl Saavedra-Horita[10]

[1]Consultor, México, farreguin2011@gmail.com

[2]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, manuel_rodriguez@tlaloc.imta.mx

[3]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, velitchk@tlaloc.imta.mx

[4]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, pcortes@tlaloc.imta.mx

[5]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, oscar_llaguno@tlaloc.imta.mx

[6]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, edgar_mendoza@tlaloc.imta.mx

[7]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, arizabeth_sainos@tlaloc.imta.mx

[8]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, juanfco@tlaloc.imta.mx

[9]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, dortega@tlaloc.imta.mx

[10]Consultor, México, horita_2005@yahoo.com.mx

Autor para correspondencia: Velitchko Gueorguiev-Tzatchkov, velitchk@tlaloc.imta.mx

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resumen

En el siglo XXI, el agua escasea en Latinoamérica y el Caribe por el aumento de la demanda, resultado de un crecimiento poblacional, incremento de la producción de alimentos y mayor consumo energético, vinculados con una variación temporal del clima. Los gobiernos deben establecer programas de seguridad hídrica, a través de la planeación de la gestión del recurso agua, como un cambio del paradigma. México no es la excepción, un país de fuertes contrastes meteorológicos, hidrográficos y sociales a lo largo de su territorio, que afectan de varias formas a los diferentes estratos de la población, similar a otros países en desarrollo. En este contexto, se proponen y cuantifican índices de peligro, vulnerabilidad social y riesgo mediante una metodología probabilística para el cálculo del índice de seguridad hídrica. El peligro se expresa por indicadores como acceso a los servicios básicos de agua, inundaciones, abatimiento del nivel freático y sequias. A su vez, la vulnerabilidad contempla proporción de médicos por cada 1 000 habitantes, tasa de mortalidad infantil, población derechohabiente, analfabetismo, condiciones de la vivienda, población económicamente activa, razón de dependencia, tasa de desempleo abierto y población de habla indígena. En el desarrollo de este estudio se demuestra que tanto el peligro como la vulnerabilidad a lo largo del territorio mexicano son muy heterogéneos. La metodología probabilística propuesta se apoyó en un sistema de información geográfica, lo que permitió obtener índices de seguridad hídrica para todos los municipios de México (2 456 municipios).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Palabras clave: seguridad hídrica a nivel municipal, peligro, vulnerabilidad, riesgo.

Abstract

Water is turning to be scarce in Latin America and the Caribbean, in the 21st century, caused by an increase in its demand due to population growth, increased food production and higher energy consumption, linked to a temporary climate variation. Governments must establish water security programs by planning the management of water resources, as a paradigm shift. Mexico is not the exception, a country of strong meteorological, hydrographic and social contrasts throughout its territory, which impact in different ways the population strata, similar to other developing countries. In this context, hazard, social vulnerability and risk indexes are proposed and quantified in this paper, through a probabilistic methodology for calculating water security. Hazard is expressed by basic water services shortage, floods, groundwater depletion, and drought indicators. In turn, the vulnerability considers educational level of the population, access to health services, infant mortality rate, illiteracy, housing conditions, unemployment and proportion of indigenous language population. In the development of this study it is shown that both hazard and vulnerability throughout the Mexican territory are very heterogeneous. The proposed probabilistic methodology was implemented in a Geographical Information System obtaining water security indexes for all municipalities in Mexico (2,456 municipalities).

Keywords: Water security, municipalities, probability, indices, risk, vulnerability.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recibido: 26/04/2019

Aceptado: 08/04/2020

Introducción

México ha tenido un crecimiento poblacional acelerado en los últimos años, que acarrea diferentes problemáticas, como proporcionar los diferentes tipos de servicios públicos: agua, gas, electricidad, entre otros, a los principales centros urbanos del país. Ante esto se necesita un manejo de los recursos naturales de manera sostenible, tratando de minimizar su impacto en el medio ambiente.

Actualmente existen diversos problemas en torno al agua: acuíferos sobreexplotados, contaminación y falta de saneamiento de cuerpos de agua, acceso desigual a los servicios básicos del agua y deterioro en la infraestructura hidráulica, entre otros. Por estas razones, la atención en la gestión de los recursos naturales y, en la particular, del agua, debe ser empleada de manera racional.

La vulnerabilidad social de las personas juega un papel importante en el manejo de los recursos, debido a que en el país los estratos sociales están muy marcados; por ejemplo, el Instituto Nacional de Estadística

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Geografía e Informática (INEGI, 2019) menciona que 43.6% del total de la población de México está en condiciones de pobreza, e identifica a 26.8 millones de personas con carencias sociales.

La mayor frecuencia y severidad de los eventos climáticos extremos (sequías e inundaciones) genera la necesidad de realizar una gestión proactiva de los recursos hídricos para enfrentar dichas amenazas (GWP, 2012).

La creciente demanda y escasez del agua que se vive hoy en día requiere plantear un objetivo estratégico que contemple la gestión de los recursos hídricos, por lo que recientemente se ha incorporado el concepto de seguridad hídrica, que ha sido tema de numerosas reuniones y acuerdos internacionales (ONU-AGUA, 2013). Sin embargo, su definición difiere entre los distintos autores de acuerdo con los problemas que se pretenden solventar.

Lo anterior conlleva a que la definición de seguridad hídrica debe conceptualizar de una manera real la problemática que se vive, esto permitirá el desarrollo de una definición más precisa.

Antecedentes

Existen diferentes definiciones de seguridad hídrica. En México, Martínez-Austria (2013) precisa el término como aquella condición que asegura el

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

abastecimiento sustentable de agua para todos los usos en condiciones de equidad y a precios asequibles, para promover la salud, el desarrollo económico, la producción de alimentos, energía y la conservación del medio ambiente. Autores como Mason y Roger (2012) agregan que este término debe manejar los riesgos asociados con el agua, incluyendo inundaciones, sequías y contaminación; (Norman, Bakker, Cook, Dunn y Allen (2010) adicionan una protección en cantidad suficiente a los ecosistemas.

La Organización de las Naciones Unidas (ONU-AGUA, 2013), así como la *Global Water Partnership* (GWP, 2016) añaden a lo anterior que se debe asegurar la protección en contra de la contaminación transmitida por el agua y los desastres relacionados con ella, en un clima de paz y estabilidad política.

En 2017 (IMTA, 2017) y 2018 (IMTA, 2018), el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) desarrolló el proyecto Índices de seguridad hídrica (ISH), en el que se definió, con base en información de diversas dependencias como el INEGI, el Centro Nacional de Prevención de Desastres (Cenapred) y la Comisión Nacional del Agua (Conagua), una metodología para determinar la seguridad hídrica por municipio en toda la república mexicana, con base en un análisis probabilístico de ocurrencia de algún fenómeno meteorológico, y a partir de la capacidad de la población para enfrentarlo; se representa mediante mapas de peligro, vulnerabilidad, riesgo y seguridad hídrica, como se indica a continuación.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Materiales y métodos

Entre las metodologías existentes para la medición del índice de seguridad hídrica se encuentra una aplicada a la región Asia-Pacífico (AWDO, 2013), que contabiliza el índice por medio de la satisfacción de los hogares (en saneamiento y agua potable); la capacidad de abastecimiento en la agricultura, minería, industria y energía, para obtener un beneficio productivo, además del apoyo de los servicios relacionados con el agua para la mejora de su calidad.

Mason y Roger (2012) proponen agrupar el índice en cinco rubros: 1) capacidad para tener acceso al recurso hídrico; 2) gestión de la variabilidad y riesgo; 3) satisfacción de las necesidades humanas; 4) atención de los requerimientos ambientales, y 5) gestión de la competencia y el conflicto relacionados con el aprovechamiento del recurso hídrico. Ait-Kadi y Linckaen (2016) plantean el indicador con base en tres dimensiones: sociales, ambientales y económicas

Gain, Giupponi y Wada (2016) propusieron un índice global de seguridad hídrica (IGSH) para el objetivo seis, de los 17 objetivos globales para Desarrollo Sostenible establecidos por la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2017).

En el presente trabajo se proponen índices de seguridad hídrica en el ámbito municipal, con un enfoque probabilista que tome en cuenta el peligro de fenómenos antrópicos y vulnerabilidad de la población.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cálculo del índice de peligro

El índice de peligro se cuantifica en términos de la probabilidad de que ocurra un fenómeno en un tiempo determinado, que sea potencialmente dañino para los bienes expuestos, o que se tengan problemas de acceso a los servicios de agua potable y saneamiento. El peligro se describe como las fuerzas, condiciones y tecnologías que conllevan un potencial daño social, infraestructural o ambiental, como un huracán, terremoto o avalancha (Oliver-Smith, & Hoffman, 2002). Para este estudio, el peligro se integró por cuatro indicadores que se describen a continuación.

Índice de falta de acceso a los servicios de agua y saneamiento I_{fasas}

Para calcular el índice de peligro, los parámetros que se consideraron son acceso a los servicios de agua potable y saneamiento, definido, a su vez, mediante el índice global de acceso a los servicios básicos de agua (IGASA), que permite evaluar el impacto de la cobertura, calidad y

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

eficiencia de los servicios de agua potable y saneamiento. Este índice es evaluado a partir de los siguientes indicadores: 1) acceso a los servicios de agua potable (IAAP), calculado con la información referente a cobertura urbana de agua potable (%), cobertura rural de agua potable (%) y agua desinfectada (%); 2) acceso a los servicios de saneamiento (IAS), que se compone de la cobertura urbana de alcantarillado (%), cobertura rural de alcantarillado (%), eficiencia de recolección del agua residual generada (%) y cobertura de tratamiento de aguas residuales municipales (%).

Para integrar toda la información, las variables se normalizaron con respecto a sus valores mínimos y máximos de acuerdo con la Ecuación 1:

$$Z_{ij} = \frac{X_{ij} - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \quad (1)$$

donde:

Z_{ij} = variable normalizada.

X_{ij} = variable asociada.

X_{min} = valor mínimo de los datos de la variable.

X_{max} = valor máximo de los datos de la variable.

i = 1 a *n*.

j = valor de la variable *i* para la unidad de análisis.

n = número de variables involucradas en el índice.

Tecnología y Ciencias del Agua

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por último, el índice de falta de acceso a los servicios de agua y saneamiento I_{fasas} se expresa en la Ecuación 2. El resultado se muestra en la Figura 1.

$$I_{fasas} = (1 - IGASA) \quad (2)$$

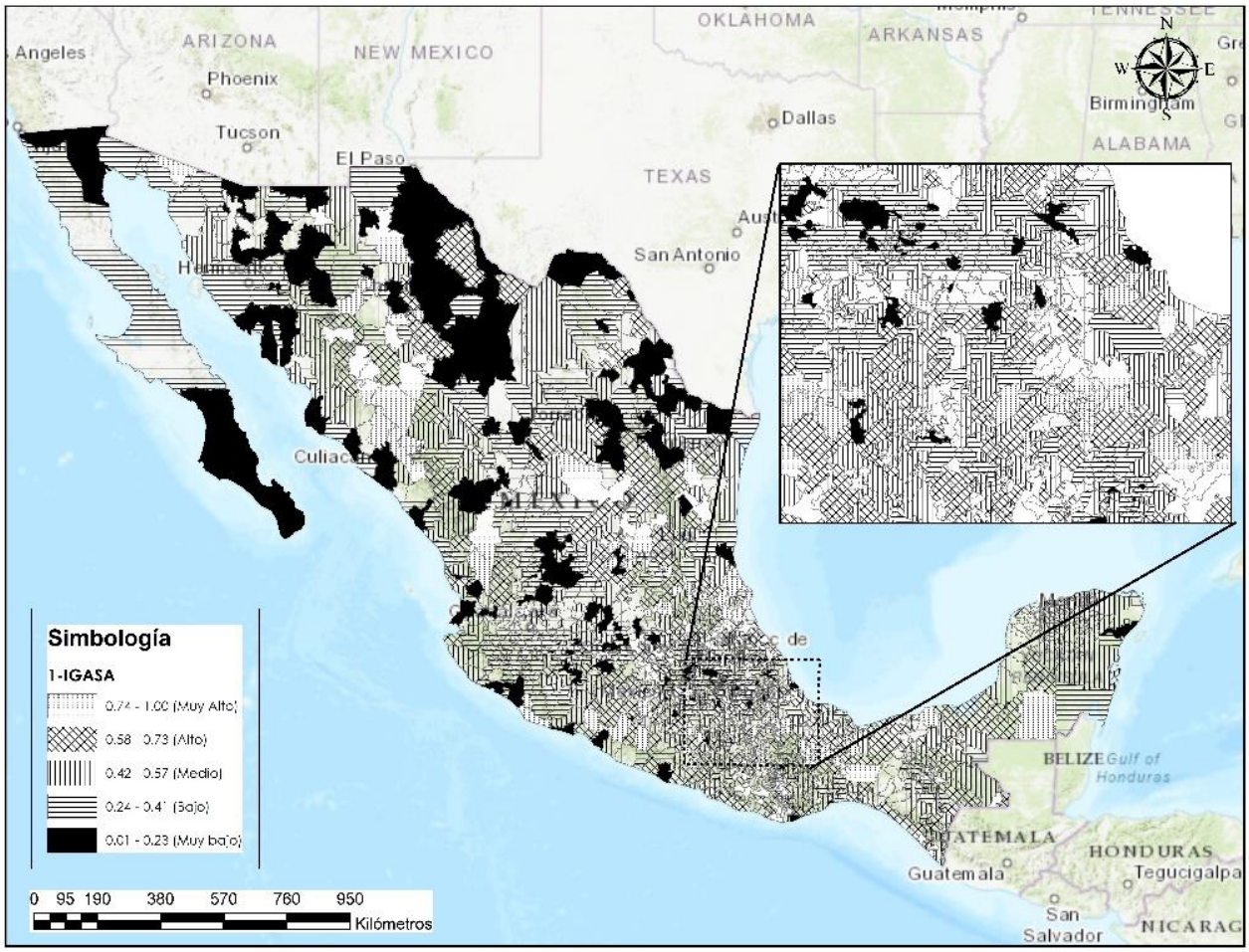


Figura 1. Mapa índice de falta de acceso a los servicios de agua y saneamiento por municipio I_{fasas}.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En la Figura 1 se identifican los municipios con mayores problemas de suministro y acceso a los servicios de agua potable y alcantarillado tanto de las zonas urbanas como rurales. Sobresale el estado de Oaxaca, con deficiencias en 83% de sus municipios, es decir, 476 municipios están en condiciones regulares, deficientes o muy deficientes. Por su extensión, Chihuahua tiene la mayor área en la zona "muy deficiente" de este indicador (1-IGASA), le siguen Oaxaca y Durango.

En la Tabla 1 se muestra el número de municipios que están en los diferentes rangos en que se dividió el indicador I_{fasas}. En resumen, se puede decir que 3.5% de la población tiene problemas de acceso a los servicios de agua potable, pues tales servicios y los de alcantarillado son muy deficientes; esta población se ubica en 250 municipios.

Tabla 1. Falta de acceso los servicios de agua potable y saneamiento I_{fasas}.

Rangos	Número de municipios	Porcentaje de municipio (%)	Población	Porcentaje de la población (%)	Extensión territorial (km²)	Porcentaje de extensión territorial (%)
De 0.74 a 1 (muy deficiente)	250	10.2	3 893 120	3.5	201 785.20	10.3
De 0.58 a 0.73 (deficiente)	496	20.2	8 836 691	7.9	336 915.99	17.2
De 0.42 a 0.57 (regular)	739	30.1	17 578 666	15.6	506 165.57	25.9

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De 0.24 a 0.41 (adecuado)	725	29.5	44 741 873	39.8	559 802.18	28.6
De 0.01 a 0.23 (muy adecuado)	246	10.0	37 286 188	33.2	351 570.26	18.0
Total	2 456	100.0	112 336 538	100.0	1 956 239.19	100.0

Índice de sequías (I_s)

En México, el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) es la dependencia oficial del gobierno encargada de proporcionar información meteorológica (estado del tiempo) y climatológica. Para ello utiliza las redes de observación, como estaciones meteorológicas automáticas, observatorios sinópticos, radares, estaciones de radio sondeo y estaciones receptoras de imágenes de satélite. Como parte de sus actividades de monitoreo, el SMN se encarga de detectar el estado actual y la evolución de la sequía (Conagua-SMN, 2018) mediante el monitor de sequía en México (MSM), que a su vez forma parte del monitor de sequía de América del Norte (NADM, por sus siglas en inglés). El MSM inició su operación en 2002, dentro de las actividades del NADM, pero no fue sino hasta el año 2014 que adquirió su carácter nacional, lo que le permitió emitir mapas de sequía en escala de tiempo diferente a la mensual, siempre basada en la metodología utilizada por el monitor de sequía de Estados Unidos (USDM,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

por sus siglas en inglés) y el NADM. A partir de febrero de 2014, la emisión del MSM fue quincenal.

Estos índices se despliegan en capas, a través de un sistema de información geográfica (SIG); mediante un consenso se determinan las regiones afectadas por sequía, de acuerdo con la escala de intensidades que es común en los tres países (EUA, México y Canadá), que va desde anormalmente seco (D0), sequía moderada (D1), sequía severa (D2) y sequía extrema (D3) hasta sequía excepcional (D4).

En este contexto, con base en los registros históricos del MSM, para cada categoría de sequía y en función de los datos municipales se desarrolló una metodología para elaborar el mapa nacional de peligro por sequía a escala municipal, el cual se describe a continuación de manera resumida. En IMTA (2017), y Ortega-Gaucin, De la Cruz, y Castellano (2018) se detalla ampliamente.

El peligro por sequía a escala municipal se determinó calculando la probabilidad de ocurrencia de sequía (frecuencia relativa), por medio de los registros del MSM, lo que implicó llevar a cabo las siguientes actividades:

- Obtención de los registros históricos de sequía por municipio, en función de su grado de severidad (D0 a D4) de la página oficial del MSM, y elaboración de una base de datos de Excel. Los datos de los registros históricos de sequía se obtuvieron al ingresar a la liga de la página web del MSM (Conagua-SMN, 2018).
- Análisis de la serie de tiempo de los grados de severidad (D0 a D4) del periodo del 31 de enero de 2003 al 31 de marzo de 2017; el total de meses fueron 171. Sin embargo, en dos de éstos no hubo registro de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ningún dato (31 de agosto de 2003 y 29 de febrero de 2004); por lo tanto, el total de meses analizados fue de 169.

- Obtención de las frecuencias absolutas correspondientes a cada tipo de severidad de sequía (D0 a D4) por municipio, tomando en cuenta aquellos con al menos el 40% de su territorio afectado por algún grado de sequía. Para el periodo del 28 de febrero de 2014 al 31 de marzo de 2017, los registros se encontraron de manera quincenal, pero dado que el análisis fue mensual, se eliminaron los registros de la primera quincena de este periodo. Para obtener las frecuencias absolutas se llevó a cabo un conteo de cuántos D0 a D4 hubo en los 169 meses registrados. Posteriormente, la base de datos se ordenó de acuerdo con los municipios.
- Cálculo de la probabilidad de sequía mediante la envolvente (D0 a D4) y expresión de la misma en porcentaje. La probabilidad de ocurrencia de un evento determinado, es decir, el nivel de certeza que se tiene de que ocurra un suceso es la razón entre el número de veces en que sucedió dicho evento y el número de repeticiones del experimento. A esta razón se le denomina frecuencia relativa.

Para calcular la frecuencia relativa se utilizó la Ecuación 3:

$$P(A) = \frac{A}{N} \qquad (3)$$

donde:

P: probabilidad de ocurrencia.

A: número de meses con sequía.

N: número total de registros en el periodo.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Los valores de la probabilidad oscilan en un rango cerrado de [0, 1]. Con el objetivo de clasificar estas probabilidades en percentiles con categorías de igual tamaño, tales valores se ajustaron a una distribución normal y el resultado se multiplicó por 100 para expresarlas en porcentaje. Dado que existen cinco categorías de clasificación de la probabilidad de la sequía, cada rango de percentil obedece al 20% (Figura 2).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

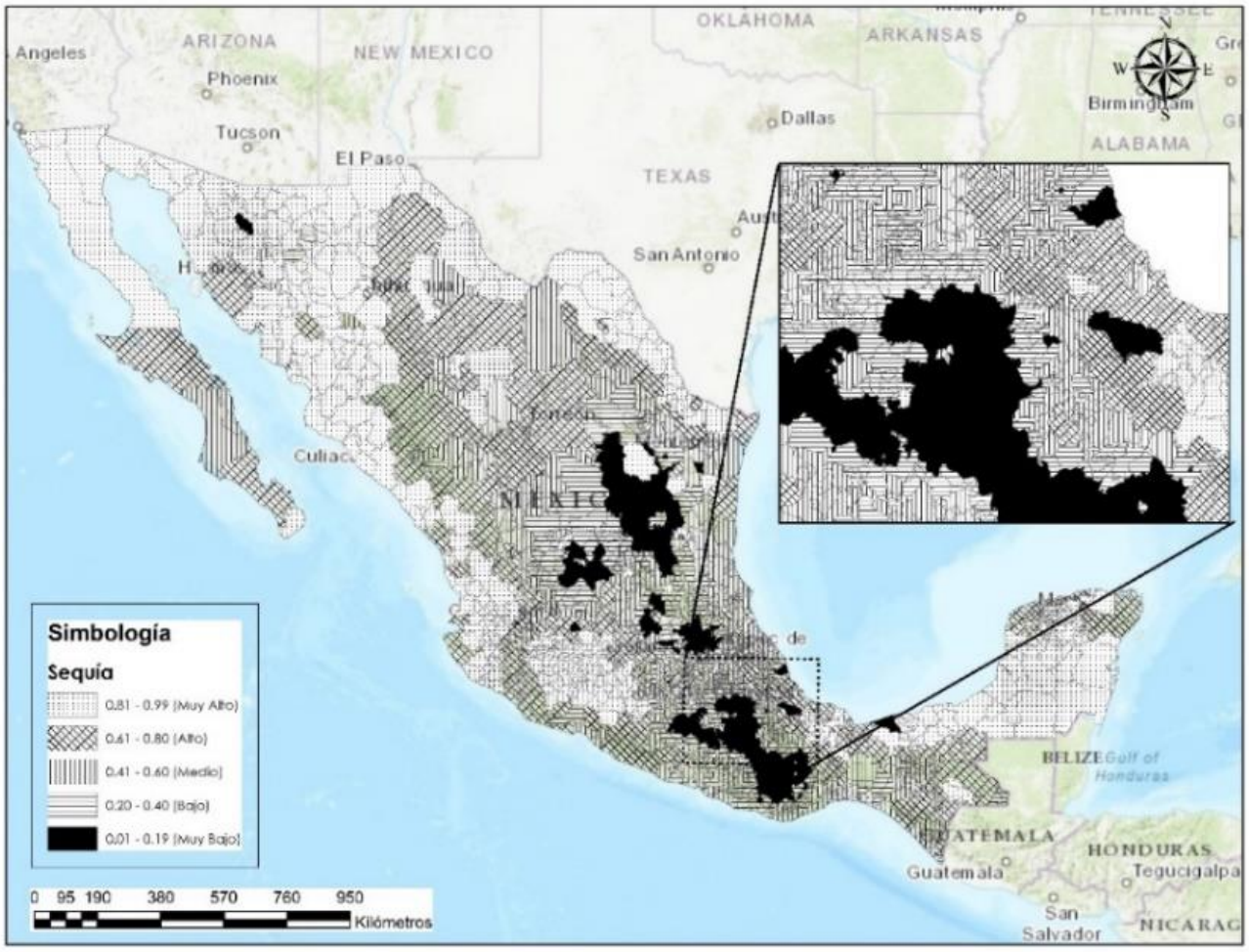


Figura 2. Mapa del índice de sequías por municipio en la república mexicana (I_s).

El estado que presenta mayor número de municipios con afectación es Michoacán, debido a que el 70% tiene una sequía muy alta; además de los estados del norte, como Baja California, Sonora, Coahuila, y del sureste los estados de Campeche, Quintana Roo y Yucatán. El estado con

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mayor número de municipios de sequía alta es Veracruz, con 71 municipios.

La entidad que tiene el mayor número de municipios en el rango medio, bajo y muy bajo es Oaxaca, con 116 municipios en nivel medio, 108 municipios en nivel bajo y 323 municipios en nivel muy bajo, es decir, el 96% del total de los municipios presenta algún grado de sequía.

La Tabla 2 expone una disgregación de rangos de sequía por número de municipios, población y superficie; destaca que 17.9% de los municipios en el que habita 22.3% de la población está en una zona con muy alta probabilidad de sequía.

Tabla 2. Rangos del índice de sequías (I_s).

Rangos	Número de municipios	Porcentaje de municipio (%)	Población	Porcentaje de la población (%)	Extensión territorial (km²)	Porcentaje de extensión territorial (%)
De 0.81 a 0.99 (muy alto)	440	17.9	25 052 980	22.3	767 127.31	39.2
De 0.61 a 0.80 (alto)	472	19.2	36 412 593	32.4	540 977.69	27.7
De 0.41 a 0.60 (medio)	587	23.9	27 382 986	24.4	325 414.05	16.6
De 0.20 a 0.40 (bajo)	460	18.7	15 959 801	14.2	197 958.23	10.1
De 0.01 a 0.19 (muy bajo)	497	20.2	7 528 178	6.7	124 761.92	6.4
Total	2 456	100.0	112 336 538	100.0	1 956 239.19	100.0

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Índice de abatimiento de aguas subterráneas (I_{aas})

El agua subterránea aún se trata como un recurso invisible e inagotable, cuando en realidad los sistemas acuíferos se han llevado a un uso intensivo nunca antes visto, lo que ocasiona problemas locales (hundimiento del terreno) y regionales (intercepción de flujos regionales, que afectan unidades acuíferas interconectadas, reducción en las salidas naturales de descarga), con afectaciones irreversibles (Custodio, 2000).

En México hace falta entender la dinámica del agua del subsuelo, mucho más lenta que la del agua superficial. El monitoreo de la variación del nivel freático y piezométrico en acuíferos es limitado en espacio (variación sistemática en los puntos de medición, ausencia de un arreglo espacial, de las redes de medición) y tiempo (variación en distintas épocas del año, falta de continuidad a largo tiempo). Desde la década de 1970 se han realizado esfuerzos por establecer redes de monitoreo en acuíferos libres, semiconfinados y confinados del país, pero persisten vacíos de datos en el monitoreo; así, la percepción remota es una tecnología que poco a poco se ha integrado en las hidrociencias, ofreciendo la ventaja de un monitoreo que abarca espacialmente zonas de difícil acceso, con riqueza en información sistemática y continua.

El proyecto *Gravity Recovery and Climate Experiment* (GRACE, por sus siglas en inglés) permite estimar los volúmenes de agua subterránea

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

a partir de las variaciones temporales del campo de gravedad. GRACE es un proyecto americano-alemán llevado a cabo por la Administración Nacional de la Aeronáutica y del Espacio Estadounidense (NASA, por sus siglas en inglés) y el Centro Aeroespacial Alemán (DLR, por sus siglas en alemán, de *Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt*), que consta de dos satélites gemelos que orbitan a 450 km de altura, separados 220 km entre ellos. La resolución espacial de la información es unos 200 000 km^2, aplicable en cuencas hidrológicas (Wahr, Zlotnicki, & Velicogna, 2004; Scalon, Longuevergne, & Long, 2012). GRACE genera información temporal del campo gravitacional con una periodicidad de 10 días a un mes. La información de la serie L2 de GRACE está disponible en http://www2.csr.utexas.edu/grace/RL06.html.

El geoide o la densidad de masa terrestre (Wahr, Zlotnick, & Valicogna, 1998) se representa en forma de series finitas de armónicos esféricos, con los cuales se calcula la variación total del almacenamiento de agua (VTAA), expresada en unidades de agua equivalente. El VTAA integra los cambios del almacenamiento del hielo-nieve (CAHN), agua superficial (CAAS), agua en suelo (CAS) y subsuelo (CASUB); este último se calcula con la Ecuación 4:

$$CASUB = VTAA - CAHN - CAAS - CAS \quad (4)$$

La novedad de GRACE es el registro de la variación temporal del campo gravitacional, traducido en VTAA en forma global.

El objetivo de utilizar los datos de GRACE y reducirlos para obtener CASUB radica en la obtención promedio del abatimiento-recuperación en

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la república mexicana, información que se utiliza como índice de agua subterránea en el cálculo de los índices municipales de seguridad hídrica.

Aplicando la metodología estándar de los datos GRACE, de la serie L2 se obtuvieron los registros mensuales de VTAA para el periodo de 2002 a 2015, y aplicando la Ecuación 4 se obtuvo el valor de CASUB. La información de las componentes CAHN, CAAS y CAS se procesó de las bases de datos de resolución de 1° terrestre, con periodo mensual, desde 2002 hasta 2015.

Cabe destacar que los cambios de masa donde se observa mayor variación corresponden a los ciclos estacionales invierno-verano y primavera-otoño, es decir, existe un fenómeno de transición estacional. En la época de invierno suceden los mayores abatimientos y en verano las recuperaciones, relacionadas con el efecto de la precipitación. Este fenómeno es típico de zonas áridas y semiáridas. En la época de primavera-otoño existe un proceso intermedio, donde se recupera o abate el valor total de almacenamiento de agua.

En forma general, puede identificarse que en el norte del país se mantiene un valor total del almacenamiento del agua entre estable y abatimiento. Al centro del país, dominado por los organismos de cuenca Lerma-Santiago Pacífico y Golfo Norte, Aguas del Valle de México, Balsas, Pacífico Sur, Golfo Centro y Frontera Sur están las mayores variaciones de masa de agua; en la península de Yucatán tiende a ser estable, debiendo tomarse esto último con reserva, pues los procesos locales son los dominantes y se ocultan al analizarse con los armónicos esféricos de órdenes y grados menores.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En valor promedio de la CASUB para el mes de julio de los años 2002 a 2015 muestra que la infiltración y la recarga se extienden hacia casi toda la zona costera del Golfo de México, incluyendo la península de Yucatán, y continúan hacia la porción central de la república mexicana hacia la cuenca del valle de México y la cabecera de la cuenca del río Pánuco. En las costas del océano Pacífico, durante el mes de julio se observa un valor de recarga e infiltración, principalmente para la zona media de la península de Baja California, hacia la zona del desierto de Vizcaíno.

En el mes de agosto prevalecen y se incrementan las condiciones existentes en julio, pero se extienden hacia las zonas de la cuenca del río Balsas, las cuencas costeras del Pacífico Norte, entre Hermosillo y Mazatlán, la cabecera de la cuenca del río Lerma y la porción oriental de cuencas centrales.

Octubre es semejante en la distribución a septiembre, pero se muestra más intenso hacia la porción central de la república mexicana, principalmente hacia las cabeceras de las cuencas del Valle de México, río Lerma, Pánuco, Balsas y costas de Veracruz (Xalapa), así como en la porción de la península de Yucatán y costas de Oaxaca.

Al terminar la temporada de lluvias se manifiestan, de igual manera, los efectos de almacenamiento de agua subterránea en noviembre, con una disminución o atenuación progresiva de dichas zonas para diciembre.

El almacenamiento de agua subterránea se calculó mes a mes, en el periodo 2002-2015; después se estimó el valor promedio mensual y anual. El resultado es el almacenamiento de agua subterránea promedio en un periodo de 13 años, por lo que el almacenamiento de agua

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

subterránea, en caso de ser positivo, se considera como recuperación, y en el caso de presentar valores negativos corresponde a abatimientos. Para obtener los valores de almacenamiento por municipio se llevó a cabo una interpolación con los resultados de la Figura 3 y la división municipal; después se aplicó la normalización.

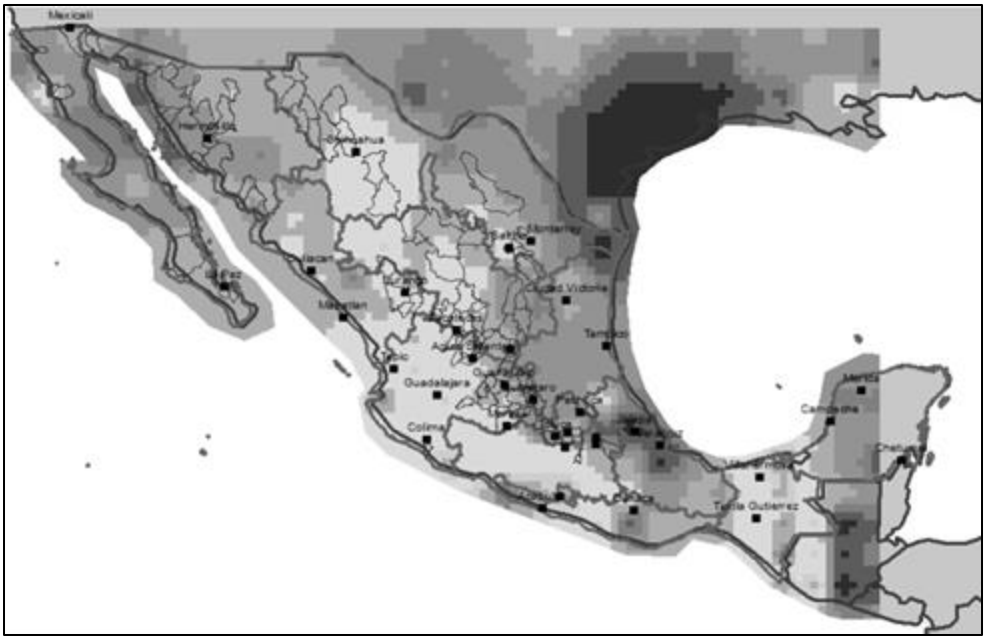


Figura 3. Valor promedio de CASUB (cambio de almacenamiento en el subsuelo) en la república mexicana, periodo 2002-2015.

El método de normalización aplicado a los valores de abatimiento/recuperación, para escala de 0 a 1 es el mín-máx, como se muestra en OECD (2008). La clasificación de datos para determinar la categorización correcta de los valores, de acuerdo con las rupturas o huecos que existen naturalmente entre éstos fue maximizando la varianza entre clases y minimizando la varianza dentro de las clases (Jenks, 1967)

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

con el programa *QGis*; los resultados gráficos en mapa de abatimientos se plasman en la Figura 4.

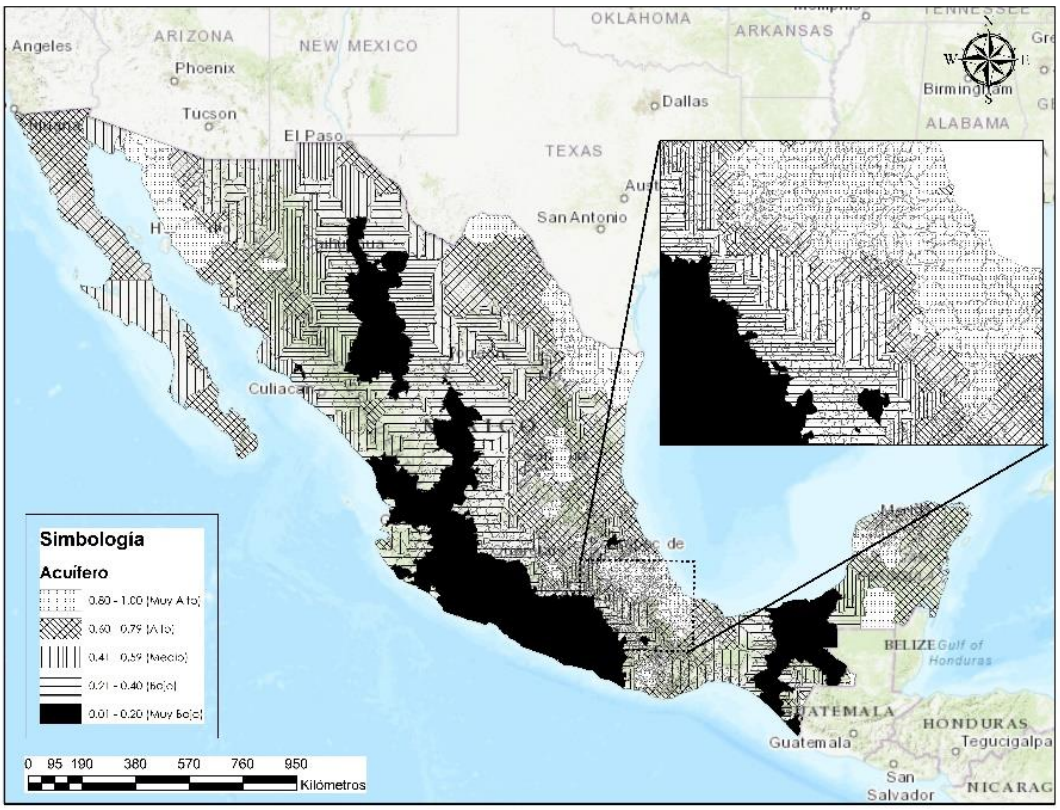


Figura 4. Mapa de índice por abatimiento de aguas subterráneas I_{aas}.

El estado de Jalisco presenta el mayor número de municipios con abatimiento muy alto de aguas subterráneas (85); representan el 68% del total de sus municipios. En un rango alto y medio de abatimiento está Oaxaca, con 115 municipios en cada caso, aunque también cuenta con 200 en una condición aceptable. El estado de Veracruz tiene 102 de sus municipios sin abatimientos (48%).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En México existen 519 municipios que presentan abatimientos muy altos (21%, con una población de 22 520 521 habitantes y un área de 369 377.33 km^2). Con abatimientos altos se tienen 431 municipios, en los que habitan 26 504 321 personas, en un área de 356 627.33 km^2. Aquellos en un rango medio de abatimiento son 397. Por último, 1 109, en los que habitan 39 300 516 personas tienen muy bajo abatimiento (45.15% del total de municipios) (ver Tabla 3).

Tabla 3. Disgregación de abatimiento de aguas subterráneas I_{aas} por municipios.

Rangos	Municipios	Porcentaje de municipio (%)	Población	Porcentaje de la población (%)	Área (km^2)	Porcentaje de extensión territorial (%)
De 0.80 a 0.99 (muy alto)	519	21.1	22 520 521	20.0	369 377.33	19
De 0.60 a 0.79 (alto)	431	17.5	26 504 321	23.6	356 627.33	18
De 0.41 a 0.59 (medio)	397	16.2	24 011 180	21.4	402 113.93	21
De 0.21 a 0.40 (bajo)	717	29.2	27 987 330	24.9	608 944.16	31
De 0.00 a 0.20 (muy bajo)	392	16.0	11 313 186	10.1	219 176.45	11
Total	2 456	100.0	112 336 538	100.0	1 956 239.19	100

Índice de inundaciones y fenómenos meteorológicos extremos (I_{ifme})

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El Sistema de Nacional de Información del Agua (Sina), de la Conagua publicó información municipal acerca de las declaratorias de emergencia emitidas de 2000 a 2016 por fenómenos hidrometeorológicos. En el país existen procedimientos de emisión de declaratorias ante tales fenómenos, en los que participa el Cenapred. La información extraída contiene datos de ciclones, lluvia, inundaciones, bajas temperaturas, nieve, granizada y tornados (Conagua-Sina, 2016).

A partir de información publicada del periodo indicado, se tomó el número total de declaratorias de emergencia por municipio, incluyendo ciclones, lluvias intensas, inundaciones, bajas temperaturas, fuertes vientos, nevada-helada y tornados. Este número se dividió entre los días de un año para obtener un valor anual de declaratorias por municipio. La información se normalizó a través de la función de distribución normal, donde se obtuvo la media μ y la varianza de la distribución σ^2 de la serie de valores anuales de declaratorias por municipio.

La clasificación de datos para determinar la mejor categorización de los valores con base en las rupturas o huecos que existen naturalmente entre los datos, se logra maximizando la varianza entre clases y minimizando la varianza dentro de las clases (Jenks, 1967) mediante el programa *QGis* de acuerdo con la Ecuación 5:

$$F(x) = \int_{-\infty}^{x} \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma}} dx \; para \; -\infty \leq x \leq \infty \qquad (5)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La Figura 5 presenta el mapa de peligro por fenómenos hidrometeorológicos. Se observa que el estado con mayor recurrencia (muy alto) de fenómenos meteorológicos extremos es Veracruz, con un 70% del total de sus municipios (149). Con nivel alto, medio, bajo y muy bajo se encuentra Oaxaca; 96% de total de sus municipios ha tenido estragos por algún evento meteorológico extremo.

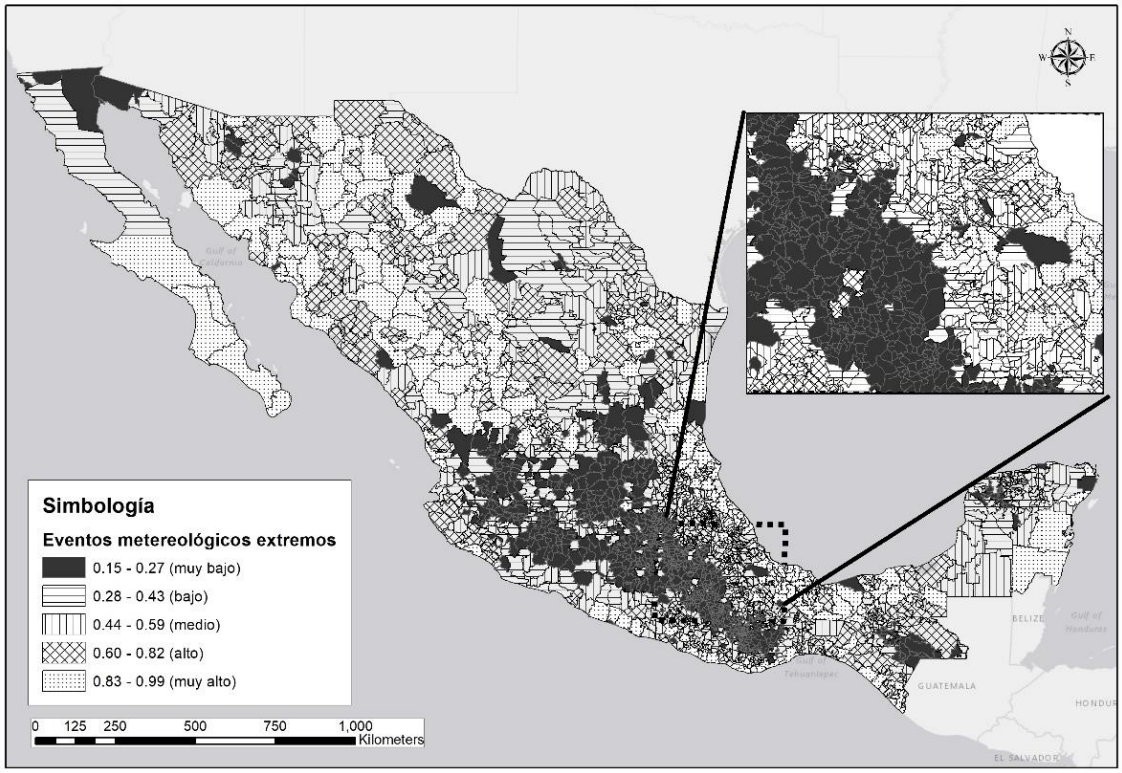


Figura 5. Mapa de índice de inundaciones y fenómenos meteorológicos extremos I_{ifme}.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La población afectada en el rango muy alto es de 22 676 963.00 personas, ubicadas en un área de 529 637.77 km^2, en 330 municipios afectados. En el rango alto están 359 municipios, con 14 637 033 habitantes, ubicados en 429 908.29 km^2. El rango bajo y muy bajo integra 1 426 municipios, con 64 642 429 habitantes y una frecuencia mínima de estos eventos (Tabla 4).

Tabla 4. Clasificación municipal de rangos de peligro de inundaciones y fenómenos meteorológicos extremos I_{ifme}.

Rangos	Municipios	Porcentaje de municipio (%)	Población	Porcentaje de la población (%)	Área (km^2)	Porcentaje de extensión territorial (%)
De 0.83 a 0.99 (muy alto)	330	13.4	22 676 963	20.2	529 637.77	27.1
De 0.60 a 0.82 (alto)	359	14.6	14 637 033	13.0	429 908.29	22.0
De 0.44 a 0.59 (medio)	341	13.9	10 380 113	9.2	277 972.60	14.2
De 0.28 a 0.43 (bajo)	454	18.5	21 381 351	19.0	381 352.91	19.5
De 0.15 a 0.27 (muy bajo)	972	39.6	43 261 078	38.5	337 367.63	17.2
Total	2 456	100.0	112 336 538	100.0	1 956 239.19	100.0

Índice de peligro (I_P)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para integrar todos estos parámetros en un índice, se normalizaron con valores que van de 0 a 1; así, el índice de peligro I_p se calcula con la Ecuación 6. El mapa de índice de peligro resultante de la integración de estos cuatro parámetros se presenta en la Figura 6.

$$I_P = I_{fasas} + I_s + I_{aas} + I_{ifme} \quad (6)$$

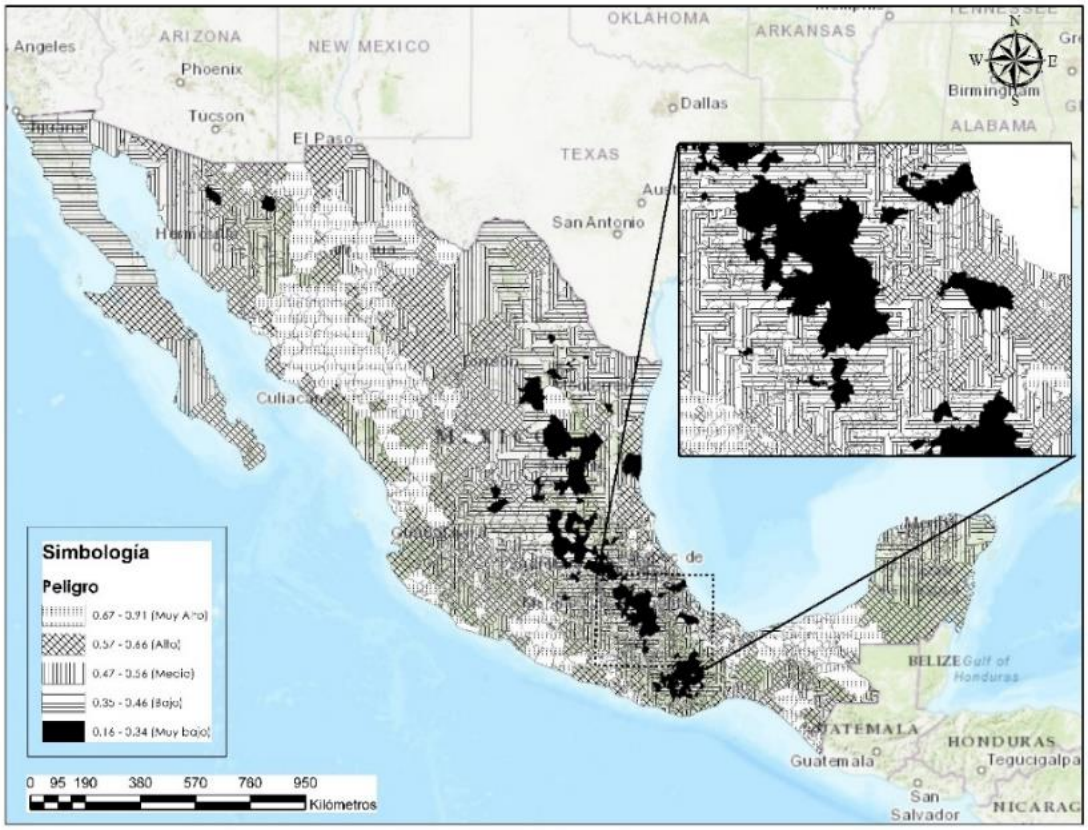


Figura 6. Índice de peligro municipal I_P.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Índice de vulnerabilidad social (I_{vs})

El Centro Nacional de Prevención de Desastres (Cenapred) define la vulnerabilidad social como: "el conjunto de características sociales y económicas de la población que limita la capacidad de desarrollo de la sociedad; en conjunto con la capacidad de prevención y respuesta de la misma frente a un fenómeno y la percepción local del riesgo de la población" (Cenapred-AR, 2014).

Para el cálculo del índice de vulnerabilidad social se eligieron indicadores que identifican las principales características de la población, su capacidad de organización y elementos indispensables para la atención de una emergencia. De la información disponible en el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), obtenida del censo del año 2010 y con base en la metodología propuesta por Cenapred, se calculan indicadores como:

- Grado promedio de escolaridad (*GPES*).
- Proporción de médicos por cada 1 000 habitantes (*PM*).
- Tasa de mortalidad infantil (*TMI*).
- Población no derechohabiente (*PND*).
- Analfabetismo (*A*).
- Viviendas sin servicio de agua potable (*TVNDAE*).
- Viviendas sin servicio de drenaje (*TVND*).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

- Viviendas sin servicios de electricidad (*TVNDE*).
- Viviendas con piso de tierra (*TVPH*).
- Población económicamente activa (*PEA*).
- Razón de dependencia (*RD*).
- Tasa de desempleo abierto (*TDA*).
- Población de habla indígena (*PI*).

El índice de vulnerabilidad social (I_{vs}) por cada municipio, una vez normalizados los datos, se calcula con la Ecuación 7:

$$I_{Vs} = \frac{\sum_{i=1}^{n} v_i}{n} \quad (7)$$

donde:

I_{VS}: índice de vulnerabilidad municipal.

v_i: valor de cada uno de los indicadores de socioeconómicos de la vulnerabilidad social: *GPES*, *PM*, *TMI*, *PND*, *A*, *TVNDAE*, *TVND*, *TVNDE*, *TVPH*, *PEA*, *RD*, *TDA*, *PI*.

n: número de indicadores.

De la Ecuación 7 se clasificaron los resultados por municipio para generar un mapa de índice de vulnerabilidad social.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Índice de riesgo e índice de seguridad hídrica

La Figura 7 indica la metodología para calcular los mapas de índice de riesgo (I_R) e índice de seguridad hídrica (I_{SH}), donde es necesario tener los mapas de índice de peligro (I_P) e índice de vulnerabilidad social (I_{vs}).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

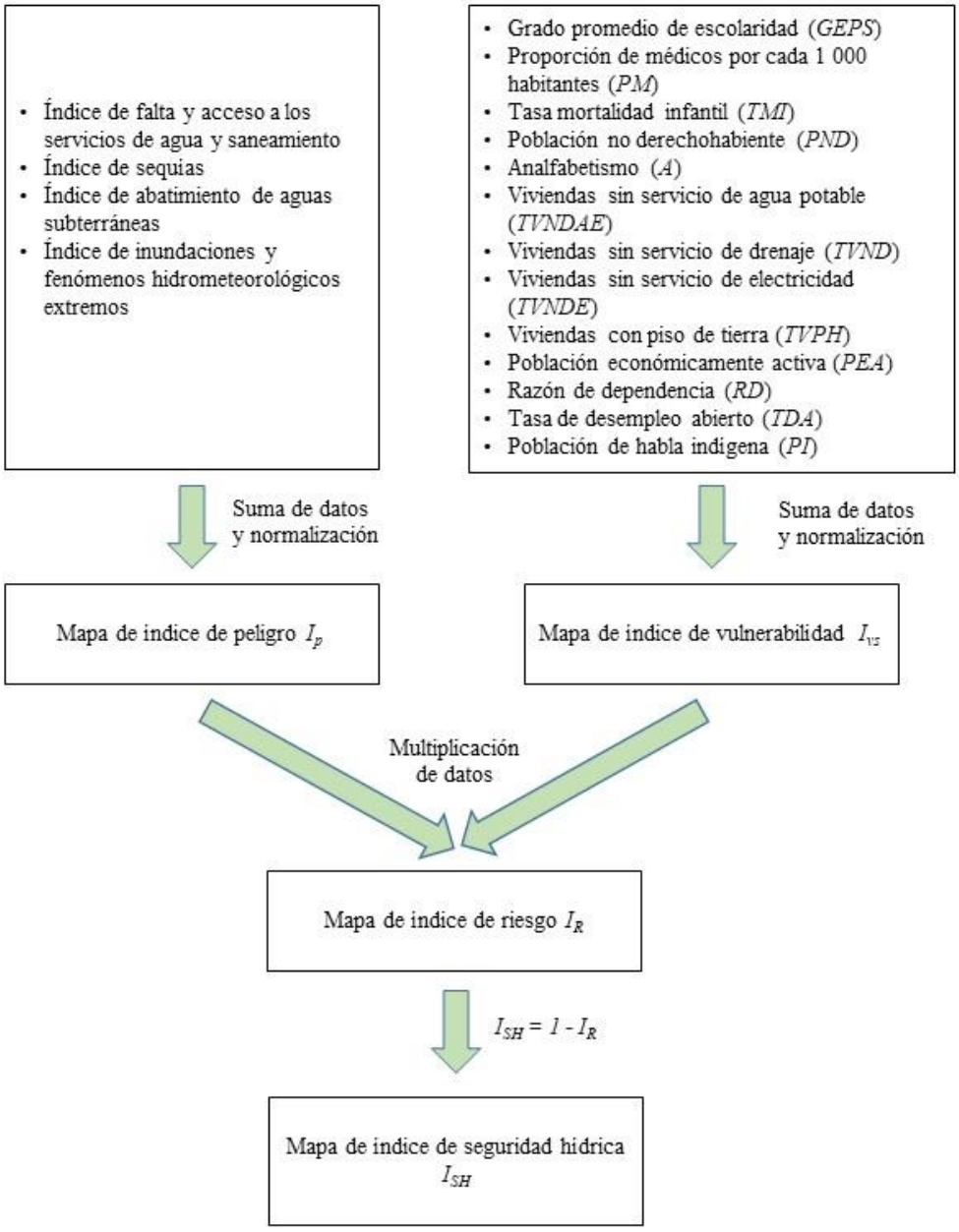


Figura 7. Esquema de la metodología probabilística propuesta de seguridad hídrica.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El riesgo se define como la contingencia o la proximidad al daño, y puede entenderse como la posibilidad de tener pérdidas significativas o resultados adversos. Una definición alternativa es la probabilidad de que ocurra un evento determinado (llamado peligro), teniendo en cuenta las características y circunstancias de una ciudad que la hacen susceptible a los efectos que sufriría en términos de salud humana, medio ambiente y actividades económicas (vulnerabilidad).

Un nivel idéntico de peligro afecta a los diferentes estratos de la población del país de diferentes maneras, en especial los municipios; por lo tanto, para definir el índice de riesgo para cada municipio se retoma la metodología propuesta por Liu, Tan, Fang y Lok (2012), y por la *Federal Emergency Management Agency* (FEMA) de EUA, la cual propone un enfoque que integra tres parámetros: peligro (I_P), vulnerabilidad (I_{vs}) e impacto (I_{im}), es decir, el número de personas que estarían afectadas por la presencia de un evento de peligro, de acuerdo con la Ecuación 8:

$$I_R = I_P \times I_{vs} \times I_{im} \quad (8)$$

Para realizar la categorización de cada mapa de peligro y vulnerabilidad se utilizó el *software QGIS*, que incorpora el algoritmo de Jenks, que trata de encontrar, mediante un proceso iterativo, agrupaciones naturales de los datos para crear clases que minimizan la variabilidad dentro del grupo y maximizan la variabilidad entre grupos, en un intento de crear clases más homogéneas (Jenks, 1967).

La seguridad hídrica está estrechamente relacionada con el concepto de riesgo, éste mide el daño que los procesos biofísicos y

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sociales pueden ocasionar a la población y los ecosistemas. La seguridad hídrica muestra la capacidad de una sociedad para satisfacer sus necesidades básicas de agua; la conservación y el uso sustentable de los ecosistemas acuáticos y terrestres; y la capacidad para producir alimentos sin atentar contra la calidad y cantidad de los recursos hídricos disponibles, los mecanismos y regulaciones sociales para reducir y manejar los conflictos o disputas por el agua.

Para establecer el índice de seguridad hídrica es necesario tomar en cuenta que el índice de riesgo es el complemento a uno del índice de seguridad hídrica (Ecuación 9):

$$I_{SH} = 1 - I_R \qquad (9)$$

donde:

I_{SH}: índice de seguridad.

I_R: índice de riesgo.

Resultados

Índice de peligro (I_P) en el ámbito municipal

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Se generó el índice para todos los municipios del país a partir de los indicadores de peligro obtenidos. Los resultados se agruparon mediante el método de rupturas generales y se presentan en la Figura 6.

El estado con mayor número de municipios en un nivel muy alto de peligro es Chihuahua, con 36 municipios; en el nivel alto está el estado de Veracruz con 73 municipios; en Oaxaca son 101 municipios en nivel medio, 201 en nivel bajo y 188 en nivel muy bajo.

En todo el país, en nivel muy alto de peligro están 205 municipios, que corresponden a una población de 9 426 917 habitantes, en una superficie de 408 686.10 km^2; en el nivel alto se ubican 482 municipios, con una población de 20 609 368 habitantes, en un área de 592 809.62 km^2. El nivel medio de peligro se integra por 644 municipios, que representan 26.2% del total, más del 23.2% del total de la población, en un área de 592 809.62 km^2. En el nivel bajo de peligro está el 28% (688), que no presenta problemas mayores, con una población del 38%. Por último, el nivel muy bajo está integrado por 437 municipios (Tabla 5).

Tabla 5. Disgregación municipal de índice de peligro I_P.

Rangos	Municipios	Porcentaje de municipio (%)	Población	Porcentaje de la población (%)	Área (km^2)	Porcentaje de extensión territorial (%)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De 0.67 a 0.91 (muy alto)	205	8.3	9 426 917	8.4	408 686.10	20.9
De 0.57 a 0.66 (alto)	482	19.6	20 609 368	18.3	592 809.62	30.3
De 0.47 a 0.56 (medio)	644	26.2	26 138 848	23.3	489 255.19	25.0
De 0.35 a 0.46 (bajo)	688	28.0	42 582 808	37.9	371 680.30	19.0
De 0.16 a 0.34 (muy bajo)	437	17.8	13 578 597	12.1	93 807.99	4.8
Total	2 456	100.0	112 336 538	100.0	1 956 239.19	100.0

Índice de vulnerabilidad social (I_{vs}) en el ámbito municipal

La Figura 8 ilustra los resultados obtenidos del índice vulnerabilidad social en cada uno de los municipios de México. El agrupamiento de los datos se realizó con el método de rupturas naturales (Jenks, 1967).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

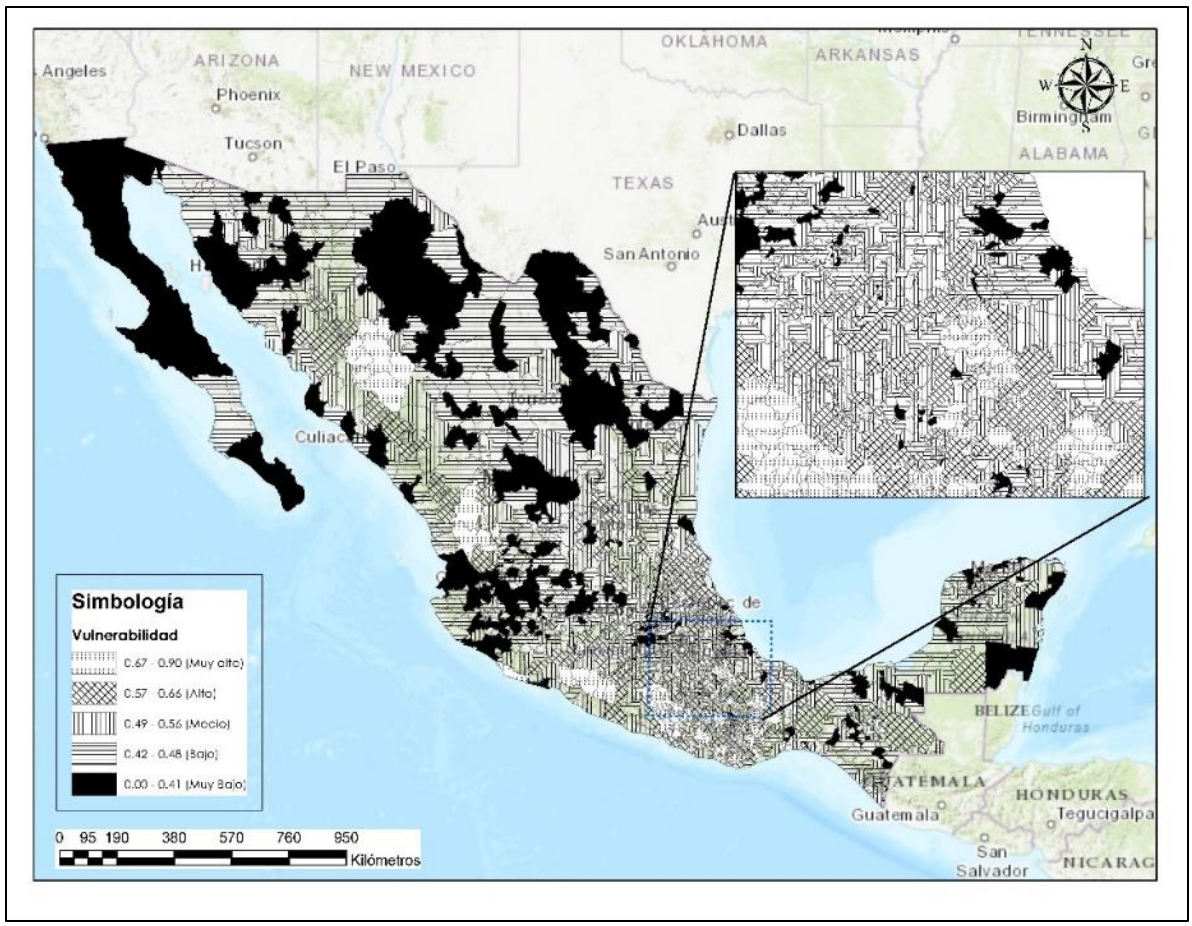


Figura 6. Índice de vulnerabilidad social I_{vs} en la república mexicana.

El estado de Oaxaca presenta muy alta vulnerabilidad en 131 municipios, alta en 209 municipios, y media en 72 municipios, es decir, 81% de total de municipios del estado de Oaxaca tiene vulnerabilidad de media a muy alta.

En el rango de muy alta vulnerabilidad están 220 municipios en el país (Tabla 6), con 2 790 219 habitantes, en un área de 106 979.01 km^2. En vulnerabilidad alta se encuentran 483 municipios, con 7 389 613 habitantes, en un área de 221 442.24 km^2; y en el nivel medio de

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

vulnerabilidad están 585 municipios, con una población de 14 543 384 habitantes.

Tabla 6. Vulnerabilidad social I_{vs} en la república mexicana.

Rangos	Municipios	Porcentaje de municipio (%)	Población	Porcentaje de la población (%)	Área (km²)	Porcentaje de extensión territorial (%)
De 0.67 a 0.90 (muy alta)	220	8.2	2 722 595	2.4	101 432.09	5.2
De 0.57 a 0.66 (alta)	483	18.0	7 210 518	6.4	209 960.34	10.7
De 0.49 a 0.56 (media)	585	21.9	14 190 910	12.6	377 004.06	19.3
De 0.42 a 0.48 (baja)	694	25.9	31 856 037	28.4	610 561.71	31.2
De 0.00 a 0.41 (muy baja)	474	17.7	53 633 884	47.7	555 848.91	28.4
De 0.67 a 0.90 (muy alta)	220	8.2	2 722 595	2.4	101 432.09	5.2
Total	2 676	100.0	112 336 538	100.0	1 956 239.19	100.0

Nivel bajo de vulnerabilidad existe en 694 municipios, que presentan una adaptabilidad a un agente perturbador; en este rango se calcula una población de 32 647 278 habitantes, en un área de 643 950.92 km^2. El nivel muy bajo lo integran 474 municipios, que corresponden al 48.9 % del total de la población (Figura 8).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Índice de riesgo (I_R)

En la Figura 7 se presentan los valores obtenidos de índice de riesgo para los municipios de México. La entidad con mayor número de municipios con índice de riesgo muy alto es Guerrero, con 23. En el país, 75 municipios, con una población total de 1 914 785 habitantes y un área de 121 860.86 km^2 presentan riesgo muy alto. Por otro lado, 255 municipios en los que se tiene una población de 6 408 858 habitantes tienen nivel alto de riesgo. Para el nivel bajo y muy bajo se contabilizan 1 625 municipios, con el 79% de la población, los cuales no presentan mayores problemas sobre este índice (Tabla 7).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

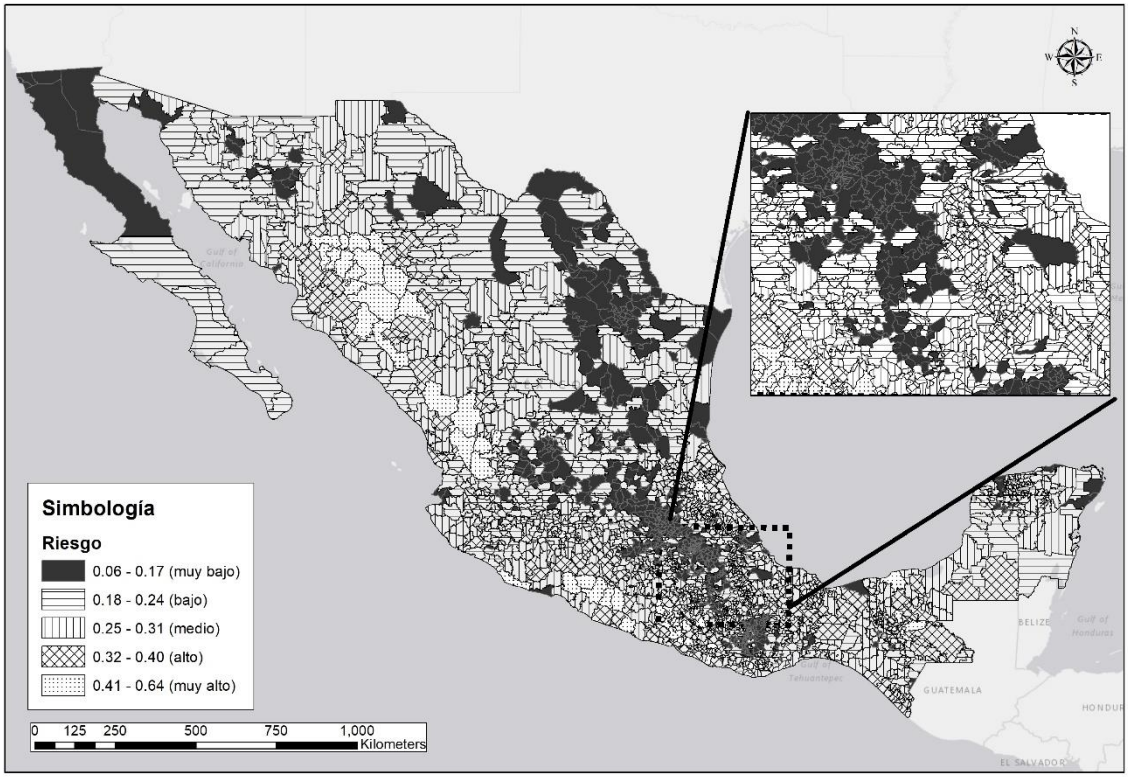


Figura 7. Índice de riesgo I_R a nivel municipal.

Tabla 7. Niveles de riesgo I_R por rangos.

Rangos	Municipios	Porcentaje de municipio (%)	Población	Porcentaje de la población (%)	Área (km²)	Porcentaje de extensión territorial (%)
De 0.41 a 0.64 (muy alto)	75	3.1	1 914 785	1.7	121 860.86	6.2
De 0.32 a 0.40 (alto)	255	10.4	6 408 858	5.7	214 231.76	11.0

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De 0.25 a 0.31 (medio)	501	20.4	15 149 331	13.5	474 045.76	24.2
De 0.18 a 0.24 (bajo)	888	36.2	33 873 496	30.2	760 732.04	38.9
De 0.06 a 0.17 (muy bajo)	737	30.0	54 990 068	49.0	385 368.78	19.7
Total	2 456	100.0	112 336 538	100.0	1 956 239.19	100.0

Índice de seguridad hídrica municipal I_{SH}

La Figura 8 indica los resultados gráficos de seguridad hídrica obtenidos por municipio, con valores que varían entre 0.35 y 0.94, agrupados mediante el método de rupturas naturales (Tabla 8).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

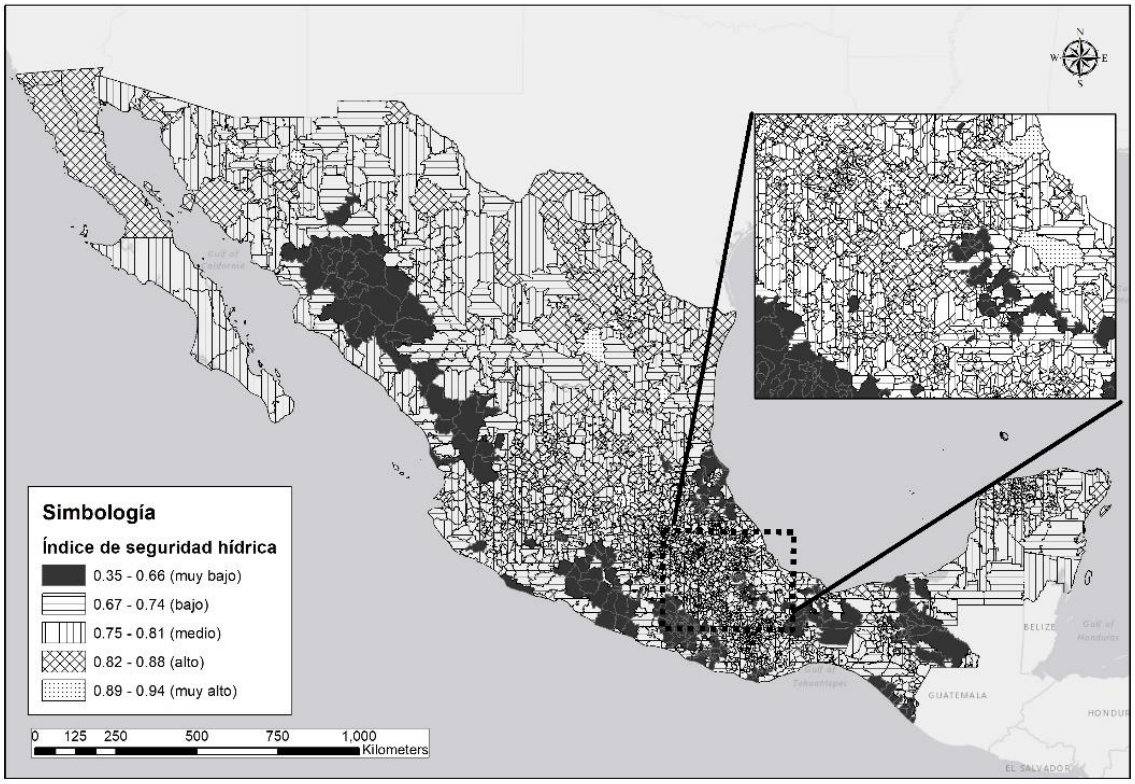


Figura 8. Índice de seguridad hídrica I_{SH} municipal.

Tabla 8. Disgregación del índice de seguridad hídrica I_{SH} en el ámbito municipal.

Rangos	Municipios	Porcentaje de municipio (%)	Población	Porcentaje de la población (%)	Área (km²)	Porcentaje de extensión territorial (%)
De 0.35 a 0.66 (muy baja)	240	9.8	6 762 542	6.0	294 943.51	15.1

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De 0.67 a 0.74 (baja)	488	19.9	14 113 314	12.6	335 495.10	17.2
De 0.75 a 0.81 (medio)	847	34.5	29 396 290	26.2	824 099.84	42.1
De 0.82 a 0.88 (alto)	723	29.4	62 020 698	55.2	469 056.75	24.0
De 0.89 a 0.94 (muy alto)	158	6.4	43 694	0.0	32 644.00	1.7
Total	2 456	100.0	112 336 538	100.0	1 956 239.19	100.0

El estado con mayores problemas de seguridad hídrica por número de municipios es Oaxaca, donde hay 63 municipios con nivel muy bajo de seguridad, 119 con nivel bajo, 163 con nivel medio, 177 con nivel alto, y 48 con nivel muy alto.

Por extensión territorial de los municipios, el estado de Chihuahua encabeza la lista de mayor inseguridad hídrica, seguido de Durango y Guerrero. Por otro lado, los estados que resultan con mayor seguridad según la metodología propuesta son Coahuila (5 562.31 km^2), Querétaro (3 439.49 km^2) y Veracruz (3 055.46 km^2).

En el nivel muy bajo de seguridad están 240 municipios (Tabla 8) del norte y sureste del país, con cerca de 6.373 millones de habitantes; en el nivel bajo, 488 municipios, con 13.301 millones de habitantes; en nivel alto de seguridad están 723 municipios, que comprenden el 55% de la población del país, y en un nivel muy alto 158, con sólo 41 179 habitantes.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Discusión

La seguridad hídrica es transversal a todos los aspectos del desarrollo económico. Las personas asignan significado al concepto de seguridad hídrica dependiendo de la escala y el contexto particular en el que se aplica. La seguridad hídrica nunca podrá ser alcanzada totalmente, porque las condiciones físicas y económicas están en constante cambio, lo que requiere adaptación continua. No existe una solución única para aumentar la seguridad hídrica. Las soluciones deben adaptarse a las condiciones locales en cada país, cuenca, ciudad, proyecto o área de gestión. La seguridad hídrica y la gestión integrada de recursos hídricos (GIRH) son simbióticas. Por otra parte, la gestión adaptativa, inmersa en los procesos de la GIRH, ayuda a mejorar la seguridad hídrica del ámbito nacional al local. La seguridad hídrica debe ser vista como la meta de la GIRH. No se puede gestionar lo que no se puede medir y, por tanto, la medición de la seguridad hídrica es fundamental para aumentarla.

La tarea de alcanzar mayor seguridad hídrica supone responder no sólo a los riesgos que se observan en la actualidad, sino en forma muy importante dar respuestas adecuadas a los nuevos desafíos que presenta el sector. Los principales retos a vencer para alcanzar la seguridad hídrica se manifiestan en la escasez de agua, la contaminación de los cuerpos de agua, los efectos adversos de los fenómenos hidrometeorológicos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

extremos (inundaciones y sequías), los crecientes conflictos por el agua, y el deterioro ambiental de cuencas y acuíferos. Los factores principales que inducen o incrementan estos riesgos para la seguridad hídrica son los procesos demográficos; la creciente demanda de alimentos tanto por crecimiento demográfico como por cambios en la dieta; la demanda de agua para producción de energía; los efectos del cambio climático, y la deficiente gestión del agua.

La principal limitante para la construcción de un indicador apegado a la realidad en México —que además refleje claramente la situación del país— es la falta de información. Dicho rubro incluye la falta de medición, seguimiento y procesamiento de datos; información asimétrica a diferentes niveles de agregación (estatal y municipal), y el manejo discrecional de la información existente. Por otro lado, una complicación a la hora de realizar la integración de la información es determinar el grado de beneficio que aporta a la seguridad hídrica debido a la complejidad del problema.

Con respecto a los componentes que se analizaron para generar el indicador de seguridad hídrica, se puede concluir que van implícitos dentro de los indicadores considerados, y que inciden de forma transversal. Se recomienda incorporar en el futuro información relativa a los presupuestos autorizados y efectivamente erogados en los municipios relativos al control de inundaciones, sequías, tratamiento de agua, mejora de servicios de agua potable, etcétera; acciones que inciden directamente en el fortalecimiento de la seguridad hídrica del país.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conclusiones

El concepto de seguridad hídrica es variado según el contexto y la escala en que se maneje. No se espera alcanzar una totalidad de seguridad hídrica debido a los cambios constantes en todos los aspectos de la sociedad, pero es importante llevar a cabo acciones que ayuden a reducir el riesgo.

Los contrastes hidrológicos, meteorológicos y sociales a los que está expuesto el país hacen necesaria una sectorización espacial para analizar la seguridad hídrica; se ha considerado que una sectorización municipal permite la precisión adecuada para las variables que se han tomado en cuenta.

En este trabajo se propone una metodología para la generación de índices de seguridad bajo un enfoque probabilista en el ámbito municipal, compuesto por datos de los años 2010 a 2015, principalmente de Conagua para el peligro y del INEGI para la vulnerabilidad. El índice de peligro se compone de cuatro variables: inundaciones, sequías, falta de acceso a los servicios básicos de agua y abatimiento del nivel freático. En cuestión de vulnerabilidad, se toman en cuenta 13 indicadores; el riesgo se obtiene del producto de la vulnerabilidad y el riesgo. Por último, restando a uno el resultado anterior se genera el índice municipal.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 287-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-07

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De los 2 456 municipios de México, 240 (9.77%) muestran un índice de seguridad hídrica muy riesgoso y 488 riesgoso (19.87%), lo cual indica que casi 30% de los municipios de México tiene altas posibilidades de que se presenten fenómenos hidrometeorológicos extremos y tener pérdidas significativas y tener pérdidas significativas tanto de seres humanos como materiales.

Asimismo, por extensión territorial de los municipios, según el índice de seguridad hídrica, el estado de Chihuahua encabeza la lista de mayor inseguridad hídrica, seguido de Durango y Guerrero. Por otro lado, los estados que resultan con mayor seguridad según la metodología propuesta son Coahuila, Querétaro y Veracruz.

Existen parámetros que permiten calcular índices de seguridad hídrica en el nivel global (Gain, Giupponi, & Wada, 2016); sin embargo, el índice propuesto en este trabajo toma en cuenta los indicadores que ya se miden en el país por instituciones gubernamentales, lo que facilita su aplicación en México. Sin embargo, no se descarta que una comparación entre estos índices podría aportar de una manera considerable al tema.

Referencias

Ait-Kadi, M., & Linckaen, A. W. (2016). *Aumentar la seguridad hídrica. un imperativo para el desarrollo.* Recuperado de www.gwptoolbox.org.

AWDO, Asian Water Development Outlook. (2013). *Asian water development outlook. Measuring water security in Asia and the Pacific.* Manila, Philippines: Asian Development Bank.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cenapred-AR. (2014). *Evaluación de la vulnerabilidad física y social. Guía básica para la elaboración del Atlas Nacional de Riesgos.* Recuperado de http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/57.pdf

Conagua-SMN, Comisión Nacional del Agua, Sistema Meteorológico Nacional. (2018). *Servicio Meteorológico Nacional SMN. Obtenido del Monitor de Sequía de México (SMN)*. Recuperado de https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-en-mexico

Conagua-Sina, Comisión Nacional del Agua, Sistema Nacional de Información del Agua. (2016). *Declaratorias por fenómenos hidrometeorológicos (nacional)*. Recuperado de http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=declaratoriasFenomenos&ver=mapa

Custodio, E. (2000). *The complex concept of overexploited aquifer.* Madrid, España: Fundación Marcelino Botín.

Gain, A. K., Giupponi, C., & Wada, Y. (2016). Measuring global water security towards sustainable development. *Environmental Research Letters*, 11(12). DOI: 10.1088/1748-9326/11/12/124015

GWP, Global Water Partnership. (2012). *La seguridad hídrica para el crecimiento y la sostenibilidad. Río + 20.* Recuperado de www.gwptoolbox.org

GWP, Global Water Partnership. (2016). *Aumentar la seguridad hídrica, un impertivo para el desarrollo.* Global Water Partnership, Recuperado de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/publications/perspective-papers/perspectives-paper_water-security_spanish.pdf

IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2017). *Índices de seguridad hídrica (ISH), clave HC1711.1.* Jiutepec, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Mexicanano de Tecnología del Agua.

IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2018). *Índices de Seguridad Hídrica (ISH).* Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2019). *Medición de la pobreza.* Recuperado de https://www.coneval.org.mx/Medicion/Paginas/PobrezaInicio.aspx

Jenks, G. F. (1967). The data model concept in statistical mapping. *International Yearbook of Cartography*, 7, 186-190.

Liu, C., Tan, C. K., Fang, Y. S., & Lok, T. S. (2012). The security risk assessement methodology. *Procedia Engineering*, 43, 600-609.

Martínez-Austria, P. F. (2013). Los retos de la seguridad hídrica. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(5), 165-180.

Mason, N., & Roger, (2012). *Water security: From abstract concept to meaningful metrics. An initial overview of options.* London, UK: Overseas Development Institute.

Norman, E., Bakker, K., Cook, C., Dunn, G., & Allen, D. (2010). *La sécurité hydrique: guide d´introduction, Élaboration d´un cadre stratégique en matiere de sécurité hydrique au Canada comme outil d´amélioration de la gouvernance de l´eau des bassans versants (2008-2012).* Recuperado de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

http://watergovernance.sites.olt.ubc.ca/files/2010/05/Water-Security-Primer-FRENCH.pdf

OECD, Organization for Economic Cooperation and Development. (2008). *Handbook on construction composite indicators-methology and user guide.* Ispra, Italy: Organization for Economic Cooperation and Development.

Oliver-Smith, A., & Hoffman, S. M. (2002). *Introduction: Why antropologists should study disasters in catastrophe and culture: The anthropology of disaster*. Recuperado de http://faculty.washington.edu/stevehar/O-S&H.pdf

ONU, Organización de las Naciones Unidas-Agua. (2013). *Water security and the global water agenda. A un-water analytical brief.* Recuperado de https://collections.unu.edu/eserv/UNU:2651/Water-Security-and-the-Global-Water-Agenda.pdf

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2017). *Objetivos del Desarrollo Sustentable*. Recuperado de http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/water-and-sanitation/

Ortega-Gaucin, De la Cruz, B. J., & Castellano, B. H. (2018). *Peligro, vulnerabilidad y riesgo por sequía en el contexto del cambio climático en México.* Recuperado de https://www.imta.gob.mx/biblioteca/libros_html/ccambio-climatico/agua-cambio-climatico.pdf

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Scalon, B., Longuevergne, L., & Long, D. (2012). Ground referencing GRACE satellite estimates of groundwater storage changes in the California Central Valley, USA. *Water Resources Research*, 48(4), Recuperado de https://doi.org/10.1029/2011WR011312

Wahr, J., Zlotnick, V., & Velicogna, I. (1998). Time variability of the Earth´s gravity field: Hidrological and oceanic effects and their possible detection using GRACE. Journal of Geophysical Research: Solid Earth, 103(B12), Recuperado de https://doi.org/10.1029/98JB02844.

Wahr, J., Swenson, S., Zlotnicki, V., & Velicogna, I. (2004). Time variable gravity from GRACE: First results. *Geophysical Research Letters*, 31, L11501. Recuperado de https://doi.org/10.1029/2004GL019779

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

Artículos

Prediciendo la dosis de sulfato de aluminio en el tratamiento de aguas

Predicting the aluminum sulfate dosage in water treatment

Ana María Morales[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0103-1277

Gustavo Ramírez-Caballero[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9665-4022

Martha Barajas-Meneses[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-6954-9526

[1]Grupo de Investigación en Polímeros, Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia, mariaana91_@hotmail.com

[2]Grupo de Investigación en Polímeros, Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia, gusramca@uis.edu.co

[3]Grupo de Investigación en Polímeros, Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia, marthabm@uis.edu.co

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Autora para correspondencia: Martha Barajas-Meneses, marthabm@uis.edu.co

Resumen

El presente estudio muestra las estrategias usadas para mejorar el proceso de clarificación en la planta de agua desmineralizada en la planta GENSA S. A. E. S. P., de Termopaipa, localizada en Boyacá, Colombia. Se emplearon datos experimentales obtenidos a partir de la prueba de jarras para construir un modelo basado en redes neuronales. Las variables independientes fueron pH, turbiedad, conductividad eléctrica y color del agua cruda, junto con la dosis de polímero floculante. La variable de salida del modelo fue la dosis del coagulante. Se escogió el modelo de una red neuronal de tres capas, el cual fue validado para encontrar 10 neuronas en la capa oculta. La herramienta para entrenar la red neuronal fue optimización no lineal. El cálculo de *chi* cuadrada utilizado para la evaluación del modelo demostró ser eficiente en un 90% de nivel de confianza.

Palabras clave: coagulación, correlación, tratamiento de agua, redes neuronales.

Abstract

The present study shows the strategies used to improve the treatment of clarification of demineralized water in GENSA S. A. E. S. P., Planta Termopaipa, located in Boyacá, Colombia. Experimental data obtained from jar tests were used to build a model based on neuronal nets. The independent variables were pH, turbidity, electrical conductivity, and color

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

of the raw water along with flocculent dosage. The output variable was the Aluminum Sulfate dosage. A three-layer neural network was chosen as a prediction approach. The model was validated to find ten neurons in the hidden layer. Nonlinear optimization was the tool used to train the neural network. The chi- square value was used to test the model and showed that the model is efficient at 90% confidence level.

Keywords: Coagulation, correlation, cross-validation, neural net, water treatment.

Recibido: 15/06/2019

Aceptado: 10/04/2020

Introducción

El tratamiento del agua para sistemas de enfriamiento y calderas es fundamental para cualquier planta termoeléctrica e incluye el tratamiento convencional y de desionización. El tratamiento convencional del agua se compone de las etapas de coagulación, floculación, sedimentación y filtración, que conducen a la mayor remoción de turbiedad. El proceso coagulación-floculación es un pretratamiento fisicoquímico que requiere de sustancias químicas, las cuales permiten que las partículas se

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

aglomeren. El tratamiento de desionización conlleva la reducción de iones disueltos y se realiza a través de materiales con capacidad de intercambio iónico (Bhatnagar & Minocha, 2006) y materiales con capacidad de adsorción (Machado-Infante, Ramírez-Caballero, & Barajas-Meneses, 2016). Con el fin de disminuir los costos en el tratamiento del agua, una de las estrategias es la optimización de las cantidades de los materiales requeridos, así que uno de los primeros pasos será la optimización de la dosis de coagulante en el tratamiento convencional.

La prueba de jarras es reconocida en la industria como una herramienta valiosa para simular y optimizar el proceso de coagulación, floculación y sedimentación, lo que permite hacer experimentos, evitando manipular la planta de tratamiento directamente. Un modelo matemático empleando los datos experimentales obtenidos a través de prueba de jarras puede implementarse para predecir la eficiencia de coagulantes en el tratamiento convencional. La utilización de un modelo evita efectuar experimentos adicionales de prueba de jarras que consumen tiempo y materiales. Uno de los modelos más comunes son las redes neuronales artificiales, los cuales son nodos que, como las neuronas del cerebro, están conectadas entre sí y reciben, procesan y transmiten señales provenientes de estímulos externos. Las redes neuronales, como el cerebro, aprenden de la experiencia para cumplir funciones cognitivas como la predicción. Las variables predichas por las redes neuronales son resultado de funciones no lineales de las variables externas. Por ejemplo, los datos de porcentaje de remoción de turbiedad obtenidos con la semilla de mango, la cual se usó como coagulante durante la prueba de jarras, se aplicaron en un modelo basado en una red neuronal de tres capas. El modelo empleó como variables de entrada turbiedad, pH, tiempo de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

sedimentación, dosis de semilla de mango y tiempo de contacto. Los valores de coeficientes de determinación R^2 muestran cercanía entre los valores predichos por el modelo y los valores experimentales (Olusola, Olurotimi, Adekilekun, & Adetayo, 2019). En otro caso se utilizaron modelos de redes neuronales para predecir la turbiedad removida y se usaron como variables de entrada turbiedad, alcalinidad, dureza, pH, temperatura del agua cruda, dosis de alumbre, dosis de permanganato y dosis de dióxido de cloro. Las redes neuronales incluyeron aquellas de perceptrón de multicapa donde los pesos se inicializaron por algoritmos genéticos y también por recocido simulado; del mismo modo, mostraron ser capaces de predecir la turbiedad removida con altos coeficientes de correlación (Kennedy, Gandomi, & Miller, 2015).

En general, los modelos basados en redes neuronales son ampliamente usados para cuantificar los efectos de algunos adsorbentes para el tratamiento de aguas. Por ejemplo, una red de tres capas permitió predecir el porcentaje de remoción de microcontaminantes cuando un composite basado en quitosano magnético y biocarbón se emplea como adsorbente en un sistema similar al de la prueba de jarras. Los valores de entrada al modelo fueron la concentración de microcontaminantes y el pH. Los coeficientes de determinación R^2 para evaluar la eficacia de la predicción de la red neuronal indicaron una buena proximidad entre los valores predichos por el modelo y los valores experimentales correspondientes al porcentaje de remoción de microcontaminantes (Mojiri, Kazeroon, & Gholami, 2019). En otro estudio se utilizó biomasa crecida del *Bacillus thuringiensis strain* W3 para adsorber As (III). La eficiencia de adsorción se modeló en una red neuronal de tres capas. La primera, capa de variables de entrada; la segunda, una capa oculta, y la

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

tercera, la variable de salida. Las variables de entrada consistieron en la concentración de As (III), dosis del bioadsorbente, temperatura, pH y tiempo. Los coeficientes de determinación R^2 mostraron una efectiva simulación para predecir la adsorción de los iones de arsénico (Altowayti, Algaifi, Bakar, & Shahir, 2019).

Termopaipa, Gensa S.A. E.S.P. es una de las termoeléctricas más grandes en Colombia, con capacidad de producción de 328 MW. De agosto a diciembre de 2014 se llevaron a cabo una serie de experimentos de pruebas de jarras para determinar las dosis óptimas de sulfato de aluminio como coagulante para reducir la turbiedad del agua cruda al mínimo posible. Con el objetivo de poder ejecutar predicciones de la dosis óptima y así evitar experimentos adicionales con la prueba de jarras, se implementó una red unidireccional. Se utilizaron los coeficientes de correlación de Pearson para estudiar la relación entre variables. Del mismo modo, se empleó la optimización no lineal como herramienta para entrenar la red neuronal, usando *Microsoft Excel Solver*. La validación cruzada se hizo para obtener la mejor arquitectura de la red neuronal. La eficiencia de la red neuronal se demostró a través de los coeficientes de *chi* cuadrada.

Materiales y métodos

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Prueba de jarras y parámetros de calidad del agua

El agua usada para la prueba de jarras se obtuvo del mismo lago que alimenta la planta termoeléctrica. El coagulante elegido fue el sulfato de aluminio y el polímero floculante la poliacrilamida aniónica. El mezclado rápido de la coagulación se llevó a cabo a 100 rpm y reducido a 40 rpm para el mezclado lento de la floculación.

El pH, la turbiedad, la conductividad eléctrica y el color se midieron en el agua que alimenta la planta en unidades de pH, unidades nefelométricas de turbiedad (UNT), conductividad eléctrica (microsiemens/cm, µS/cm) y unidades de platino cobalto (UPC), respectivamente. El equipo utilizado para la prueba de jarras fue de seis jarras con agitadores mecánicos de paleta, de marca Phipps & Bird. El pH se midió con un equipo WTW ProfiLine pH 3110; la turbiedad, con un nefelómetro WTW TurB 430 IR; la conductividad eléctrica, con un conductímetro Cond 3210; finalmente, el color se midió con un espectrofotómetro HACH DR 5000. Para el entrenamiento de la red neuronal se usó un total de 27 datos experimentales; cuatro de ellos (obtenidos durante la prueba jarras) se emplearon para evaluar el modelo.

Asociación e independencia de las variables

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Los coeficientes de correlación son útiles para detección extrema de colinearidad entre pares de variables, lo que conduciría a problemas como cambios grandes en la respuesta del modelo, cuando ocurren pequeños ajustes en las variables predictoras, haciendo que el modelo sea inestable. Los resultados interpretativos pueden ser erróneos si la colinearidad está presente en el modelo. Si éste es el caso, medidas como sólo seleccionar una, del par de variables altamente correlacionadas, permiten evitar tal clase de problemas (Mason & Perreault, 1991).

Algunos autores recomiendan 0.9, otros 0.7, y otros aconsejan 0.5 como valores máximos de correlación para establecer cuando dos variables se correlacionan. La simplicidad de este método para inspeccionar la colinearidad en los datos experimentales para la construcción de modelos multivariables lo hace muy conveniente (Jayaweera & Azis, 2018; Michael, Trinogga, y Cebrian-Piqueras, 2019):

$$R_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_i-\bar{x})(y_i-\bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(x_i-\bar{x})^2\sum_{i=1}^{n}(y_i-\bar{y})^2}} \quad (1)$$

Arquitectura de la red neuronal y validación

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La arquitectura de la red neuronal usada en este estudio es un perceptrón de multicapa y corresponde a la clase de red neuronal unidireccional, donde la información fluye desde la primera capa hasta la última sin permitir ciclos de retroalimentación.

Un ejemplo de red neuronal se representa en la Figura 1. La primera capa es una neurona pasiva; consiste en *D* neuronas debido a la dimensionalidad *D* de los datos experimentales. La segunda capa corresponde a la capa oculta que reciben los datos, los multiplica por el primer set de pesos, los combina de manera lineal y por último los alimenta a una función sigmoidea. La tercera capa representa la de salida, recibe la información de la segunda capa, los combina linealmente y alimenta una segunda función sigmoidea. Para este estudio se utilizó validación cruzada, a fin de calcular un número óptimo de neuronas en la capa oculta.

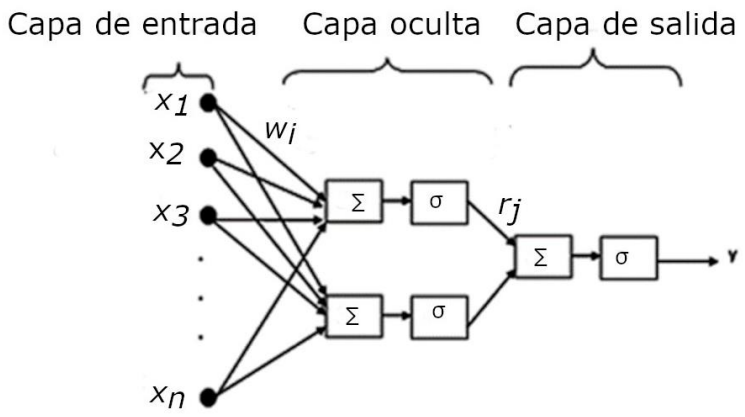


Figura 1. Ejemplo de una red neuronal que corresponde a un perceptrón multilineal de tres capas, con *D* neuronas en la capa de entrada, dos neuronas en la capa oculta y una neurona en la capa de salida.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La variable de salida para la red neuronal se representa así:

$$y = \sigma_2 \left[\sum_{j=1}^{H} \left(r_j \sigma_1 \left(\sum_{i=1}^{D} w_i x_i \right) \right) \right] \quad (2)$$

Donde *H* es el número de neuronas en la capa oculta; *D*, la dimensionalidad de los datos experimentales que alimentan el modelo; w_i, el primer set de pesos sinápticos; r_j, el segundo set de pesos sinápticos y el valor predicho; σ_1, la primera función sigmoidea, y σ_2 es la segunda.

El entrenamiento de la red neuronal consiste en encontrar los pesos sinápticos a través de todo el espacio que minimiza el error entre los valores predichos por el modelo y los valores de la variable de salida de los datos experimentales. La búsqueda de tales pesos sinápticos óptimos empieza con valores iniciales y se van ajustando, agregando un valor de Δw_i:

$$w_{1+i} = \mathrm{w_i} + \Delta w_i \quad (3)$$

$$\Delta w_i = \gamma \mu_k \quad (4)$$

Donde γ es la tasa de aprendizaje y μk es la dirección de la búsqueda.

Para este estudio se utilizó el algoritmo de gradiente reducido generalizado, dado por *Solver Excel*, que consiste en la proyección del

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

gradiente original en la región descrita por los pesos sinápticos. La dirección en que el gradiente reducido se desvanece permite encontrar la dirección de búsqueda del punto óptimo:

$$\mu_k = -g_R \tag{5}$$

Donde g_R es el gradiente reducido generalizado (Rao, 2009).

Para validar el modelo y lograr un uso eficiente del número de datos experimentales, principalmente cuando éste no es tan alto, se utiliza la validación cruzada. En este tipo de validación, los datos para la evaluación del modelo se toman de los mismos datos experimentales de entrenamiento. Así, se pueden desarrollar varios modelos donde los datos se turnan entre los datos de entrenamiento y de evaluación para cada modelo; entonces, en lugar de desarrollar un solo modelo existen varios de un solo tipo, en los que también es posible evaluar su eficacia de predicción a través del error cuadrado predictivo (ECP).

En este trabajo, uno de los 27 datos experimentales para el entrenamiento de la red neuronal se excluyó, para emplearse en la evaluación del modelo, que resulta del entrenamiento con los otros 26 datos. Cada vez que se excluya un dato experimental diferente de los 27 que hay, es posible crear un modelo distinto; por lo tanto, se pueden desarrollar 27 modelos, cada uno con un dato de evaluación diferente. A cada modelo se le puede evaluar el ECP usando el dato excluido para la evaluación del modelo:

$$ECP = (Y_{(-i)} - y_{(-i)})^2 \tag{6}$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ECP consiste en la diferencia al cuadrado del dato experimental *Y(-i)*, del dato excluido para la evaluación con respecto al *y(-i)*, que es predicho por el modelo. En el caso estudiado, los tipos de modelos corresponden a redes neuronales con diferentes arquitecturas. Por tanto, se construyen 27 modelos para cada red neuronal de diferente arquitectura con 2, 4, 6, 8, 10 y 12 neuronas en la capa oculta, para un total de 162 modelos. Para cada arquitectura o tipo de modelo es posible identificar el error de validación cruzada (EVC) de la siguiente forma:

$$EVC = \frac{\sum_i^{27} ECP}{k} \quad (7)$$

La arquitectura que tenga un menor valor de EVC será considerada la más óptima (Anders & Korn, 1999; Hadzima-Nyarko, Nyarko, & Ademovic, 2019).

Evaluación del modelo

Para la evaluación del modelo, el valor de *chi* cuadrada se calculó de esta manera:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\chi^2 = \sum_i^N \frac{(y_i - Y_i)^2}{y_i} \quad (8)$$

Donde Y_i es cada valor observado experimentalmente; y_i corresponde a cada valor predicho, y N es el número de total de datos experimentales usados en la evaluación del modelo. La comparación de este valor con un valor crítico dado por la distribución de *chi* cuadrada a cierto nivel de confianza, por lo general 95 o 90% para N-1 grados de libertad, rechaza o acepta la hipótesis nula de que y_i y Y_i no presentan diferencias significativas. Si el valor de *chi* cuadrada es menor que el valor crítico, entonces es posible aceptar la hipótesis nula, y concluir que no hay diferencias significativas entre los valores predichos y los experimentales. Por el contrario, si el valor *chi* cuadrada es mayor que el valor crítico, se puede rechazar la hipótesis nula y concluir que Y_i y y_i presentan diferencias significativas y por lo tanto el modelo no sería confiable. También se calcularon los residuales entre los datos experimentales y los datos predichos para los datos de entrenamiento.

Resultados

Prueba de jarras y parámetros de calidad del agua

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La coagulación utilizando sulfato de aluminio ayudó a mejorar la calidad del agua. Datos de los parámetros calidad del agua antes y después de algunas de algunas de la prueba de jarras realizadas se muestran en la Tabla 1. Se observa cómo después de agregar el sulfato de aluminio y lograr la sedimentación, el pH, color y turbiedad del agua tratada disminuye, mientras que el tratamiento conlleva a un aumento de la conductividad eléctrica.

Tabla 1. Datos de la calidad del agua antes y después del tratamiento de coagulación durante la prueba de jarras.

pH		**Conductividad eléctrica (µS/cm)**		**Color (UPC)**		**Turbiedad (UNT)**	
Agua cruda	**Jarras**	**Agua cruda**	**Jarras**	**Agua cruda**	**Jarras**	**Agua cruda**	**Jarras**
6.8	5.3	137.6	148.6	117	11	8.8	0.8
6.8	5.7	127	138	271	12	33	0.6
6.8	5.2	130.8	142	289	10	30.3	1
6.9	5.0	133	146	227	12	23	0.67
6.7	5.3	135	149	244	10	27	0.8
7.0	5.8	118	127	238	8	20	0.45
7.0	6.0	119	129	266	8	22	0.38
7.0	5.9	120	135	235	10	23	0.41
7.1	6.0	120	133	260	10	25	0.44

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Asociación entre variables

Los coeficientes de correlación de Pearson obtenidos entre pares de variables se exponen a través de la matriz de correlación en la Tabla 2. La asociación entre la dosis del coagulante con variables como pH, conductividad eléctrica, color, turbiedad del agua cruda y dosis del polímero se indica por los valores de correlación de 0.757, 0.615, 0.712, 0.743 y 0.404, respectivamente. Este tipo de coeficientes de correlación no son muy altos, así que se puede considerar que no hay colinealidad entre variables y, por lo tanto, la dimensión de los datos experimentales se conserva. En conclusión, la dosis de coagulante se determina por pH, turbiedad, conductividad eléctrica y color del agua cruda, así como por la dosis de polímero floculante. Estas observaciones apuntan a que se puede encontrar un modelo que prediga la dosis del coagulante a partir de pH, conductividad eléctrica, turbiedad, color del agua cruda y dosis del floculante, y que todas estas variables son independientes con respecto a la dosis de coagulante. Dichos valores de correlación garantizan que la red neuronal converge en un conjunto de pesos sinápticos óptimos.

Tabla 2. Matriz de correlación para los datos experimentales.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Parámetro	pH	Conductividad eléctrica (µS/cm)	Color (UPC)	Turbiedad (UNT)	Dosis del polímero (ppm)	Dosis del coagulante (ppm)
pH	0.979	0.639	0.697	0.754	0.373	0.757
Conductividad eléctrica	0.639	0.971	0.833	0.804	0.781	0.615
Color	0.697	0.833	0.972	0.928	0.660	0.712
Turbiedad	0.754	0.804	0.928	0.973	0.580	0.743
Dosis del polímero	0.373	0.781	0.044	0.580	0.984	0.404
Dosis del coagulante	0.757	0.615	0.712	0.743	0.404	0.979

Validación del modelo

Se utilizó un típico perceptrón de tres capas. La primera capa correspondió a la entrada, donde se introdujeron los 27 datos experimentales del entrenamiento en forma de vectores. Todos los valores fueron escalados entre 0 y 1, sustrayendo el valor más bajo, y dividiéndolos por la diferencia entre máximo y mínimo. El valor máximo tuvo un valor de 1; el valor medio, 0.5; el valor mínimo, 0, como se observa en la Tabla 3.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 3. Valores mínimos, máximos y medio de los rangos para las variables independientes y la variable dependiente.

	pH	Turbiedad (UNT)	Color (UPC)	Conductividad eléctrica (µS/cm)	Dosis de floculante (ppm)	Dosis de coagulante (ppm)
Valor mínimo	6.7	7	117	118.5	0	35
Valor máximo	7.3	33.1	289	202	0.7	59
Valor medio	7	20.05	203	160.25	0.35	47

Puesto que cada dato experimental escalado en forma de vector tiene cinco dimensiones correspondientes a pH, conductividad eléctrica, turbiedad, color y dosis del floculante, la capa de entrada tiene cinco neuronas. Cada una de las cinco neuronas de las capa de entrada se conectan a cada una de las neuronas de la única capa oculta a través de cinco conexiones, y cada conexión tiene un peso sináptico. Las cinco componentes de los puntos experimentales escalados se multiplican por los cinco pesos simpáticos; luego se suman para transferir la información a una función sigmoidea.

La información procesada en cada una de las neuronas en la capa oculta se propaga a la capa de salida. Para enviar estos datos a la única neurona en la capa de salida, los datos que vienen de cada una de las neuronas en la capa oculta se multiplican por otro grupo de pesos sinápticos que caracterizan las conexiones desde cada una de las neuronas en la capa oculta con la única neurona en la capa de salida. Esta información se procesa en la única neurona, en la capa de salida, a través de una segunda función sigmoidea, donde se obtiene el valor predicho por el modelo.

Para encontrar el número óptimo de neuronas en la capa oculta, se

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

analizaron redes neuronales con 2, 4, 6, 8, 10 y 12 neuronas en la capa oculta a través de validación cruzada. El programa *Solver* de *Microsoft* se usó para entrenar la red neuronal de tres capas. EVC se calculó para los modelos que tenían el mismo número de neuronas en la capa oculta, como se observa en la Tabla 4. El tipo de redes neuronales que tuvo el EVC más bajo fue aquel con 10 neuronas en la capa oculta. La Figura 2 muestra el efecto del número de neuronas en la capa oculta sobre el EVC. Se utilizó un perceptrón de tres capas, con 5, 10 y 1 neurona para la capa de entrada, oculta y de salida, respectivamente.

Tabla 4. ECP de los 162 modelos construidos y EVC para cada tipo de modelo con número definido de neuronas en la capa oculta.

	Número de neuronas en la capa oculta					
Modelos	**2**	**4**	**6**	**8**	**10**	**12**
1	0.9083	0.4072	0.3921	0.2208	0.0921	1.1578
2	0.9162	0.3884	0.3809	0.2208	0.0070	1.1040
3	0.0079	0.2956	0.2718	0.1470	0.0916	0.8743
4	0.9101	0.4074	0.3921	0.2209	0.0921	1.1579
5	0.9149	0.4075	0.3807	0.2210	0.0921	1.1578
6	0.8748	0.4074	0.3920	0.2208	0.0921	1.1577
7	0.8964	0.4075	0.3922	0.1933	0.0921	1.1579
8	0.8993	0.4075	0.3923	0.2210	0.0886	1.1579
9	0.8512	0.4013	0.3923	0.2202	0.0892	1.1579

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

10	0.9084	0.4075	0.3923	0.2206	0.0920	1.1579
11	0.9018	0.4073	0.3922	0.2209	0.0921	1.1579
12	0.9101	0.4075	0.3922	0.2209	0.0921	1.1579
13	0.9101	0.4075	0.3922	0.2200	0.0921	1.1579
14	0.9101	0.4075	0.3923	0.2197	0.0921	1.1579
15	0.8340	0.4075	0.3923	0.2207	0.0921	1.1579
16	0.8352	0.3542	0.3363	0.2206	0.0921	1.1553
17	0.9101	0.3965	0.3776	0.2206	0.0921	1.1553
18	0.9161	0.4054	0.3923	0.2203	0.0921	1.1329
19	0.9105	0.4069	0.3922	0.2210	0.0921	1.1329
20	0.9153	0.4060	0.3918	0.2089	0.0921	1.1329
21	0.9101	0.3896	0.3738	0.1833	0.0921	1.1329
22	0.9104	0.4069	0.3923	0.2184	0.0921	1.1329
23	0.8340	0.4065	0.3893	0.2194	0,0921	1.1329
24	0.9162	0.4031	0.3917	0.2210	0.0921	1.1552
25	0.9101	0.3903	0.3811	0.2210	0.0921	1.1553
26	0.8018	0.3972	0.3819	0.2210	0.0919	0.9398
27	0.9101	0.3981	0.3866	0.2206	0.0921	1.1553
EVC	0.8564	0.3934	0.3831	0.2140	0.0888	1.1255

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

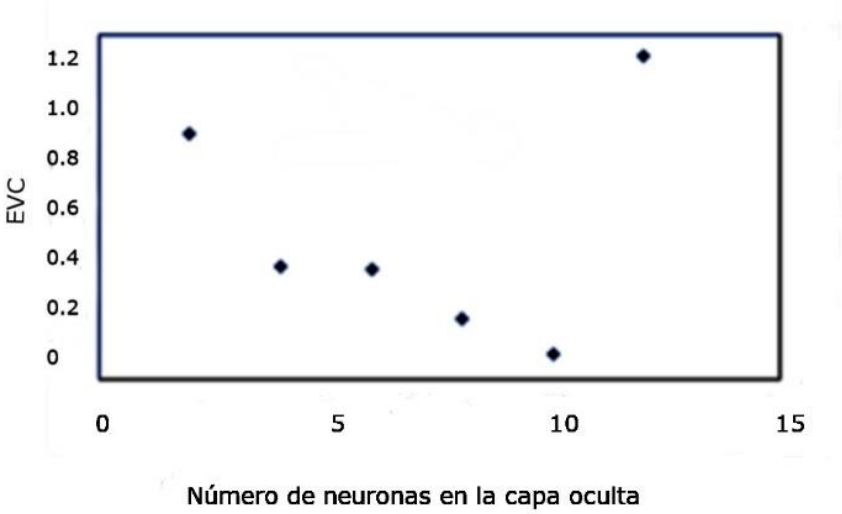


Figura 2. Efecto del número de neuronas en la capa oculta sobre el EVC.

Evaluación del modelo

Los datos experimentales empleados para entrenar el modelo fueron 27 y 4 datos obtenidos, que se usaron para la evaluación del modelo. La Tabla 5 expone los valores predichos para los datos de entrenamiento y los utilizados para la evaluación del modelo. Los residuales para los datos de entrenamiento están entre -1.47 y 1.03, y son residuales bajos, a causa de que los datos de entrenamiento se utilizaron para encontrar los parámetros del modelo.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 5. Datos de entrenamiento y predicción para el modelo desarrollado.

Datos de entrenamiento								
	pH	**Cond. eléctrica (µs/cm)**	**Color (UPC)**	**Turbiedad (UNNT)**	**Dosis del floculante (ppm)**	**Dosis coagulante experimental (ppm)**	**Dosis según modelo**	**Residual *Y-y***
1	6.8	170.3	132	13	0	54	55.00	-1. 00
2	6.9	162.7	252	25.7	0	45	45.24	-0.24
3	7.1	128.9	282	27.3	0	44	44.18	-0.18
4	6.9	136.9	217	20.5	0	48	49.08	-1.08
5	6.8	137.6	117	8.87	0	55	55.00	0.00
6	6.8	130.8	289	30.3	0	40	39.76	0.24
7	6.8	127.1	271	33.1	0	37	38.47	-1.47
8	6.7	135	244	27	0	41	40.13	0.87
9	6.9	133	227	23	0	46	44.97	1.03
10	7	118.5	238	20.3	0.6	45	44.98	0.02
11	7	119. 5	266	22.7	0.6	45	44.85	0.15
12	7	120.5	235	23.3	0.6	45	44.92	0.08
13	7.1	120	260	25.3	0.7	50	50.18	-0.18
14	7	174	130	7.16	0	45	45.12	-0.12
15	7.1	174.8	177	13.8	0	45	45.21	-0.21
16	7	202	204	15.1	0	50	49.83	0.17
17	7.1	189	135	9.95	0	50	50.51	-0.51

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

18	7.1	194	157	11.8	0	50	50.37	-0.37
19	7.1	193.1	117	9.4	0	50	50.00	0.00
20	7.1	193.5	144	9.76	0	50	49.66	0.34
21	7.1	191.4	219	18.5	0	50	49.54	0.46
22	7	174.5	156	18.6	0	45	44.84	0.16
23	7.2	182.1	168	12.8	0	45	44.74	0.26
24	7.3	180.5	146	9.41	0	35	35.06	-0.06
25	7.1	175,5	162	11.4	0	45	45.26	-0.26
26	7.3	176.6	183	12.3	0	35	35.08	-0.08
27	7	169.8	163	12.4	0	35	35.01	0.01
Datos de evaluación								
28	6.8	118.6	226	19.88	0	48	50.40	2.40
29	6.8	120.2	213	16.6	0,05	49	51.79	2.79
30	6.8	121.7	257	22.2	0	45	48.78	3.78
32	6.8	125.8	218	21	0	46	48.08	2.08
$\chi^2 = \sum_i^N \frac{(y_i - Y_i)^2}{y_i}$								0.6474

Para evaluar el modelo es importante usar un conjunto de datos que no pertenezcan a los datos experimentales de entrenamiento, así que se emplea un conjunto de cuatro. El valor *chi* cuadrada es de 0.6474 para los datos experimentales de evaluación; es menor que el valor *chi* cuadrado crítico de 6.21 a 90% de confianza, con tres grados de libertad. Por lo tanto, la hipótesis nula se acepta, lo que conlleva a concluir que los valores predichos por el modelo para datos experimentales de evaluación son consistentes con los observados.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Discusión

Las relaciones entre turbiedad y dosis de coagulante con respecto al pH, color, conductividad eléctrica y dosis de polímero, según el modelo matemático desarrollado, se exponen en los gráficos de contorno en la Figura 3 y Figura 4.

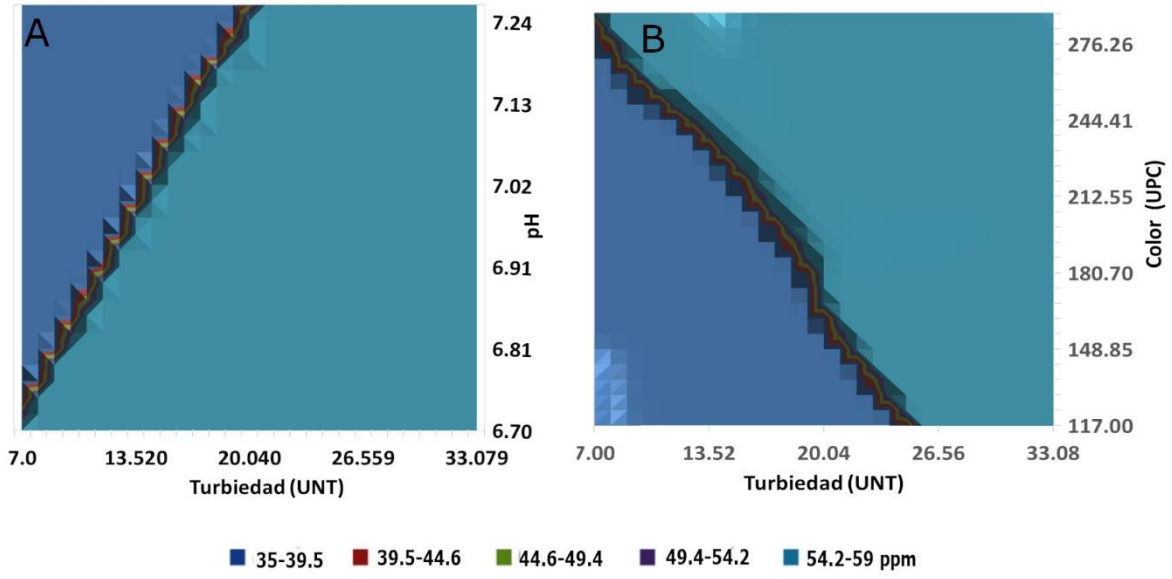


Figura 3. Efecto de la turbiedad, pH y color en la dosis de coagulante. En el gráfico A se observa el efecto de la turbiedad y el pH, mientras que en el gráfico B se observa el efecto de la turbiedad y el color. En la barra inferior

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

se indican los rangos de los valores de dosis de coagulante predichos por el modelo, indicados por diferente color.

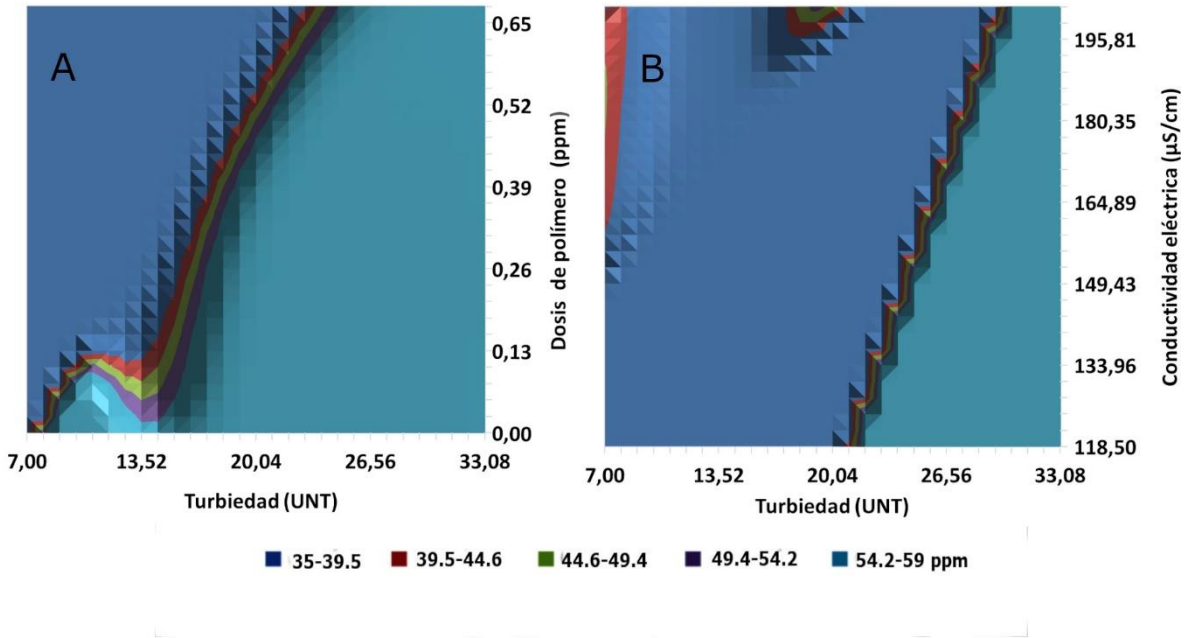


Figura 4. Efecto de la turbiedad, conductividad eléctrica y dosis de polímero en la dosis de coagulante. En el gráfico A advierte el efecto de la turbiedad y la conductividad eléctrica, mientras que el gráfico B indica el efecto de la turbiedad y la dosis de polímero. En la barra inferior se presentan rangos de los valores de dosis de coagulante predichos por los modelo, indicados por diferente color.

La Figura 3(A) expone un gráfico de contorno, donde el eje *X* corresponde a turbiedad; el eje *Y*, a pH; y el eje *Z*, a la dosis de coagulante. Se asumieron para el color y la conductividad eléctrica valores mínimos y

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

constantes de 117 UPC y 118.5 µS/cm, respectivamente. Además, la dosis del polímero se mantuvo en cero.

La Figura 3(A) muestra dos zonas: una caracterizada por valores de turbiedad mayores de 20 UNT, donde la dosis de coagulante predicha por el modelo está entre 54 y 59 ppm, y es independiente del pH. En la región de valores de turbiedad por debajo de 20 UNT, el pH empieza a tener efecto sobre la dosis de coagulante. Se observa por debajo de 20 UNT que, a medida que se disminuyen los valores de pH y se incrementa la turbiedad, la dosis de coagulante continúa manteniéndose en valores entre 54 y 59 ppm, mientras que un aumento en pH y una disminución en turbiedad logran disminuir la dosis de coagulante a valores entre 35 y 39 ppm.

La Figura 3(B) muestra en el eje *X* la turbiedad; en el eje *Y*, al color; y en el eje *Z*, la dosis de coagulante. Se asumieron valores de pH y conductividad eléctrica de 7.3 y 118.5 µS/cm, respectivamente. El valor de la dosis de polímero se mantuvo en cero.

De nuevo se identifica una zona de mayor turbiedad por encima de 26 UNT, caracterizada por valores de dosis de coagulante entre 54 y 59 ppm, independientes del color. Cuando la turbiedad está por debajo de 26 UNT, la dosis de coagulante es afectada por el color, pues cuando el valor del color empieza a aumentar y la turbiedad disminuye, la dosis del coagulante continúa manteniéndose entre 54 y 59 ppm. A la vez, en la misma región por debajo de 25 UNT, la disminución de color y aumento de turbiedad conduce a que la dosis de coagulante baje a valores entre 35 y 39 ppm de dosis de coagulante.

Si se compara el efecto del pH y del color, se puede observar que un aumento de pH y una merma de color favorecen la reducción de la dosis de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

coagulante si la turbiedad está por debajo de 26 UNT; mientras que por encima de 26 UNT, la dosis de coagulante es independiente del color y del pH.

La Figura 4(A) muestra en el eje *X* la turbiedad; en el eje *Y*, la conductividad eléctrica; y en el eje *Z*, la dosis de coagulante. Se asumió para el pH y el color valores de 7.3 y 117 UPC, respectivamente. La dosis del polímero se mantuvo en cero.

Se observó una zona para valores de turbiedad por debajo de 20 UNT, donde la dosis de coagulante predicha por el modelo está en valores entre 35 y 39 ppm, y es independiente de la conductividad eléctrica.

La conductividad eléctrica empieza a tener efecto sobre la dosis de coagulante en valores de turbiedad entre 20 y 30 UNT. En este rango de turbiedades, donde hay mayor conductividad, se mantiene la dosis de coagulante entre 35 y 39 ppm, y una menor conductividad podría aumentar la dosis de coagulante hasta valores entre 54 y 59 ppm. Después de 30 UNT, la dosis de coagulante se hace independiente de la conductividad, para continuar teniendo valores entre 54 y 59 ppm.

El efecto de la dosis de polímero evidencia que a mayores valores de 25 UNT de turbiedad, la dosis de coagulante predicha entre 54 y 59 ppm es independiente de la dosis de polímero; mientras que a valores de turbiedad menores de 25 UTN, un aumento en la dosis de polímero ayuda a reducir la dosis de coagulante a valores entre 35 y 39 ppm. Este crecimiento en la dosis de polímero es posible sólo hasta 1 ppm por motivos de seguridad, debido a la toxicidad de la poliacrilamida aniónica. Igualmente se observa que no usar polímero sólo contribuiría al incremento de la dosis de coagulante.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 339-367. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-08

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conclusiones

Un modelo de red neuronal basado en un perceptrón de tres capas permitió predecir la dosis de sulfato de aluminio usado como coagulante, a partir de variables independientes, como pH, conductividad, color, turbiedad del agua cruda y dosis de polímero. La evaluación del modelo con base en una prueba de *chi* cuadrada arrojó resultados en los que el modelo es eficiente en un 90% de nivel de confianza. Los valores mayores de pH, conductividad eléctrica, floculante de hasta 1 ppm y menores valores de color permiten mantener la dosis de coagulante entre 35 y 39 ppm cuando la turbiedad no es relativamente alta. Después de un valor límite de turbiedad de alrededor de 26 ppm, ni el pH, conductividad, color y uso de floculantes favorecen una reducción en la dosis de coagulante y eleva hasta valores entre 54 y 59 ppm.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a GENSA S. A. E. S. P., Planta Termopaipa, Colombia, por el todo el apoyo durante los experimentos de prueba de jarras.

Referencias

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Altowayti, W. A., Algaifi, H. A., Bakar, S. A., & Shahir, S. (2019). The adsorptive removal of As (III) using biomass of arsenic resistan *Bacillus thuringiensis* strain WS3: Characteristics and modelling studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 172, 176-185.

Anders, U., & Korn, O. (1999). Model selection in neural networks. *Neural Networks*, 12, 309-323.

Bhatnagar, A., & Minocha, A. K. (2006). Conventional and non-conventional adsorbents for removal of pollutants from water - A review. *Indian Journal of Chemical Technology*, 13(3), 203-217. Recuperado de https://doi.org/10.3354/Ab00330

Hadzima-Nyarko, M., Nyarko, E. K., & Ademovic, N. (2019). Modelling the influence of waste rubber on compressive strength of concrete by artificial neural networks. *Materials*, 12(4), 561.

Jayaweera, C., & Azis, N. (2018). Reliability of principal component analysis and Pearson correlation coefficient, for application in artificial neural network model development, for water treatment plants. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, Kuala Lampur, Malasya.

Kennedy, M., Gandomi, A., & Miller, C. (2015). Coagulation modeling using artificial neural networks to predict both turbidity and DOM-PARAFAC component removal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(4), 2829-2838.

Machado-Infante, J., Ramírez-Caballero, G., & Barajas-Meneses, M. J. (2016). Study of the adsorption capacity of Fe(II) dissolved in water by using a mineral rich in Manganese Dioxide (MnO2) from Colombia. *DYNA*, 83(196), 223-228. Recuperado de

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

https://doi.org/10.15446/dyna.v83n196.53566

Mason, C., & Perreault, W. (1991). Collinearity, power, and interpretation of multiple regression analysis. *Journal of Marketing Research*, 3, 268-280.

Michael, K., Trinogga, J., & Cebrian-Piqueras, M. (2019). Trait correlation network analysis identifies biomass allocation traits and stem specific length as hub traits in herbaceous perennial plants. *Journal of Ecology*. Recuperado de https://doi.org/10.1111/1365-2745.13066

Mojiri, A., Kazeroon, R. A., & Gholami, A. (2019). Cross-linked magnetic chitosan/activated biochar for removal of emerging micropollutants from water: Optimization by the artificial neural network. *Water*, 11(3), 551.

Olusola, O. E., Olurotimi, A. D., Adekilekun, J. L., & Adetayo, A. J. (2019). Kinetics and neuro-fuzzy soft computing modelling of river turbid water coag-flocculation using mango (*Mangifera indica*) kernel coagulant. *Chemical Engineering Communications*, 206(2), 254-267.

Rao, S. S. (2009). *Engineering optimization: Theory and practice* (5th ed.). Hoboken, USA: Wiley.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-09

Notas

Adecuación para consumo humano de propiedades físicas de aguas del río Carrizal, Ecuador, a través de microorganismos eficientes y filtración con zeolitas

Adaptation for human consumption of physical properties of Carrizal River waters, Ecuador, through efficient microorganisms and filtration with zeolites

Ángela Carreño[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-5661-0906

Leonel Lucas[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-2286-9487

Ernesto Hurtado[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-2574-1289

Renny Barrios[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7094-7115

Ramón Silva[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-1235-9283

[1]Carrera de Ingeniería Ambiental, Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, Calceta, Manabí, Ecuador, a.lore.carreno@gmail.com

[2]Carrera de Ingeniería Ambiental, Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, Calceta, Manabí, Ecuador; Universidad Espíritu Santo, Ecuador, leonel.luvi@gmail.com

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[3]Carrera de Medicina Veterinaria, Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, Calceta, Manabí, Ecuador, ernestohurta@gmail.com

[4]Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias, San Agustín de la Pica, Vía Laguna Grande, Maturín, Venezuela, rennybarrios@gmail.com

[5]Postgrado de Agricultura Tropical, Universidad de Oriente Campus Juanico, Maturín, Monagas, Venezuela, drramonsilvaa@gmail.com

Autor para correspondencia: Ernesto Antonio Hurtado, ernestohurta@gmail.com

Resumen

Con el objetivo de evaluar las características físicas de aguas para consumo humano, procedentes de las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio, ubicadas en la microcuenca del río Carrizal, Ecuador, tratadas por estrategias de depuración, se evaluaron cinco tratamientos: incubada con 5 ml/l de EM•1® y filtrada en zeolita cubana; incubada con 5 ml/l de EM•1® y filtrada en zeolita ecuatoriana; e incubada con tres dosis de microorganismos autóctonos (5, 10 y 15 ml/l). Se utilizó el diseño experimental de bloques al azar, con cuatro repeticiones. Las comparaciones se llevaron a cabo a través de contrastes ortogonales. Se constató que, con independencia de la localidad y la fuente de agua muestreada, se encontraron ventajas estadísticamente significativas ($p < 0.05$) para las variables turbidez, sólidos totales y dureza cuando se emplean dosis de 15 ml/l microorganismos autóctonos. Se obtuvieron

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

resultados similares cuando se utilizó zeolita ecuatoriana como elemento filtrante asociado con microorganismos eficientes (EM•1®). La variable temperatura presentó mayores valores relacionados con los tratamientos con los organismos eficientes (EM•1®), cuando son filtrados con la zeolita cubana y, de manera similar, con la dosis de 5 ml/l de microrganismos autóctonos. La variable color fue similar para todas las fuentes de muestreo y localidades. La mayoría de las variables físicas de las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio cumplen con las normativas aplicables a condiciones de calidad de agua de consumo de Ecuador. La turbidez excedió los límites permisibles y no fue posible corregirlos con los tratamientos evaluados.

Palabras clave: turbidez, sólidos totales, dureza, temperatura, color.

Abstract

With the objective of evaluating physical characteristics of waters for human consumption from the Severino, Julián and Balsa en Medio localities located in the micro-basin of the Carrizal River, Ecuador, treated by purification strategies, five treatments were evaluated: Incubated with 5 ml/l of EM•1® and filtered in Cuban zeolite; Incubated with 5 ml/l of EM•1® and filtered in Ecuadorian zeolite; Incubated with three doses of autochthonous microorganisms (5, 10 and 15 ml/l). The experimental design was completely randomized blocks, with four repetitions. Comparisons of means were made through orthogonal contrasts. It was found that regardless of the location and source of water sampled, statistically significant advantages were found for the variables turbidity, total solids and hardness when using doses of 15 ml/l autochthonous

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

microorganisms. Similar results were obtained when the Ecuadorian zeolite associated with efficient microorganisms was used as filter element (EM•1®). Temperature presented higher values associated with the treatments with efficient organisms (EM•1®) when they were filtered with the Cuban zeolite and similarly with the dose of 5 ml/l of autochthonous microoganisms. The variable color was similar for all sampling sources and locations. Most of the physical variables of the Severino, Julián and Balsa en Medio localities meet with regulations of quality of drinking water of Ecuador. The turbidity exceeded the permissible limits and it was not possible to correct them with the evaluated treatments.

Keywords: Turbidity, total solids, hardness, temperature, color.

Recibido: 12/10/2018

Aceptado: 26/02/2020

Introducción

En las últimas décadas se han desarrollado nuevos e innovadores tratamientos de agua de uso doméstico, para llevar soluciones sencillas de bajo costo y fáciles de usar por personas que deben dar tratamiento al agua en sus hogares. Algunos de los sistemas domésticos utilizados

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

con frecuencia para el tratamiento de agua son la cloración, filtración, desinfección solar, filtración/cloración combinadas, floculación/cloración combinadas y recientemente, el tratamiento con microorganismos eficientes (Global Health and Education Foundation, National Academy of Science, 2007).

En la provisión de agua se debe tener especial cuidado con el sabor, olor, color y turbidez del agua. El sabor y olor se deben a la presencia de sustancias químicas volátiles y a la materia orgánica en descomposición; mientras que el color es por la presencia de minerales como hierro y manganeso, materia orgánica y residuos industriales. El color en el agua doméstica puede manchar los accesorios sanitarios y opacar la ropa; por otro lado, la turbidez, además de que es objetable desde el punto de vista estético, puede contener agentes patógenos adheridos a las partículas en suspensión, como es el caso de arcillas (Orellana, 2005).

Se han adoptado diversas estrategias para mejorar la calidad del agua, entre ellas, las zeolitas que han sido probadas y reconocidas como los materiales naturales más eficientes para el mejoramiento de la calidad de agua, entre otros usos; además, es un mineral amigable con la naturaleza, químicamente inocua, no contamina y no sufre alteraciones (Márquez, Herrera, & Gutiérrez, 2000). La zeolita, como un mineral de origen volcánico de gran estabilidad, alta capacidad de intercambio iónico y absorción de agua, así como de fácil extracción y transporte, lo hace muy útil (Paredes, 2014). Este material presenta una red tridimensional de unidades tetrahédricas de óxidos de silicio y aluminio, unidas por un átomo de oxígeno compartido. El reemplazo isomorfo de Si^{4+} por Al^{3+} resulta en una carga negativa global compensada por una base o cationes

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

metálicos basificados del medio (Covarrubias García, Yánez, & Arriagada, 2008; Wang & Peng, 2010).

Diversas investigaciones indican el uso potencial de la zeolita en procesos de filtración de aguas para consumo humano (Wang *et al*., 2010; Mishué, Hernández, & González, 2012; Cuchimaque, Vargas, & Ríos, 2013; Vera, Rojas, Chávez, & Arriaza 2016). Por otro lado, el uso de microorganismos eficientes, representados por la combinación de microorganismos benéficos naturales de los géneros *Lactobacillus* (bacterias ácido lácticas), *Saccharomyces* (levaduras) y *Rhodopseudomonas* (bacterias fotosintéticas o fototróficas), redujeron la presencia de coliformes fecales, la demanda biológica de oxígeno, el contenido de nitratos y el pH, entre otros cambios favorables (Fioravanti, Vega, & Okumoto, 2005; Luna, 2006; Toc, 2012), que han hecho posible su evaluación y uso de forma generalizada en las localidades donde el tratamiento del agua es una estrategia esencial para preservar la salud.

En función de lo antes señalado, el objetivo de la presente investigación consistió en evaluar la eficiencia del uso de filtros de zeolitas combinados con el tratamiento de microorganismos eficaces (EM•1®) y autóctonos de forma aislada en la corrección de las propiedades físicas de aguas para consumo humano procedentes de las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio del Ecuador.

Materiales y métodos

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Área objeto de la investigación

Las muestras de agua provienen de la microcuenca hidrográfica del río Carrizal, ubicada entre las coordenadas 1° 4' 15.04" S, 79° 52' 11.79'' W, con un área de alrededor de 1 390 km^2. Se encuentra asentada en la provincia de Manabí y limita al norte con las cuencas del río Briceño y el río Jama; al sur con las cuencas del río Portoviejo y río Guayas; al este con el océano Pacífico y la cuenca del Estero Pajonal, y al oeste con la cuenca del río Guaya (MAE, 2009). Las comunidades estudiadas fueron Julián, Severino y Balsa en Medio (Figura 1).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 368-399. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-09

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

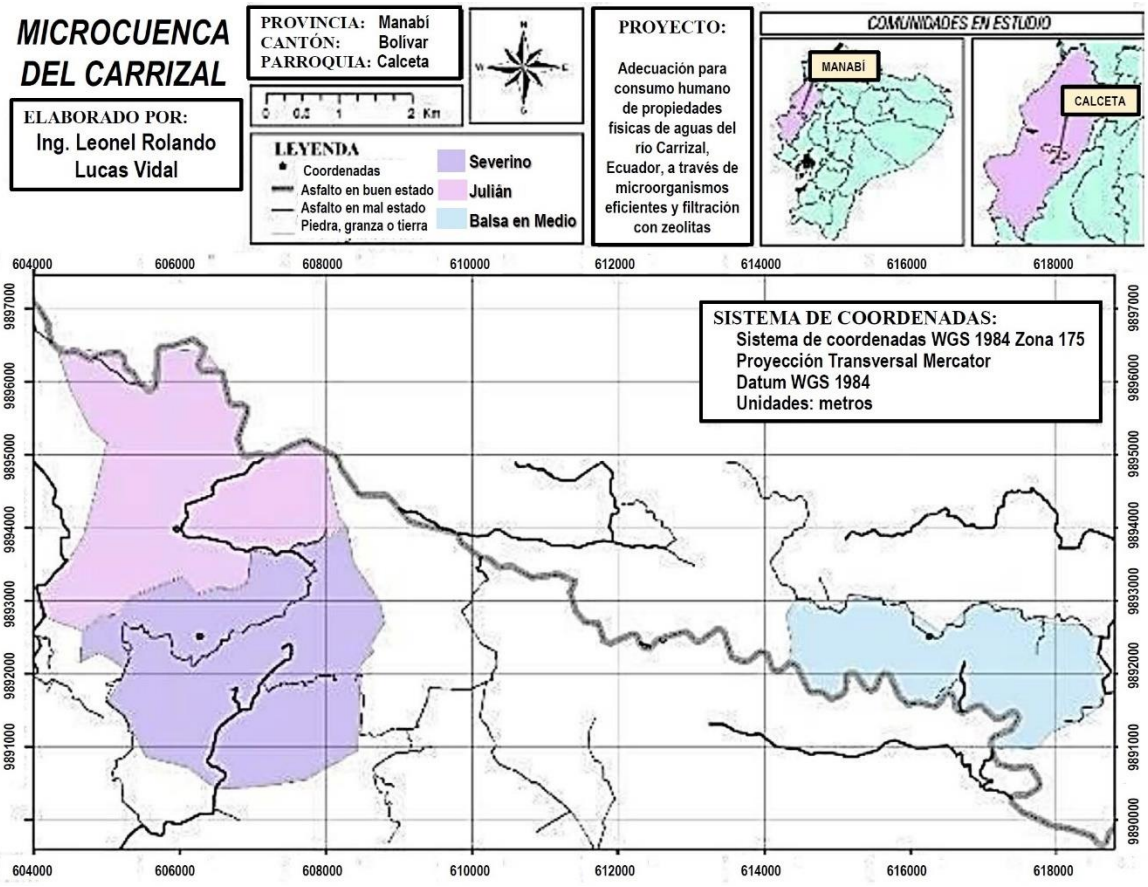


Figura 1. Ubicación relativa de las comunidades Julián, Severino y Balsa en Medio, provincia de Manabí, Ecuador.

Tratamientos realizados al agua muestreada

Columnas de filtración de zeolitas

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 368-399. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-09

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Se evaluaron columnas de filtración de 5 cm de espesor, constituidas por zeolita cubana (mineral predominante: clinoptilolita) y zeolita ecuatoriana (mineral predominante: mordenita), contenidas en tubos de PVC de cuatro pulgadas de diámetro.

Producto comercial EM•1® (microorganismos eficaces)

Para activar la formulación comercial se procedió de la siguiente manera: en un envase plástico sin contaminación química y limpio, con capacidad de dos litros, se colocaron 5 ml de la formulación comercial + 5 ml de melaza y se completó el volumen con 990 ml de agua del grifo; el envase se cerró de manera hermética y se agitó manualmente durante 30 segundos, manteniéndose en ausencia de luz por seis días; se abrió a diario para dejar escapar los gases. Al finalizar este periodo se cuantificó el pH de la mezcla; en caso de que la muestra fuera superior a 3.5, se debía descartar, y en su defecto, prepararla de nuevo. La dosis del producto comercial correspondió al 5% (AGEARTH, 2018).

Las muestras de agua consistieron de 5 l de agua incubados con EM•1®, en la concentración de 5 ml/l durante 2 h, y después pasadas por filtros constituidos por capas de 5 cm de zeolita, de origen cubano y ecuatoriano, respectivamente, contenidas en columnas de filtración.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Microorganismos autóctonos

Los microorganismos autóctonos se extrajeron del mucílago del cacao (*Saccharomyces cerevisiae*), mucosa del intestino delgado de aves ponedoras (*Bacillus spp.*) y de camarón marino (*Lactobacillus* spp.), a través de fermentación. A continuación, se realizó el coctel utilizando como agua destilada y melaza al 5% para activarlos, se obtuvieron biopreparados para un litro con la concentración de *Lactobacillus* spp. 1.8 * 109 UFC/ml de *Bacillus* spp. 1.2 * 109 UFC/ml y *Saccharomyces cerevisiae* de 4.3 * 08 UFC/ml.

De las muestras de agua colectadas se tomaron submuestras de 5 l de agua que fueron incubadas por dos horas con las dosis de 5, 10 y 15 ml/l de los organismos autóctonos, respectivamente. Finalizado el periodo de incubación, se recolectaron muestras para los respectivos análisis físicos.

La manipulación, transporte, conservación y procedimientos analíticos de las muestras se llevaron a cabo con base en las recomendaciones de la APHA-AWWA-WEF (2012). La temperatura se evaluó por medio de un termómetro de mercurio para temperaturas máximas. La turbidez se determinó empleando un turbidímetro HANNA 2000 HI, calibrado con soluciones de formacina de 0 y 10 UFT (1 UFT = 1 UNT). La dureza total fue resultado del método de volumetría

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

complejométrica, el cual utilizó ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) como indicador. La determinación de sólidos totales se realizó a través del método gravimétrico, a partir de la evaporación y secado de la muestra a peso constante a 105 °C; mientras que la concentración de color aparente del agua se obtuvo a través del método colorimétrico, con un espectrofotómetro DR 2800 HACH. Las determinaciones referidas se realizaron en el laboratorio de análisis químicos de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, ubicada en Manabí, Bolívar, Calceta, Ecuador.

Tratamientos evaluados y diseño experimental

Las vertientes se evaluaron como fuentes de agua y se representaron por el curso natural de agua que sirve de abastecimiento a la localidad, el agua almacenada en tanques de distribución en la comunidad y la de consumo colectada en los grifos de las casas.

Se tomaron cuatro (4) muestras de agua en cada una de las fuentes evaluadas para cada una de las localidades (Severino, Julián y Balsa en Medio), las cuales recibieron los siguientes tratamientos: 1) incubada con EM•1® a 5 ml/l y filtrada en zeolita cubana; 2) incubada con EM•1® a 5 ml/l y filtrada en zeolita ecuatoriana; 3) incubada con 5 ml/l; 4) 10 ml/l y 5-15 ml/l de microorganismos autóctonos, respectivamente.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Se utilizó el diseño experimental de bloques al azar, con cuatro repeticiones. Previo al análisis de varianza (ANOVA), los valores de las características determinadas en las muestras de agua se examinaron por las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilks y la de homogeneidad de varianza de Bartlett por el programa *ASSISTAT* (Silva & Azevedo, 2016); los análisis de varianza se realizaron con el *software InfoStat* (Di Renzo *et al*., 2016). Por la naturaleza estructurada de los tratamientos, las comparaciones entre ellos se efectuaron por contrastes ortogonales y para determinar su significancia se empleó la prueba de F a 5% de probabilidad (Silva-Acuña, Álvarez, & Silva-Acuña, 2000). La variable color no fue objeto de análisis estadístico, por no presentar variabilidad alguna entre las observaciones en las fuentes de muestreo y localidades.

Resultados

Severino

La Tabla 1 y la Tabla 2 exponen los resúmenes de los valores promedios y del análisis de varianza, respectivamente, para las variables

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 368-399. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-09

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

temperatura, turbidez, sólidos totales y dureza en las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio.

Tabla 1. Valores promedios de las variables físicas: temperatura (TEM-^{o}C); turbidez (TUR-NTU); sólidos totales (SOT-mg/dm^3), y dureza total (DUR-mg/dm^3), en cada una de las fuentes de agua muestreadas en las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio.

Tratamien-tos		Severino				Julián				Balsa en Medio			
		TEM	**TUR**	**SOT**	**DUR**	**TEM**	**TUR**	**SOT**	**DUR**	**TEM**	**TUR**	**SOT**	**DUR**
Vertiente	EM•1 + ZC	28.48	8.5	140	138	27	8.5	283	133.1	28	9	386.3	140
	EM•1 + ZE	27.18	3.75	126	150	25	5.5	247.5	132.5	28	5.75	298.8	145
	ẍ EM•1 + Z	**27.8**	**6.1**	**133**	**144**	**26**	**7**	**265**	**133**	**28**	**7.38**	**343**	**143**
	MA – 5 ml/l	26.98	3.25	125	150	25	5	246.3	133.7	28	5.5	290	143
	MA – 10 ml/l	24.75	5.25	132	160	24	5	129	140.2	26	4.75	140	130
	ẍ MA 5 y 10 ml/l	**25.9**	**4.3**	**129**	**155**	**25**	**5**	**188**	**137**	**27**	**5.13**	**215**	**137**
	MA – 15 ml/l	24.65	3.25	105	139	25	4.25	106.5	130.5	25	2.75	106	133
	ẍ MA	**25.5**	**3.9**	**121**	**150**	**25**	**4.75**	**161**	**135**	**26**	**4.33**	**179**	**135**
Tanque	EM•1 + ZC	28.93	8.00	141	139	27	7.25	281	133.4	27	8.25	382 .8	142
	EM•1 + ZE	30.18	4.75	127	151	28	5.25	245	132.8	27	6	295 .8	147

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 368-399. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-09

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	ẍ EM•1 + Z	**29.6**	**6.4**	**134**	**145**	**27**	**6.25**	**263**	**133**	**27**	**7.17**	**340**	**144**
	MA - 5ml/l	29.85	5.25	124	150	27	5.5	241.3	131.6	27	5.5	294.6	144
	MA - 10ml/l	25.85	4.50	134	150	26	4.5	129.5	135.5	27	5	148.8	140
	ẍ MA 5 y 10 ml/l	27.85	4.88	129	150	**26**	**5**	**185**	**134**	**27**	**5.25**	**222**	**142**
	MA – 15 ml/l	25.45	3.25	112	135	26	3.25	114.3	128	26	2.5	112.3	125
	ẍ MA	**27.1**	**4.30**	**123**	**145**	**26**	**4.42**	**162**	**132**	**26**	**4.33**	**185**	**137**
Consumo	EM•1 + ZC	28.85	7.50	140	139	27	8.25	386.8	142	27	8.75	388.3	140
	EM•1 + ZE	32.1	4.75	125	151	27	6	297.8	146.7	27	5.75	303.3	145
	ẍ EM•1 + Z	**30.5**	**6.10**	**132**	**145**	**27**	**7.13**	**340**	**144**	**27**	**7.25**	**346**	**142**
	MA – 5 ml/l	30.5	4.75	128	150	27	5.5	294.6	144.4	26	6	290.8	145
	MA – 10 ml/l	28.48	5.00	140	160	27	5	148.8	140.4	26	4.5	141	121
	ẍ MA 5 y 10 ml/l	29.49	4.88	134	155	**27**	**5.25**	**222**	**142**	**26**	**5.25**	**216**	**133**
	MA – 15 ml/l	25.5	3.00	113	138	26	2.5	112.3	125.4	26	2.5	114.3	128
	ẍ MA	**28.2**	**4.3**	**127**	**149**	**26**	**4.33**	**185**	**137**	**26**	**4.33**	**182**	**131**
Límites permisibles *		**---**	**1**	**500**	**300**	**---**	**1**	**500**	**300**	**---**	**1**	**500**	**300**

EM•1: microorganismos eficientes; MA: microorganismos autóctonos; Z: zeolitas; ZC: zeolita cubana; ZE: zeolita ecuatoriana; * NTE INEN (2014) y NTE INEN (2017).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 2. Resumen del análisis de varianza para las variables físicas, temperatura (TEM), turbidez (TUR), sólidos totales (SOT) y dureza total (DUR) en cada una de las fuentes de agua muestreadas en las localidades de Severino Julián y Balsa en Medio.

	Fuentes de variación	GI	Severino				Julián				Balsa en Medio			
			Cuadrados medios				Cuadrados medios				Cuadrados medios			
			TEM	TUR	SOT	DUR	TEM	TUR	SOT	DUR	TEM	TUR	SOT	DUR
Vertiente	EM•1 + Z vs. MA	1	26.9**	23.4**	735**	136.7 ns	1.08 ns	37.4**	115 382 **	279.3 ns	14.15**	44.4**	128 838 **	261.49 ns
	EM•1 + ZE *vs.* EM•1 + ZC	1	3.38*	45.13**	378**	283.2 ns	0.01 ns	10.13**	14 450 **	43.90 ns	0.34 ns	21.13**	15 312**	45.13 ns
	MA 15 ml/l *vs.* MA 10 y 5 ml/l	1	3.92*	2.67 ns	1536**	6.77.1 ns	1.82 ns	20.17**	31 937 **	774.98 *	10.21**	15.04**	31 682**	34.61 ns
	MA 10 ml/l *vs.* MA 5 ml/l	1	9.90**	8.0*	98 ns	211.2 ns	0.005 ns	0.50 ns	42559**	31.60 ns	3.83 ns	1.13 ns	45 000**	293.79*
	Bloque	3	1.4	2.3	128	663	2.53	0.55	303.2	146.8	3.66	0.98	631	108.51
	Error	12	0.47	1.6	36.8	182	0.4	2.05	339	86.38	0.72	0.86	356	59.07
	CV (%)		2.6	26	4.84	9.14	2.38	13.6	7.45	6.65	3.14	16.69	7.72	5.56
Tanque	EM•1 + Z vs. MA	1	30.0**	20.01**	567.7**	1.29 ns	6.77 ns	16.13**	49 288 **	9.40 ns	1.08 ns	37.41**	115 382 **	279.26 ns
	EM•1 + ZE *vs.* EM•1 + ZC	1	3.13 ns	21.13**	378.1*	310.0 ns	0.21 ns	8.00*	2592 ns	0.57 ns	0.01 ns	10.13**	14 450**	43.90 ns
	MA 15 ml/l *vs.* MA 10 y 5ml/l	1	15.36*	7.04*	759.4**	591.9 ns	1.50 ns	8.17*	13490 ns	81.40 ns	1.82 ns	20.17**	31 936**	774.98*
	MA 10 ml/l *vs.* MA 5 ml/l	1	32.0**	1.13 ns	171.1 ns	0.15 ns	7.22 ns	2.00 ns	24 976*	31.20 ns	0.005 ns	0.50 ns	42 559**	31.60 ns
	Bloque	3	7.09	0.6	48.9	742	3.06	1.65	3 360	194.8	2.53	2.05	303	146.78
	Error	12	2.99	1	50.6	207	1.97	1.61	3 720	139.9	0.4	0.55	339	86.38
	CV (%)		6.16	19	5.58	9.91	5.26	24.6	30.08	8.94	2.38	13.61	7.45	6.65
Consumo	EM•1 + Z *vs.* MA	1	25.76 ns	16.88**	130.2 ns	99.70 ns	8.22 ns	24.30*	52 584 **	19.41 ns	3.50 ns	40.83**	128 675 **	607.68*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	EM•1 + ZE *vs.* EM•1 + ZC	1	21.30 ns	15.13**	456.1 ns	318.0 ns	6.84 ns	18.00*	2520 ns	0.85ns	0.66 ns	18.00**	14 450 **	43.25 ns
	MA 15 ml/l *vs.* MA 10 y 5 ml/l	1	42.40 ns	9.38*	1120.7**	780.8 ns	0.57 ns	12.50*	17 550 ns	112.93 ns	0.57 ns	20.17**	27 557 **	55.94 ns
	MA 10 ml/l *vs.* MA 5 ml/l	1	08.20 ns	0.13 ns	264.5 ns	174.4 ns	0.91 ns	0.001 ns	27 495*	84.76ns	0.0012 ns	4.50 ns	44 888 **	1 161.6 **
	Bloque	3	47.35	0.5	10.1	1259	2.07	0.05	4525	118.5	1.60	0.60	418.75	203.95
	Error	12	9.17	1	118.1	180	1.93	2.72	3930	50.27	0.75	1.64	235	83.77
	CV (%)		10.41	21	8.42	9.09	5.49	29.2	30.97	5.29	3.28	23.3	6.19	6.75

EM•1: microorganismos eficientes; MA: microorganismos autóctonos; Z: zeolitas; ZC: zeolita cubana; ZE: zeolita ecuatoriana; CV: coeficiente de variación. **: altamente significativo ($p < 0.01$); *: significativo ($p < 0.05$); ns: no significativo.

En relación con la variable temperatura, se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos a nivel de las muestras de la vertiente y del tanque; sin embargo, no hubo diferencias a nivel de las muestras de agua de consumo. Entre los EM•1 + zeolitas y los microorganismos autóctonos se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$), donde los EM•1 + zeolitas presentaron mayores temperaturas que los autóctonos.

Para las muestras de agua colectadas en la vertiente y la comparación entre las diferentes zeolitas usadas como filtros, se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$), con mayor temperatura asociada con la zeolita cubana; a nivel de tanque no se detectaron diferencias entre las zeolitas. La comparación entre la dosis de 15 ml/l (más alta) de los microorganismos autóctonos *versus* las dosis de 10 y 5 ml/l (menores) obtuvo diferencias significativas ($p < 0.05$) a nivel de vertiente y tanque. En ambos casos, las menores dosis presentan

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

promedios de temperatura más elevados con relación con la dosis de 15 ml/l. Entre las dosis menores también se observaron diferencias, donde en ambos casos, la menor de las dosis (5 ml/l) presentó la temperatura más alta.

Para la variable turbidez se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en los tres tipos de fuentes de muestreo. Al comparar los organismos comercial eficiente, EM•1 + zeolitas con los microorganismos autóctonos, en todos los casos, la menor turbidez estuvo asociada con los microorganismos autóctonos. La comparación entre la muestras tratadas con EM•1 + zeolitas obtuvo diferencias significativas ($p < 0.05$), entre ellas, la zeolita ecuatoriana mostró menor turbidez. La comparación entre las dosis de los microorganismos autóctonos a nivel de tanque y consumo detectó diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la dosis más alta y bajas, mientras que en la vertiente no hubo diferencias; la menor turbidez estuvo asociada con el tratamiento con 15 ml/l. Entre las dosis menores, la comparación sólo fue significativa a nivel de la muestra proveniente de la vertiente, donde la menor turbidez ocurrió en el tratamiento con 5 ml/l del microorganismo autóctono.

En relación con la variable sólidos totales, la comparación entre los tratamientos EM•1 + zeolitas y microorganismos autóctonos detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en las muestras de la vertiente y del tanque, mas no así a nivel de consumo; en ambos casos, los sólidos totales están en menor proporción en las muestras tratadas con los microorganismos autóctonos. De manera similar a la comparación señalada antes, se detectaron diferencias a nivel de vertiente y tanque, al comparar los tipos de zeolitas; se constató que la zeolita ecuatoriana

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

presentó el menor tenor de sólidos totales. En las tres muestras se distinguieron diferencias al comparar las dosis de los autóctonos; la dosis de 15 ml/l fue la que presentó el menor nivel de sólidos totales, y entre las dosis de 10 y 5 ml/l no se observaron diferencias entre ellas en todos los niveles de muestreo.

La variable física dureza presentó un comportamiento particular: no presentó diferencias significativas entre los tratamientos en todos los niveles de muestreo.

Julián

En el caso de la localidad de Julián destaca que la variable temperatura no mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre comparaciones de tratamientos en ninguno de los puntos de muestreo evaluados. En el caso de la variable turbidez, la comparación inicial entre EM•1 + zeolitas y los microorganismos autóctonos detectó diferencias significativas ($p < 0.05$) en todos los niveles de muestreo; los menores tenores de la variable están asociados con los microorganismos autóctonos. Al comparar los tipos de zeolitas en todos los casos, se obtuvo diferencia significativa con menor turbidez relacionada con la zeolita ecuatoriana. Las comparaciones entre dosis de microorganismos autóctonos sólo detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$) a nivel de vertiente y del tanque, donde los menores valores están vinculados con la dosis de 15 ml/l; mientras que

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

al comparar entre las dosis menores no se observó diferencia significativa alguna.

Para la variable sólidos totales, la comparación entre los tratamientos EM•1 + zeolitas y los microorganismos autóctonos arrojó diferencias significativas ($p < 0.05$) en todas las muestras evaluadas; los menores valores están relacionados con los microorganismos autóctonos. Entre los tipos de zeolitas, las diferencias significativas ($p < 0.05$) se observaron sólo a nivel de vertiente, donde los menores valores de SOT se asocian con la zeolita ecuatoriana. De la misma manera se detectaron a nivel de vertiente diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las dosis de microorganismos autóctonos, donde los menores tenores corresponden a la dosis de 15 ml/l; entre las dosis menores, las diferencias significativas ($p < 0.05$) presentes en todos los niveles de muestreo señalan que la dosis de 10 ml/l tiene los valores menores de SOT.

Para la variable dureza sólo se observó diferencia significativa a nivel de la muestra, proveniente de la vertiente, únicamente en la comparación entre la dosis alta de microorganismos autóctonos y las más bajas, siendo que los menores valores de dureza se relacionan con la dosis de 15 ml/l.

Balsa en Medio

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 368-399. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-09

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para la temperatura sólo se obtuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$) a nivel de vertiente. En la comparación de los microrganismos eficientes (comerciales) (EM•1 + zeolitas) en relación con los microorganismos autóctonos, las diferencias indican que las mayores temperaturas estuvieron relacionadas con EM•1 + zeolitas. No se detectaron distinciones entre las zeolitas utilizadas; sin embargo, ocurrieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre la dosis mayor y las menores de los autóctonos, donde las mayores temperaturas se vincularon con las menores dosis (10 y 5 ml/l) y entre ellas no se detectan diferencias significativas.

En la variable turbidez se lograron diferencias significativas ($p < 0.05$) en los tres fuentes de agua muestreados. La comparación entre la combinación EM•1 + zeolitas con los microorganismos autóctonos para todos los casos indica que la menor turbidez se asoció con los autóctonos. Entre los tipos de zeolitas en todas las fuentes de muestreo existieron diferencias significativas, coincidiendo la menor turbidez asociada con la zeolita ecuatoriana. Entre las dosis de los autóctonos, donde también hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) en todas las muestras, se constató menor turbidez con la dosis de 15 ml/l; mientras que entre las dosis menores no se detectaron diferencias.

Para los sólidos totales se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en todos los niveles de muestreo para todos los tratamientos evaluados. Entre los microorganismos comerciales eficientes, combinados con filtrado en zeolitas y los microorganismos autóctonos, las diferencias señalan que los valores menores de SOT estuvieron vinculados con los autóctonos. En la comparación entre las zeolitas para todos los casos, las

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

proporciones menores de sólidos totales estuvieron asociadas con la zeolita ecuatoriana. Dentro de las dosis de los autóctonos para todos los casos, los valores menores de la variable se relacionan con la dosis de 15 ml/l. Entre las dosis mínimos, los menores tenores de sólidos totales están relacionados con la dosis de 10 ml/l.

Para la dureza del agua, la comparación de los tratamientos con EM•1 + zeolitas y los microrganismos autóctonos sólo obtuvo diferencias significativas (p <0.05) a nivel de consumo, donde los menores tenores de dureza se vinculan con los autóctonos. Entre las zeolitas no hubo diferencias significativas en ninguna de las muestras; sin embargo, en la comparación entre las dosis de los autóctonos sólo se detectó diferencias a nivel del tanque, donde el tratamiento con 15 ml/l presentó el menor tenor de dureza. Entre las dosis menores de los autóctonos se identificaron diferencias a nivel de la vertiente y de consumo, en el que los menores tenores de dureza correspondieron a las dosis de 10 ml/l.

Discusión

En términos generales, en todas las localidades, las variables físicas evaluadas cumplen con las normativas aplicables a las condiciones de calidad de agua de consumo y cuerpos de agua dulce vigentes en Ecuador, estipuladas en las normas NTE INEN (2014) (Agua potable para consumo

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

humano) y NTE INEN (2017) (Agua purificada envasada y agua purificada mineralizada envasada), con excepción de la variable turbidez, que excede los límites permisibles en todas las localidades y en las fuentes de agua muestreadas.

En el caso de las variables temperatura, sólidos totales y dureza, se obtuvo una tendencia clara en el mejoramiento de las propiedades del agua cuando se utilizan microorganismos autóctonos, y en segundo lugar está el empleo de la zeolita ecuatoriana como material filtrante. En cuanto a la eficiencia de las dosis de microorganismos autóctonos, la tendencia fue en orden decreciente de las dosis, donde la de 15 ml/l resultó ser la más eficiente. La variable color presentó valores < 25 en todas las cuantificaciones en el nivel de localidades y fuentes de muestreo, razón por la cual no fue posible realizar ningún análisis estadístico ni, en consecuencia, hacer inferencias estadísticas con sus resultados.

La variable temperatura presentó poca variación bajo las condiciones evaluadas, con valores que oscilan entre 25 y 30º C, sin alteraciones superiores a 5º C, como consecuencia de los tratamientos aplicados, lo cual se ajusta a lo recomendado por Mejía (2015). Estos valores oscilan de igual forma en los valores de las temperaturas ambientales de la zona de experimentación, ubicada dentro de la franja tropical, lo cual es consistente con los resultados obtenidos por Vera *et al*. (2016) para zonas áridas.

Los sólidos totales están asociados con las sales disueltas en una muestra de agua después de la remoción de sólidos suspendidos. El rango de variación obtenido, después de los tratamientos, se ubicó entre 100 y 141 mg/dm^3, muy por debajo de los valores establecidos por la norma

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

NTE INEN (2017). Baque-Mite *et al.* (2016) encontraron valores dentro de los rangos de aceptabilidad de calidad ambiental para el cantón Quevedo, provincia de Los Ríos, Ecuador.

La dureza está determinada por el contenido de carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, y ocasionalmente nitratos de calcio y magnesio. Por lo general provoca sabor indeseable al agua potable. Debido a los bajos niveles de dureza derivados de los tratamientos, que variaron entre 130 y 160 mg/dm^3, se puede considerar que el agua tratada se clasifica como suave; esto es beneficioso, pues su tratamiento no representa altos costos ni genera problemas por incrustaciones en las tuberías de distribución, como lo indican Gutiérrez, Scull y Oramas (2006). Los valores fueron inferiores al límite permisible de 300 mg/dm^3. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Puglla (2017) para la microcuenca Yaguaimi en Ecuador.

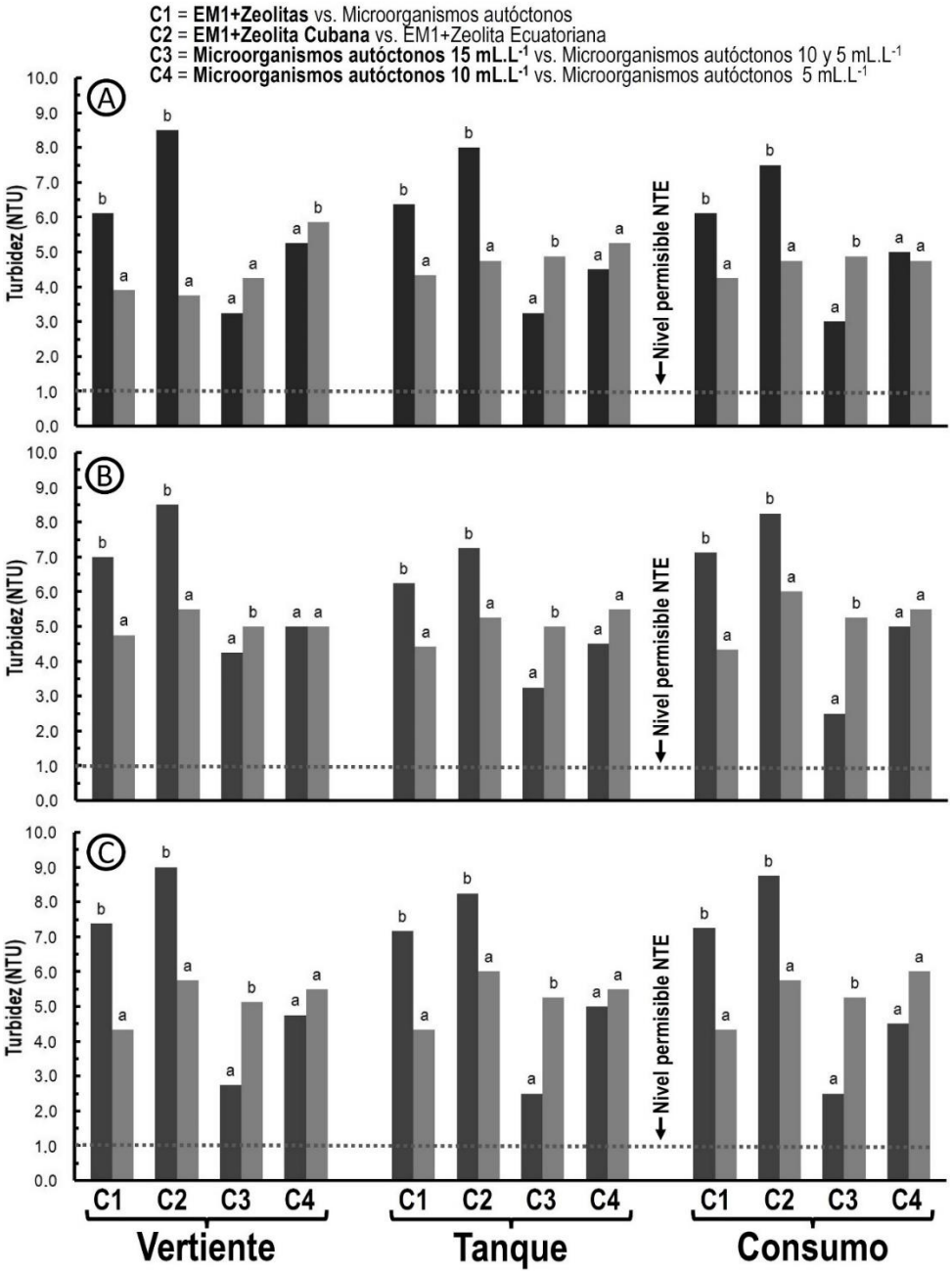
La turbidez representa la capacidad del material suspendido en el agua para impedir el paso de la luz, causada por la presencia de material coloidal en suspensión; puede ser de origen orgánico o inorgánico, como arcilla, materia orgánica e inorgánica, plancton y microorganismos. Los valores del producto de los tratamientos fluctuaron entre 3 y 8.5 unidades nefelométricas de turbidez y superaron los límites permisibles de 1 NTU.

La Figura 2 muestra la comparación de los tratamientos evaluados en la corrección de la turbidez del agua de las diferentes fuentes; destaca que ninguno de los tratamientos logró corregir esta variable a los límites permisibles de la norma NTE INEN (2017). Los mejores resultados se lograron con la aplicación de microorganismos autóctonos en dosis de 15 ml/l (Contraste 3), aplicados a nivel de tanque y de consumo, que

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

redujeron los niveles de turbidez a valores cercanos a 2 NTU, independientemente de la localidad evaluada.



Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 368-399. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-09

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 2. Promedio de los contrastes (C1, C2, C3 y C4) para la variable turbidez en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

Estos resultados podrían estar asociados con el tiempo entre la aplicación de los tratamientos y el momento de ejecución de las evaluaciones. Marco, Azario, Metzler y García (2004) señalan que las partículas mayores a un micrón sedimentan de forma espontánea, mientras que la velocidad de sedimentación de las partículas pequeñas (menores al micrón de diámetro) es muy baja, por lo que requieren tratamiento para lograrla en tiempos útiles.

Varios autores han encontrado que la turbidez tiene una fuerte correlación positiva con la cantidad de coliformes totales tanto a la entrada como a la salida de los filtros (Marco *et al*., 2004; Hoff & Geldreich, 1981; Barrenechea, 2004). Por su parte, Power y Nagy (1999) encontraron que con turbidez baja (alrededor de 1 UNT) no se percibe influencia sobre la frecuencia de coliformes observados en placas.

Los resultados obtenidos de la turbidez en esta investigación concuerdan con los de Marco *et al. (*2004), que evidenciaron la existencia de fallas en las etapas de clarificación y desinfección del proceso de potabilización del agua, conseguida a partir del río Uruguay y del arroyo Molino, para el abastecimiento de agua potable en las ciudades. Por otro lado, Marco *et al. (*2004) señalan que es recomendable incluir la turbidez entre las determinaciones mínimas o básicas de mayor frecuencia para el monitoreo de la calidad del agua potable captadas por fuentes superficiales, incluso en el caso de pequeñas y medianas ciudades, dada

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la rapidez de la obtención del resultado y el bajo costo en su determinación.

Tradicionalmente, la eliminación de la turbidez se realiza mediante procesos de coagulación, asentamiento y filtración. Desde el punto de vista de tratamientos orgánicos, Parra *et al.* (2011) demostraron la efectividad del mucílago extraído de *Opuntia wentiana* en la clarificación de aguas de alta turbidez (100-200 UNT), lo que indica la posibilidad de emplearlo como coagulante primario en las plantas de tratamiento de aguas potables, con valores de remoción superiores a 70%.

El empleo de microorganismos eficientes con propósitos de reducción de turbidez ha sido poco estudiada. Luna (2006) señala que los protozoarios son los principales consumidores de las poblaciones bacterianas en los sistemas acuáticos e intervienen en la formación de flóculos sedimentables. La presencia de protozoarios en sistemas de depuración biológica ayuda de modo significativo a la mejora de la calidad de los efluentes, reduciendo la DBO, turbidez del medio y cantidad de bacterias. De manera similar, Canales y Sevilla (2017) encontraron mejoras significativas en la reducción de la turbidez superiores al 95%, en un medio colonizado por EM®, relacionado con la competencia por los nutrimentos, la liberación de sustancias enzimáticas que secuestran minerales o vitaminas necesarias para el crecimiento, o de los patógenos que lo impiden. También señalan que los microorganismos eficientes transforman la materia orgánica, al liberar y sintetizar sustancias, y compuestos como aminoácidos, enzimas, vitaminas, sustancias bioactivas, hormonas y minerales solubles, que convierten aguas residuales domésticas en aguas aptas para su vertido o utilización.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conclusiones

1. El tratamiento con microorganismos autóctonos en dosis de 15 ml/l y el tratamiento de filtración con zeolita ecuatoriana asociado con el microorganismo eficiente (EM•1) generaron ventajas significativas para las variables turbidez, sólidos totales y dureza, con independencia de la localidad y de la fuente de agua tratada.
2. La variable temperatura presentó mayores valores relacionados con los tratamientos con los organismos eficientes (EM•1) cuando son filtrados con la zeolita cubana y, de manera similar, con la dosis de 5 ml/l de los microorganismos autóctonos.
3. Las variables físicas de las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio cumplen con la normatividad aplicable a las condiciones de calidad del agua de consumo y cuerpos de agua dulce vigentes en Ecuador.
4. Los niveles de turbidez del agua de la microcuenca del río Carrizal exceden los niveles permisibles para el consumo humano. Los tratamientos aplicados no lograron la corrección a los límites reglamentados.

Referencias

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 368-399. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-09

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

APHA-AWWA-WEF, American Paint Horse Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water* (22nd ed.) Washington: American Public Health Association.

AGEARTH, Asociación de Graduados de la EARTH-Ecuador. (2018). *Desplegable informativo sobre los microorganismos eficaces*. Riobamba, Ecuador: Asociación de Graduados de la EARTH. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

Baque-Mite, R., Simba-Ochoa, L., González-Ozorio, B., Suatunce, P., Diaz-Ocampo, E., & Cadme-Arevalo, L. (2016) Calidad del agua destinada al consumo humano en un cantón de Ecuador. *Revista Ciencia UNEMI*, 9 (20), 109-117.

Barrenechea, A. (2004). *Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de infiltración rápida. Manual I: Teoría. Tomo I*. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Canales, H., & Sevilla, A. (2017). *Evaluación del uso de microorganismos eficaces en el tratamiento de efluentes domésticos residuales del distrito de Patapo* (tesis de grado). Escuela Profesional de Ingenierńa Química, Universidad Nacional "Pedro Ruiz Gallo", Lambayeque, Perú.

Covarrubias, C., García, R., Yánez, J., & Arriagada, R. (2008). Preparation of CPB-modified FAU zeolite for the removal of tannery waste water contaminants. *Journal of Porous Materials*, 15(4), 491-498.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cuchimaque, C., Vargas, L. Y., & Ríos, C. (2013). Remoción de Fe y Mn en aguas naturales por adsorción-oxidación sobre clinoptilolita. *Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 66, 24-44.

Di Renzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., & Robledo C. W. (2016). *InfoStat versión 2016*. Córdoba, Argentina: Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.

Fioravanti, N., Vega, C., & Okumoto, J. (2005). Eficiencia de los microorganismos eficaces (EM) en la estabilización de lodos sépticos para su uso agrícola. *Revista de la Universidad EARTH. Tierra Tropical*, 1(1), 69-76.

Global Health and Education Foundation, National Academy of Science. (2007). *El agua potable segura es esencial*. Recuperado de https://www.koshland-science-museum.org/water/html/es/Treatment/Household-Water-Treatment-Systems.html

Gutiérrez, O., Scull, I., & Oramas, A. (2006). Zeolita natural para la reducción de la dureza del agua. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 40(2), 191-192.

Hoff, J. & Geldreich, E. (1981). Comparison of the biocidal efficiency of alternative desinfectans. *Journal American Water Works Association*, 73, 40.

Luna, P. D. M. (2006). *Atlas de ciliados y otros microorganismos frecuentes en sistemas de tratamiento aerobio de aguas residuales*.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Facultad de Química. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México. .

Marco, L., Azario, R., Metzler, C., & García, M. (2004). La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadoras a partir de fuentes superficiales. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 4, 72-82.

Márquez, E., Herrera, T. N., & Gutiérrez, N. M. (2000) *Características físico-químicas de las zeolitas naturales como medio filtrante*. Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Porto Alegre, Brasil.

Mejía, M. (2015). *Análisis de la calidad del agua para consumo humano y percepción local de las tecnologías apropiadas para su desinfección a escala domiciliaria, en la microcuenca El Limón, San Jerónimo, Honduras* (trabajo de grado). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica.

MAE, Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2009). *Proyecto Adaptación al Cambio Climático a través de una Efectiva Gobernabilidad del Agua en el Ecuador (PACC). Estudio de vulnerabilidad actual a los riesgos climáticos en el sector de los recursos hídricos en las cuencas de los Ríos Paute, Jubones, Catamayo, Chone, Portoviejo y Babahoyo.* Quito, Ecuador: Manthra Editores.

Mishué, E., Hernández, M., & González, J. (2012). *Remoción de arsénico de agua para uso y consumo humano empleando arcillas y zeolitas mediante diferentes materiales de adsorción* (tesis de maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF, México.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

NTE INEM. Norma Técnica Ecuatoriana, Instituto Nacional Ecuatoriano de Nomalización. (2014). ISO 1108. *Agua potable. Requisitos. s.l.: Norma Técnica Ecuatoriana*. Guayas, Ecuador: Instituto Nacional Ecuatoriano de Nomalización. Recuperado de http://www.pudeleco.com/files/a16057d.pdf

NTE INEN. Norma Técnica Ecuatoriana, Instituto Nacional Ecuatoriano de Nomalización. (2017). ISO 2200. *Agua purificada envasada. Requisitos.* s.l.: *Norma Técnica Ecuatoriana*. Guayas, Ecuador: Instituto Nacional Ecuatoriano de Nomalización. Recuperado de https://www.normalizacion.gob.ec/buzon/normas/nte_inen_2200-2.pdf

Orellana, J. (2015). *Características del agua potable. Ingeniería Sanitaria*. Ingeniería Sanitaria-UTN–FRRO. Recuperado de https://www.frro.utn.edu.ar/repositorio/catedras/civil/ing_sanitaria/Ingenieria_Sanitaria_A4_Capitulo_03_Caracteristicas_del_Agua_Potable.pdf

Paredes , D. (2014). Estudio de la modificación termoquímica de una zeolita para incrementar su capacidad de intercambio catiónico (CIC) y aplicarla en la remediación de aguas contaminadas con Plomo (II). http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/UNSA/2923.

Parra, Y., Cedeño, M., García, M., Mendoza, I., González, Y., & Fuentes, L. (2011). Clarificación de aguas de alta turbidez empleando el mucílago de *Opuntia wentiana* (Britton & Rose)/(*Cactaceae*). *Redieluz*, 1 (1), 27-33.

Power, K., & Nagy, L. (1999). Relationship between bacterial regrowth and some physical and chemical parameters within Sydney's

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

drinking water distribution system. *Water Research*, 33(3), 741-750.

Puglla, L. J. (2017). *Evaluación de la calidad del agua cruda captada con fines de consumo humano en la parroquia Patuca y propuesta de un plan de manejo de la microcuenca Yaguaimi* (trabajo de grado). Escuela de Ingeniería Ambiental, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador.

Silva, F., & Azevedo C. (2016). The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. *African Journal of Agricultural Research*, 11(39), 3733-3740.

Silva-Acuña, R., Álvarez, V. H., & Silva-Acuña, A. (2000). Cómo comparar correctamente tratamientos de naturaliza cualitativa. *Agronomía Tropical*, 50(2), 151-155.

Toc, M. (2012). *Efecto de los microorganismos eficientes (ME) en las aguas residuales de la granja porcina de Zamorano, Honduras* (trabajo de grado). Facultad de Ciencia y Producción Agrícola, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras.

Vera, I. L., Rojas, M., Chávez, W., & Arriaza, B. T. (2016) Evaluación de materiales filtrantes para el reúso en agricultura de aguas residuales tratadas provenientes de zonas áridas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 26(1).

Wang, S. & Peng, Y. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 156, 11-24.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

Notas

Corrección de las crecientes de diseño por incertidumbre hidrológica

Correction of design floods due to hydrological uncertainty

Daniel Francisco Campos-Aranda[1]

[1]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

La planeación, diseño y/o revisión hidrológica de las obras hidráulicas se basa en las llamadas crecientes de diseño (CD) o gastos máximos del río asociados con bajas probabilidades de excedencia. Las CD se estiman por medio del análisis de frecuencia (AF), método estadístico que ignora las incertidumbres hidrológicas involucradas. Cuando tales indecisiones son tomadas en cuenta, las CD no son magnitudes únicas, sino una gama de valores, y entonces, el diseño y la revisión de la infraestructura hidráulica se vuelve un proceso indeterminado. La corrección de las CD conforme a

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la incertidumbre hidrológica se puede realizar de forma práctica y simple, con base en el procedimiento que han desarrollado Botto, Ganora, Claps y Laio (2017), fundamentado en un factor de corrección ($\hat{y}$), que modifica las CD obtenidas con el AF. El valor de $\hat{y}$ resulta de varias ecuaciones empíricas, función de tamaño del registro disponible de gastos máximos anuales y del periodo de retorno (*Tr*) en años o inverso de la probabilidad de excedencia. Se dispone de cinco ecuaciones de $\hat{y}$, una para cada función de distribución de probabilidades (FDP) más utilizada en el AF, éstas son: Log-Pearson tipo III, general de valores extremos, logística generalizada, Log-Normal y Pearson tipo III. El método correctivo se aplicó a siete registros de crecientes, previa selección objetiva de la FDP más adecuada, según sus cocientes de momentos L. Se obtuvo que los factores correctivos ($\hat{y}$) varían en el *Tr* de 50 años del 1 al 5.6%; en cambio, en el *Tr* de 1 000 años, las correcciones fluctuaron del 14.9 hasta el 43.9%.

Palabras clave: análisis de frecuencias, crecientes de diseño, corrección de incertidumbre hidrológica, momentos L, cocientes de momentos L, distribuciones LP3, GVE, LOG, LN3 y PT3, distancia absoluta mínima, error estándar de ajuste.

Abstract

The planning, design and/or hydrological review of hydraulic works is based on the so–called *Design Floods* (DF) or maximum river flows associated with low probabilities of exceedance. The DFs are estimated through the Frequency Analysis (FA), a statistical method that ignores the hydrological uncertainties involved. When such indecisions are taken into account, the DFs are not unique magnitudes but a range of values and

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

then the design and revision of the hydraulic infrastructure becomes an indeterminate process. The correction of the DFs according to the hydrological uncertainty can be done using a practical and simple procedure developed by Botto, Ganora, Claps and Laio (2017). The method is based on a correction factor ($\hat{y}$), which modifies the DFs obtained with the FA. The value of $\hat{y}$ is obtained with several empirical equations that are a function of the size of the available record of maximum annual flows and of the return period in years or inverse of the probability of exceedance. There are five equations of $\hat{y}$, one for each of the most used probability distribution functions (PDF) in the FA, these are: Log-Pearson type III, General of Extreme Values, Generalized Logistic, Log-Normal and Pearson type III. The corrective method was applied to seven records of floods, after objective selection of the most appropriate PDF, according to their quotients of moments L. It was obtained that the corrective factors ($\hat{y}$) vary, in the *Tr* of 50 years from 1 to 5.6%; on the other hand, in the *Tr* of 1 000 years the corrections fluctuated from 14.9 to 43.9%.

Keywords: Frequency analysis, design floods, correction of hydrological uncertainty, moments L, ratios of moments L, distributions LP3, GEV, LOG, LN3 and PT3, minimum absolute distance, standard error of fit.

Recibido: 04/02/2020

Aceptado: 08/04/2020

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Introducción

Análisis de frecuencia de crecientes

La planeación, diseño, construcción y revisión hidrológica de las obras hidráulicas, como embalses, diques de protección, canalizaciones, puentes y el drenaje pluvial urbano se realizó con base en las llamadas crecientes de diseño (CD), que son gastos máximos del río relacionados con bajas probabilidades de excedencia. La estimación más confiable de las CD se llevó a cabo con el análisis de frecuencia de crecientes (AFC).

Hacia mediados de la primera década del siglo XX se realizaron las primeras aplicaciones de los conceptos probabilísticos al problema de la estimación de las CD. Su objetivo fundamental fue remplazar las técnicas basadas en curvas envolventes y en fórmulas empíricas por un método más objetivo y exacto. Para mediados del siglo pasado, la existencia de amplios registros de gastos máximos anuales y los avances teóricos que desarrollaron nuevos modelos probabilísticos permitieron llegar a un enfoque estándar para el AFC (Merz & Blöschl, 2008).

El AFC consiste básicamente en ajustar una función de distribución de probabilidades (FDP) a la secuencia ordenada de gastos máximos anuales, para extrapolar su cola derecha, y realizar predicciones o estimaciones con bajas probabilidades de excedencia. Este proceso consta

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de cuatro pasos: (1) verificación de la aleatoriedad del registro de crecientes por procesar; (2) ajuste de varias FDP, por medio de los métodos de momentos, máxima verosimilitud y momentos L; (3) selección del mejor ajuste, a través de medidas cuantitativas, como los errores estándar de ajuste y absoluto medio, y (4) obtención de las predicciones buscadas (Kite, 1977; Stedinger, Vogel, & Foufoula–Georgiou, 1993; Rao & Hamed, 2000; Meylan, Favre, & Musy, 2012; Stedinger, 2017).

El AFC implica varias debilidades o incertidumbres hidrológicas, que se pueden concretar en tres aspectos. El primero refiere la representatividad del registro disponible de crecientes en el futuro, donde puede ser alterado por cambios físicos en la cuenca o bien por el cambio climático regional o global. Lo anterior también implica que todos los registros pueden contener errores de medición o de muestreo. El segundo generador de incertidumbre está asociado con la extrapolación que se debe hacer para estimar periodos de retorno de 100, 500 y 1 000 años, ya que por lo general, los registros disponibles de crecientes no exceden los 80 años. Finalmente, la tercera fuente de incertidumbre radica en el propio método, al tener que seleccionar una FDP para llevar a cabo las predicciones (Merz & Blöschl, 2008).

Procedimiento UNCODE

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Botto, Ganora, Laio y Claps (2014) expusieron el procedimiento llamado *Uncertainty Compliant Design Flood Estimation* (UNCODE), un enfoque novedoso que parte del intervalo o rango de valores posibles para cada CD y que converge en un diseño único. Por medio del UNCODE se pueden estimar las CD conforme a la incertidumbre hidrológica, pues permite seleccionar estimaciones de crecientes significativas procedentes de su FDP, que se tiene en cada valor del periodo de retorno (*Tr*), al plantear restricciones adicionales basadas en el criterio de costo-beneficio, las cuales se resuelven de forma numérica, por medio de un esquema de simulación.

El criterio de costo-beneficio mínimo se puede consultar en Campos-Aranda (2015). Botto, Ganora, Claps y Laio (2017) presentan un resumen del proceso operativo del UNCODE, y en Kjeldsen, Lamb y Blazkova (2014) es posible consultar los aspectos generales relativos a la incertidumbre en los AFC; para aspectos más específicos, revisar Burn (2003), y Cheng, Chang y Hsu (2007).

Objetivo

Botto *et al.* (2017) lograron concretar los resultados del UNCODE en un procedimiento muy simple, que corrige la CD estimada a través del AFC, mediante un factor correctivo, función del tamaño del registro (*n*) y del periodo de retorno (*Tr*). El resultado es una estimación de la CD

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

considerando incertidumbre hidrológica ($\hat{Q}_{Tr}^{*}$). El objetivo básico de esta nota es divulgar tal procedimiento, exponiendo la parte operativa de los momentos L y una selección idónea de la FDP con base en la distancia absoluta mínima, calculada por medio de los cocientes de momentos L; lo anterior, en siete aplicaciones numéricas reales en registros de gasto máximo anual de la región hidrológica No. 10, Sinaloa, México.

Métodos y materiales

Estimación del factor correctivo

Botto *et al*. (2014) han demostrado que la CD obtenida aplicando el UNCODE (Q_{Tr}^{*}) siempre es un valor mayor que la estimada (Q_{Tr}) con el AFC, a la que llaman libre de incertidumbres (*uncertainty-free*). Por otra parte, Botto *et al.* (2017) han definido que la diferencia relativa entre ambos valores corresponde con el factor de corrección (y), esto es:

$$y = \frac{Q_{Tr}^{*} - Q_{Tr}}{Q_{Tr}} \quad (1)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Según Botto *et al.* (2017), el valor de *y* aumenta con el *Tr* debido al incremento de la incertidumbre de la estimación de Q_{Tr} y para un *Tr* fijo también crece con la variabilidad en la distribución de probabilidades que permite estimar Q_{Tr}, la cual es la función del tamaño (*n*) del registro disponible de gastos máximos anuales utilizado en el AFC. A partir de la Ecuación (1) se puede obtener la estimación buscada de $\hat{Q}^*_{Tr}$, como:

$$\hat{Q}^*_{Tr} = (1 + \hat{y}) \cdot Q_{Tr} \qquad (2)$$

El mejor estimador $\hat{y}$ del factor de corrección se consigue con la expresión siguiente, según resultados de Botto *et al.* (2017):

$$\hat{y} = \frac{1}{100}\exp\left[a_0 + a_1\sqrt{n} + a_2 \cdot \ln(Tr)\right] \qquad (3)$$

Los coeficientes a_0, a_1 y a_2 se citan en la Tabla 1 y dependen de la distribución de probabilidades utilizada en el AFC; se evaluaron aplicando de manera extensiva el UNCODE. Botto *et al.* (2017) usaron cinco distribuciones fuente u origen (*parent distributions*), ocho tamaños *n* de 30 a 100 en intervalos de 10 y 100 secuencias sintéticas para cada combinación de modelo fuente y tamaño *n*. Las distribuciones fuente fueron Log-Pearson tipo III (LP3), general de valores extremos (GVE), logística generalizada (LOG), Log-Normal (LN3) y Pearson tipo III (PT3).

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 1. Coeficientes de la Ecuación (3) y sus propiedades estadísticas adimensionales: coeficiente de determinación (R^2), error absoluto medio (*EAM*) y error estándar medio (*EEM*).

Distribución fuente	a_0	a_0	a_0	R^2	***EAM***	***EEM***
LP3	0.78	−0.26	0.687	0.89	0.0235	0.0363
GVE	−2.27	−0.30	1.110	0.85	0.0190	0.0321
LOG	−2.36	−0.25	0.994	0.85	0.0096	0.0145
LN3	−0.82	−0.25	0.809	0.94	0.0107	0.0160
PT3	0.59	−0.24	0.567	0.96	0.0080	0.0115

Las distribuciones fuente de la Tabla 1 citaron el orden cronológico en que fueron aceptadas como FDP de aplicación bajo precepto. Por lo anterior, primero se expuso la distribución LP3, sugerida hacia finales de la década de 1970 en EUA; después la GVE propuesta en Inglaterra en 1975, y por último la LOG, que sustituyó a la GVE a partir de 1999. Después se citó a la LN3 de aplicación generalizada en los AFC desde el decenio de 1970 y por último a la PT3 de uso escaso en los AFC.

Botto *et al.* (2017) indican que en 90% de los registros sintéticos sus propiedades estadísticas oscilaron en los intervalos siguientes, para los cocientes de momentos L: de variación $0.28 \leq \tau_2 \leq 0.40$; de asimetría $0.14 \leq \tau_3 \leq 0.40$, y de curtosis $0.07 \leq \tau_4 \leq 0.32$. Los valores de Q_{Tr} procedentes del AFC y su estimador Q^*_{Tr} del valor exacto obtenido con el UNCODE se calcularon para cada uno de los 800 registros sintéticos generados para cada distribución fuente. Este paso se hizo al adoptar una

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

distribución adecuada a cada serie sintética seleccionada de entre los cinco modelos fuente (LP3, GVE, LOG, LN3 y PT3). Lo anterior reproduce la situación real del AFC, de no conocer *a priori* la distribución fuente; así, el error debido a la incorrecta especificación de la distribución probabilística está incluido en los resultados. Los periodos de retorno (*Tr*) procesados fueron los cinco siguientes: 50, 100, 200, 500 y 1 000 años.

En términos generales, las regresiones obtenidas y propuestas por Botto *et al.* (2017) son confiables, al variar de 0.85 a 0.96 su coeficiente de determinación. Además, su análisis de residuos mediante el EAM y el EEM en la Tabla 1 definen un valor medio global de 0.0181, es decir, del orden de 2% de variación de $\hat{y}$, donde, para fines prácticos, en la estimación de una CD es despreciable.

Momentos y cocientes *L*

Los momentos *L* (λ_i) son combinaciones lineales de los momentos de probabilidad pesada (β_i) desarrollados por Greenwood, Landwehr, Matalas y Wallis (1979), y se trata de parámetros estadísticos asociados con los datos ordenados. Los momentos *L* son un sistema eficiente y robusto para el ajuste de las FDP que están actualmente en uso o establecidas bajo precepto. Sus ecuaciones de cálculo son (Stedinger *et al.*, 1993; Hosking & Wallis, 1997; Rao & Hamed, 2000; Stedinger, 2017):

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\lambda_1 = \beta_0 \quad (4)$$

$$\lambda_2 = 2 \cdot \beta_1 - \beta_0 \quad (5)$$

$$\lambda_3 = 6 \cdot \beta_2 - 6 \cdot \beta_1 + \beta_0 \quad (6)$$

$$\lambda_4 = 20 \cdot \beta_3 - 30 \cdot \beta_2 + 12 \cdot \beta_1 - \beta_0 \quad (7)$$

Además se definen los cocientes (τ) de momentos *L*, comenzando con *L-Cv*, análogo a este coeficiente, y después los de similitud, con los coeficientes de asimetría y de curtosis, los cuales son:

$$\tau_2 = \lambda_2/\lambda_1 \quad (8)$$

$$\tau_3 = \lambda_3/\lambda_2 \quad (9)$$

$$\tau_4 = \lambda_4/\lambda_2 \quad (10)$$

En una muestra de tamaño *n*, con sus elementos x_i arreglados en orden ascendente ($x_1 \leq x_2 \leq \cdots \leq x_n$), los estimadores insesgados de β_r se obtienen con la expresión general siguiente:

$$\beta_r = \frac{1}{n}\sum_{j=r+1}^{n} \frac{(j-1)\cdot(j-2)\cdots(j-r)}{(n-1)\cdot(n-2)\cdots(n-r)} x_j \quad (11)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Diagrama de cocientes *L*

Tiene en el eje de las abscisas a τ_3 y en el de las ordenadas a τ_4. Las FDP de tres parámetros de ajuste son líneas curvas con las siguientes ecuaciones de tipo polinomio (Hosking & Wallis, 1997):

Logística generalizada (LOG):

$$\tau_4^{\mathrm{LOG}} = 0.16667 + 0.83333 \cdot \tau_3^2 \qquad (12)$$

Pareto generalizada (PAG):

$$\tau_4^{\mathrm{PAG}} = 0.20196 \cdot \tau_3 + 0.95924 \cdot \tau_3^2 - 0.20096 \cdot \tau_3^3 + 0.04061 \cdot \tau_3^4 \qquad (13)$$

Log-Normal (LN3):

$$\tau_4^{\mathrm{LN3}} = 0.12282 + 0.77518 \cdot \tau_3^2 + 0.12279 \cdot \tau_3^4 - 0.13638 \cdot \tau_3^6 + 0.11368 \cdot \tau_3^8 \qquad (14)$$

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Pearson tipo III (PT3):

$$\tau_4^{\mathrm{PT3}} = 0.12240 + 0.30115 \cdot \tau_3^2 + 0.95812 \cdot \tau_3^4 - 0.57488 \cdot \tau_3^6 + 0.19383 \cdot \tau_3^8 \quad (15)$$

y general de valores extremos (GVE):

$$\tau_4^{\mathrm{GVE}} = 0.10701 + 0.11090 \cdot \tau_3 + 0.84838 \cdot \tau_3^2 - 0.06669 \cdot \tau_3^3 + SF \quad (16)$$

siendo $SF = 0.00567 \cdot \tau_3^4 - 0.04208 \cdot \tau_3^5 + 0.03763 \cdot \tau_3^6$

Utilizando los logaritmos de los datos en la Ecuación (4), Ecuación (5), Ecuación (6), Ecuación (7), Ecuación (8), Ecuación (9), Ecuación (10) y Ecuación (11) se obtienen los cocientes *L* logarítmicos, y entonces se puede utilizar la Ecuación (15) para evaluar la FDP Log-Pearson tipo III (LP3). La Figura 1 indica el diagrama de cocientes de momentos *L*, procedente de Hosking y Wallis (1997).

Selección de la mejor FDP

Uno de los enfoques recientes para la selección de la mejor FDP a utilizar en el AFC consiste en llevar al diagrama de cocientes *L*, los valores de la

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

muestra (τ_3 y τ_4) y definir su cercanía a alguna de las curvas, para obtener el mejor modelo probabilístico. A fin de evitar la subjetividad en la selección de la FDP, se ha propuesto evaluar la distancia absoluta (DA) mínima con la expresión siguiente (Yue & Hashino, 2007):

$$DA = \left|\tau_4[\tau_3^{obs}] - \tau_4^{obs}\right| \quad (17)$$

donde τ_3^{obs} y τ_4^{obs} son los cocientes *L* de asimetría y curtosis del registro o serie disponible de gastos máximos anuales y $\tau_4[\tau_3^{obs}]$ es el valor teórico del cociente *L* de curtosis calculado con cada FDP (Ecuación (12), Ecuación (13), Ecuación (14), Ecuación (15) y Ecuación (16)), para el valor observado del cociente *L* de asimetría. Una FDP con el menor valor de la *DA* es la mejor para los datos.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

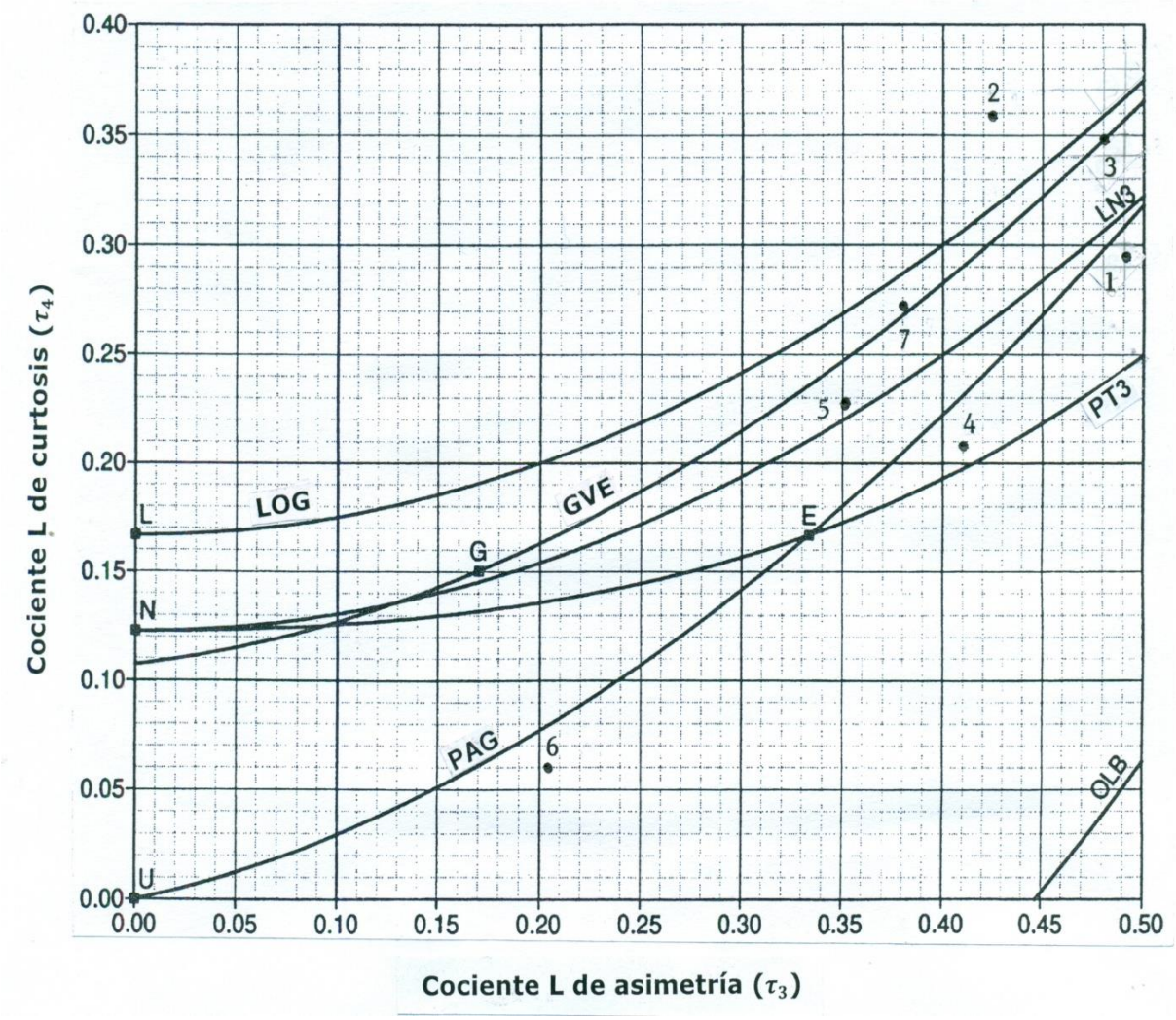


Figura 1. Diagrama de cocientes de momentos *L*, mostrando FDP de 2 y 3 parámetros de ajuste (Hosking & Wallis, 1997).

Ajuste de las FDP fuente

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La distribución LP3 se aplicó exclusivamente con el método de momentos en el dominio logarítmico (WRC, 1977; Campos-Aranda, 2015); en cambio, Botto *et al*. (2017) la ajustaron como una PT3 con base en los cocientes *L* logarítmicos. El resto de distribuciones de la Tabla 1 se ajustaron con el método de los momentos *L*, según procedimientos descritos por Hosking y Wallis (1997). En todos los casos se evaluó el error estándar de ajuste (*EEA*).

Error estándar de ajuste

Es el indicador más común para el contraste de las FDP a datos reales (Chai & Draxler, 2014). Se estableció a mediados de los años 1970 (Kite, 1977) y se ha aplicado en México haciendo uso de la fórmula empírica de Weibull (Benson, 1962). Hoy en día se recomienda su aplicación utilizando la fórmula de Cunnane (Ecuación (18)) , que de acuerdo con Stedinger (2017) conduce a probabilidades de no excedencia (p) aproximadamente insesgadas para muchas FDP, ésta es:

$$p = \frac{i-0.40}{n+0.20} \tag{18}$$

La expresión del error estándar de ajuste (EEA) es:

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$EEA = \left[\frac{\sum_{i=1}^{n}(Q_i - \hat{Q}_i)^2}{(n-np)}\right]^{1/2} \quad (19)$$

Donde Q_i son los gastos máximos anuales ordenados de menor a mayor, cuyo número es *n,* y $\hat{Q}_i$ los gastos máximos estimados, para la probabilidad estimada con la Ecuación (18) y la FDP que se contrasta; *np* es el número de parámetros de ajuste de la FDP, con tres para las cinco que serán aplicadas.

Registros de crecientes por analizar

Para el desarrollo de las aplicaciones numéricas se escogió procesar los siete registros más amplios ($43 \leq n \leq 56$) de la información hidrométrica que procesó (Campos-Aranda, 2014) de la región hidrológica No. 10, Sinaloa, México, que corresponden a las estaciones Huites, Santa Cruz, Jaina, Naranjo, Acatitán, Zopilote y El Bledal. En la Tabla 2 se citan dos características generales y los valores de los cocientes de momentos *L* de las siete estaciones seleccionadas.

Tabla 2. Tamaños de cuenca, amplitud de registro y cocientes de momentos *L* en las siete estaciones hidrométricas seleccionadas de la región hidrológica No. 10, Sinaloa, México.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Número y estación	A (km²)	n	τ_3	τ_4	$\tau_3^{\ln}$	$\tau_4^{\ln}$
1. Huites	26 057	51	0.49086	0.29757	0.14918	0.14510
2. Santa Cruz	8 919	52	0.42451	0.35919	−0.08131	0.17382
3. Jaina	8 179	56	0.47970	0.34935	0.04559	0.18304
4. Naranjo	2 064	45	0.40967	0.20800	−0.03623	0.11706
5. Acatitán	1 884	43	0.35069	0.22836	−0.27398	0.20318
6. Zopilote	666	56	0.20325	0.06008	−0.20501	0.09740
7. El Bledal	371	56	0.38055	0.27257	−0.02134	0.15315

En la Figura 1 se muestra la posición gráfica de cada registro según sus cocientes *L* de asimetría y curtosis; las siguientes se deducen como FDP convenientes (por su cercanía): Huites PAG, Santa Cruz LOG, Jaina GVE, Naranjo PT3, Acatitán LN3, Zopilote PAG y El Bledal GVE.

Resultados y su análisis

Verificación de la aleatoriedad de los registros

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para que los resultados del AFC sean exactos, el registro de gastos máximos anuales por procesar debe haber sido generado por un proceso aleatorio estacionario, lo cual implica que no haya cambiado en el tiempo. Por lo tanto, el registro de crecientes requiere estar integrado por datos independientes, exentos de componentes determinísticas.

Para probar lo anterior, se aplicó el Test de Wald-Wolfowitz, prueba no paramétrica utilizada por Bobée y Ashkar (1991); Rao y Hamed (2000), y Meylan, Favre y Musy (2012), para verificar independencia y estacionariedad en registros de gastos máximos anuales. Su aplicación en los siete registros seleccionados demostró que están integrados por datos independientes y aleatorios.

Mejor FDP según *DA* mínima

Con base en los cocientes de momentos *L* de la Tabla 2 se aplicó la Ecuación (17) para encontrar las dos *DA* mínimas y así definir las dos FDP más adecuadas en la Tabla 3. La segunda opción se utilizará en las estaciones Huites y Zopilote debido a que Botto *et al.* (2017) no establecieron como distribución fuente la Pareto Generalizada en la Tabla 1.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 3. Mejores dos FDP según distancia absoluta (DA) mínima de los registros de crecientes anuales de las siete estaciones hidrométricas seleccionadas de la región hidrológica No. 10, Sinaloa, México.

Estación	*DA*	FDP	*DA*	FDP
Huites	0.0113	PAG	0.0155	LP3
Santa Cruz	0.0423	LOG	0.0494	LP3
Jaina	0.0016	GVE	0.0091	LOG
Naranjo	0.0057	LP3	0.0106	PT3
Acatitán	0.0086	LN3	0.0189	GVE
Zopilote	0.0190	PAG	0.0393	LP3
El Bledal	0.0043	GVE	0.0148	LOG

Predicciones de diseño y sus correcciones

La Tabla 4 expone las predicciones estimadas con cada FDP más convenientes para los cinco periodos de retorno que analizaron Botto *et al.* (2017). Además, se muestran sus factores correctivos ($\hat{y}$) calculados con la Ecuación (3), por último se tienen las CD corregidas ($\hat{Q}^{*}_{Tr}$) por incertidumbre hidrológica.

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 4. Predicciones (Q_{Tr}) en m^3/s obtenidas con la FDP indicada y crecientes de diseño corregidas ($\hat{Q}^*_{Tr}$) en las siete estaciones hidrométricas indicadas de la región hidrológica No. 10, Sinaloa, México.

Estación **FDP** ***EEA* (m^3/s)**	**Cálculo (*n*)**	**Periodos de retorno en años**				
		50	**100**	**200**	**500**	**1 000**
Huites	Q_{Tr}	15 613	21 776	29 993	45 130	60 942
LP3	$\hat{y}$ (51)	0.050	0.081	0.130	0.244	0.392
957.1	$\hat{Q}^*_{Tr}$	16 394	23 540	33 892	56142	84 831
Santa Cruz	Q_{Tr}	4 335	5 891	7971	11843	15 948
LOG	$\hat{y}$ (52)	0.008	0.015	0.030	0.075	0.149
277.5	$\hat{Q}^*_{Tr}$	4 370	5 979	8 210	12 731	18 324
Jaina	Q_{Tr}	4 419	6 101	8 367	12 614	17148
GVE	$\hat{y}$ (56)	0.008	0.018	0.039	0.108	0.234
360.3	$\hat{Q}^*_{Tr}$	4 454	6 210	8 693	13976	21 161
Naranjo	Q_{Tr}	3 090	3 973	4 976	6 499	7 808
LP3	$\hat{y}$ (45)	0.056	0.090	0.145	0.273	0.439
136.2	$\hat{Q}^*_{Tr}$	3 263	4 331	5 698	8 273	11 236
Acatitán	Q_{Tr}	3 440	4 263	5 178	6 537	7 689
LN3	$\hat{y}$ (43)	0.020	0.035	0.062	0.130	0.229
150.5	$\hat{Q}^*_{Tr}$	3509	4412	5499	7387	9450
Zopilote	Q_{Tr}	1 269	1 432	1 576	1 739	1 844

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

LP3	$\hat{y}$ (56)	0.046	0.074	0.119	0.223	0.359
67.1	$\hat{Q}^*_{Tr}$	1 327	1 538	1 764	2 127	2 506
El Bledal	Q_{Tr}	1 090	1 404	1 792	2 446	3 077
GVE	$\hat{y}$ (56)	0.008	0.018	0.039	0.108	0.234
64.0	$\hat{Q}^*_{Tr}$	1 099	1 429	1 862	2 710	3 797

Se observó en la Tabla 4 que las correcciones ($\hat{y}$) más reducidas en el Tr = 50 años fueron menores de 1% en las estaciones Santa Cruz, Jaina y El Bledal; la más grande, de 5.6%, se tiene en Naranjo. En el Tr = 1 000 años, la corrección más baja es de 14.9% en Santa Cruz; la más grande asciende a 43.9% en Naranjo. En general, las correcciones de la distribución LP3 son mayores; las menores son del modelo LOG; lo anterior debe estar relacionado con la densidad de la cola derecha (El Adlouni, Bobée, & Ouarda, 2008); de éstas, dos FDP de aplicación bajo precepto en EUA e Inglaterra.

Conclusiones

Debido a la gran simplicidad que tiene el método correctivo de las crecientes de diseño por incertidumbre hidrológica, desarrollado por Botto

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 11(6), 400-425. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-06-10

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

et al. (2017), y basado en las Ecuación (2) y Ecuación (3), el mérito de esta nota es exclusivamente su divulgación.

En las siete aplicaciones numéricas descritas se utilizaron los registros más amplios de gastos máximos anuales de la región hidrológica No. 10, Sinaloa, México, haciendo uso del diagrama de cocientes *L* y de la distancia absoluta mínima para seleccionar de manera objetiva la mejor FDP de cada registro disponible.

Los factores correctivos ($\hat{y}$), calculados con la Ecuación (3), disminuyen conforme el tamaño (*n*) del registro aumenta y crecen con el valor del periodo de retorno (*Tr*). En el *Tr* = 50 años se tienen por lógica las correcciones más reducidas, las cuales llegaron a 5.6%. En cambio, en el *Tr* = 1 000 años, las correcciones fluctuaron de 14.9 a 43.9%.

En igualdad de valores de *n* y *Tr*, en la Tabla 4 se observó que los valores de $\hat{y}$ son mayores para la distribución LP3 y menores con la LOG. Para las otras tres FDP (GVE, LN3 y PT3) fueron similares.

Agradecimientos

Se agradecen los comentarios y correcciones sugeridas por los tres árbitros anónimos B, D y E, las cuales permitieron mejorar la redacción del texto, destacar sus resultados y ampliar los conceptos teóricos de la incertidumbre hidrológica que ocurre en los análisis de frecuencias de crecientes.

Referencias

Benson, M. A. (1962). Plotting positions and economics of engineering planning. *Journal of Hydraulics Division*, 88(6), 57–71.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Bobée, B. & Ashkar, F. (1991). *The Gamma Family and derived distributions applied in Hydrology*. Chapter 1: Data requirements for hydrologic frequency analysis (pp. 1-12). Littleton, USA: Water Resources Publications.

Botto, A., Ganora, D., Laio, F., & Claps, P. (2014). Uncertainty compliant design flood estimation. *Water Resources Research*, 50(5), 4242-4253.

Botto, A., Ganora, D., Claps, P., & Laio, F. (2017). Technical note: Design flood under hydrological uncertainty. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(7), 3353-3358.

Burn, D. H. (2003). The use of resampling for estimating confidence intervals for single site and pooled frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 48(1), 25-38.

Campos-Aranda, D. F. (2014). Análisis regional de frecuencia de crecientes en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México. 2: contraste de predicciones locales y regionales. *Agrociencia*, 48(3), 255-270.

Campos-Aranda, D. F. (2015). Introducción a la hidrología urbana. En: *Técnicas estadísticas y probabilísticas* (pp. 25-51). San Luis Potosí, México: Edición del autor (ISBN–970–95118–1–5). 307 páginas.

Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? – Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7, 1247-1250.

Cheng, K. S., Chang, J. L., & Hsu, C. W. (2007). Simulation of probability distributions commonly used in hydrological frequency analysis. *Hydrological Processes*, 21(1), 51-60.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El Adlouni, S., Bobée, B., & Ouarda, T. B. M. J. (2008). On the tails of extreme event distributions in hydrology. *Journal of Hydrology*, 355(1-4), 16-33.

Greenwood, J. A., Landwehr, J. M., Matalas, N. C., & Wallis, J. R. (1979). Probability weighted moments: Definition and relation to parameters of several distributions expressible in inverse form. *Water Resources Research*, 15(5), 1049-1054.

Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). *Regional frequency analysis. An approach based on L-moments.* Chapter 2: *L*-moments and Appendix: *L*-moments for some specific distributions. (pp. 14-43, 191-209). Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Kite, G. W. (1977). *Frequency and risk analyses in hydrology.* Chapter 3: Frequency distributions. General and chapter 12: Comparison of frequency distributions (pp. 27-39, 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.

Kjeldsen, T. R., Lamb, R., & Blazkova, S. D. (2014). Uncertainty in flood frequency analysis. In: Beven, K., & Hall, J. (eds.). *Applied Uncertainty analysis for flood risk management* (pp. 153.197). London, UK: Imperial College Press.

Merz, R., & Blöschl, G. (2008). Flood frequency hydrology: 1. Temporal, spatial and causal expansion of information. *Water Resources Research*, 44(8), 1-17.

Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). *Predictive Hydrology. A frequency analysis approach*. Chapter 3: Selecting and checking data series. (pp. 29-70). Boca Raton, USA: CRC Press.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). *Flood frequency analysis*. Theme 1.8: Tests on hydrologic data (pp. 12–21) and Chapter 3: Probability Weighted Moments and L–Moments. (pp. 53–72). Boca Raton, USA: CRC Press.

Stedinger, J. R. (2017). Flood frequency analysis. Chapter 76 (pp. 76.1-76.8). In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology*. New York, USA: McGraw-Hill Education.

Stedinger, J. R., Vogel, R. M., & Foufoula-Georgiou, E. (1993). Frequency analysis of extreme events. In: Maidment, D. R. (ed.). *Handbook of Hydrology* (pp. 18.1-18.66). New York, USA: McGraw-Hill, Inc.

WRC, Water Resources Council. (1977). *Guidelines for determining flood flow frequency*. Bulletin #17A of the Hydrology Committee. Washington, DC, USA: Water Resources Council.

Yue, S., & Hashino, M. (2007). Probability distribution of annual, seasonal and monthly precipitation in Japan. *Hydrological Sciences Journal*, 52(5), 863-877.