ISSN 2007-2422

# Tecnología y Ciencias del Agua

*Mil cascadas*, Taxco, Guerrero, México.
Foto: Gil Fuentes.

Vol. 11, núm. 4, julio-agosto 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. 4, julio-agosto 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

## *Articles*


| | | |
|---|---|---|
| Remoción del colorante azul marino directo sobre borra de café modificada<br>Grey Cecilia Castellar-Ortega<br>María Mercedes Cely-Bautista<br>Beatriz María Cardozo-Arrieta<br>Edgardo Ramón Angulo-Mercado<br>Evert de Jesús Mendoza-Colina<br>Alejandra M. Zambrano-Arevalo<br>Javier Enrique Jaramillo-Colpas<br>Cristian Leroy Rosales-Díaz | *Removal of the direct navy-blue dye on modified coffee bean*<br>Grey Cecilia Castellar-Ortega<br>María Mercedes Cely-Bautista<br>Beatriz María Cardozo-Arrieta<br>Edgardo Ramón Angulo-Mercado<br>Evert de Jesús Mendoza-Colina<br>Alejandra M. Zambrano-Arevalo<br>Javier Enrique Jaramillo-Colpas<br>Cristian Leroy Rosales-Díaz | 1 |
| Estimación del ciclo de cultivo de tomate (Solanum lycopersicum L.) en invernadero, con base en grados días calor (GDC) simulados con CFD<br>Cruz Ernesto Aguilar-Rodriguez<br>Jorge Flores-Velazquez<br>Fernando Rojano-Aguilar<br>Waldo Ojeda-Bustamante<br>Mauro Iñiguez-Covarrubias | *Tomato (Solanum lycopersicum L.) crop cycle estimation in greenhouse, based on degree day heat (GDC) simulated in CFD*<br>Cruz Ernesto Aguilar-Rodriguez<br>Jorge Flores-Velazquez<br>Fernando Rojano-Aguilar<br>Waldo Ojeda-Bustamante<br>Mauro Iñiguez-Covarrubias | 27 |
| Sustentabilidad de la huella hídrica en la cuenca del valle de México<br>Jorge A. Morales-Novelo<br>Lilia Rodríguez-Tapia | *Water footprint sustainability at valley of Mexico's basin*<br>Jorge A. Morales-Novelo<br>Lilia Rodríguez-Tapia | 58 |
| Modelado geométrico de hidrofacies aplicado al sector norte de Bucaramanga, Santander, Colombia<br>Mario Andrés Gómez-Arroyo<br>Oscar F. Sánchez-Ortíz | *Geometric modeling of hydrofacies applied to the northern sector of Bucaramanga, Santander, Colombia*<br>Mario Andrés Gómez-Arroyo<br>Oscar F. Sánchez-Ortíz | 101 |
| Remoción de bacterias patógenas del agua mediante electrocoagulación con ánodos de aluminio<br>Alonso Gamero-Quijano<br>Pilar García<br>Adolfo La Rosa-Toro-Gómez | *Removal of pathogenic microorganisms from water by electrocoagulation with aluminum electrodes*<br>Alonso Gamero-Quijano<br>Pilar García<br>Adolfo La Rosa-Toro-Gómez | 136 |
| Predicción de lluvias máximas para la república mexicana mediante modelos probabilísticos no estacionarios<br>Gabriela Álvarez-Olguín<br>Saúl Martínez-Ramírez<br>Brenda I. G. Licona-Morán | *Prediction of maximum rainfall in Mexico through non-stationary probabilistic models*<br>Gabriela Álvarez-Olguín<br>Saúl Martínez-Ramírez<br>Brenda I. G. Licona-Morán | 179 |
| Comparación de la disipación de energía en aguas abajo de aliviaderos escalonados y desconcertados de vertederos de tecla de piano<br>Seyed Mehdi Naghib Zadeh<br>Mohammad Heidarnejad<br>Alireza Masjedi<br>Amirabbas Kamanbedast<br>Amin Bordbar | *Comparison of energy dissipation in downstream of stepped and baffled spillways of piano key weirs*<br>Seyed Mehdi Naghib Zadeh<br>Mohammad Heidarnejad<br>Alireza Masjedi<br>Amirabbas Kamanbedast<br>Amin Bordbar | 215 |

# Contenido

# *Contents*

## Notas

## *Notes*


| | | |
|---|---|---|
| Medidas indicativas y preventivas contra la manipulación fraudulenta de medidores de agua<br>Stefan Ziemendorff | *Indicative and preventive measures against tampering of water consumption meters*<br>Stefan Ziemendorff | 244 |
| Revisión de las técnicas de desalinización de agua con perspectiva de optimizar requerimiento de energía<br>Armando G. Canales<br>Elisabet V. Wehncke<br>Napoleón Gudino-Elizondo | *Review of water desalination techniques towards an energy saving approach*<br>Armando G. Canales<br>Elisabet V. Wehncke<br>Napoleón Gudino-Elizondo | 279 |
| El empleo de cimacios tipo WES en vertedores tipo laberinto. Parte II<br>Rafael Pardo-Gómez | *The employment of ogees type WES in spillways type labyrinth. Part II*<br>Rafael Pardo-Gómez | 306 |
| Valoración económica del agua de la presa Solís para uso agrícola<br>Juan Trujillo-Murillo<br>Arturo Perales-Salvador | *Water economic valuation of Solís Dam for agricultural use*<br>Juan Trujillo-Murillo<br>Arturo Perales-Salvador | 339 |

2020, Instituto Mexicano 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-2020-04-01

Artículos

# Remoción del colorante azul marino directo sobre borra de café modificada

# Removal of the direct navy-blue dye on modified coffee bean

Grey Cecilia Castellar-Ortega[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-7711-5912

María Mercedes Cely-Bautista[2], ORCID: http://orcid.org/0000-0003-2980-8807

Beatriz María Cardozo-Arrieta[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0112-3622

Edgardo Ramón Angulo-Mercado[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4884-5099

Evert de Jesús Mendoza-Colina[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8333-0042

Alejandra M. Zambrano-Arevalo[6], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-8103-7611

Javier Enrique Jaramillo-Colpas[7], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-5921-1529

Cristian Leroy Rosales-Díaz[8], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-3655-709X

[1]Universidad Autónoma del Caribe, Barranquilla, Colombia, grey.castellar@uac.edu.co

[2]Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia, mariacely@mail.uniatlantico.edu.co

[3]Universidad Autónoma del Caribe, Barranquilla, Colombia, beatriz.cardozo@uac.edu.co

[4]Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia, edgangulo20@gmail.com

[5]Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia, evertmendoza@mail.uniatlantico.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/)

[6]Universidad de la Costa, Barranquilla, Colombia, azambran8@cuc.edu.co

[7]Universidad de la Costa, Barranquilla, Colombia, jjaramillo@cuc.edu.co

[8]Universidad Autónoma del Caribe, Barranquilla, Colombia, cristianleroy10@hotmail.com

Autora para correspondencia: Grey Cecilia Castellar-Ortega, grey.castellar@uac.edu.co

## Resumen

La presencia de colorantes en los cuerpos de agua inhibe la penetración de la luz, afectando la flora y la fauna de estos ecosistemas, razón por la cual se hacen cada vez esfuerzos mayores para eliminarlos antes de ser vertidos. Este estudio permitió remover el colorante azul marino directo (AMD), empleando carbón activado preparado a partir de la borra de café y $H_3PO_4$. La metodología experimental inició con la preparación de tres tipos de carbón activado, variando la concentración de $H_3PO_4$ (20, 40 y 60% m/v). Las propiedades de textura se evaluaron mediante isotermas de adsorción-desorción con $N_2$ a 77 K; la identificación y cuantificación de grupos funcionales orgánicos, en especial ácidos, con FTIR, y el método de Boehm, respectivamente. Se realizaron experimentos de adsorción por lote, variando la concentración inicial del colorante (5, 10, 50, 75, 100 y 200 mg/dm$^3$) a 25 °C y se determinó la cinética de adsorción. Tanto la borra de café como los carbones activados tienen naturaleza ácida con desarrollo de áreas superficiales entre 519 y 771 m$^2$/g. Con respecto al estudio por lote, se observó un crecimiento en monocapa y multicapa sobre una superficie heterogénea. El carbón activado preparado con 20% de $H_3PO_4$ registró la mayor capacidad de remoción, con un valor de 25.8 mg/g. El modelo cinético de pseudo segundo orden fue el que mejor se ajustó a los datos experimentales ($R^2$ > 0.98). Se puede concluir que la borra de café tratada con $H_3PO_4$ es un adsorbente eficiente para eliminar AMD de soluciones acuosas.

**Palabras clave**: carbón activado, técnicas de caracterización, ácido fosfórico, isoterma de adsorción, cinética de adsorción.

## 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/)

The presence of dyes in water bodies inhibits the penetration of light, affecting the flora and fauna of these ecosystems, which is why, greater efforts are made to eliminate them before being poured. This study allowed the removal of the direct navy-blue dye (DNB), using activated carbon prepared from coffee beans and $H_3PO_4$. The experimental methodology began with the preparation of three types of activated carbon by varying the concentration of $H_3PO_4$ (20, 40 and 60% m/v). Texture properties were evaluated by adsorption-desorption isotherms with $N_2$ to 77 K, the identification and quantification of organic functional groups, mainly acids, with FTIR and the Boehm method, respectively. Batch adsorption experiments were performed by varying the initial dye concentration (5, 10, 50, 75, 100 and 200 mg/dm$^3$) to 25 °C and, the adsorption kinetics was determined. Both coffee beans and activated carbons have an acidic nature with surface area development between 519 and 771 m$^2$/g. With respect to the batch study, a monolayer and multilayer growth was observed on a heterogeneous surface. Activated carbon prepared with 20% of $H_3PO_4$ recorded the highest removal capacity with a value of 25.8 mg/g. The kinetic model of pseudo second order was the one that best fit to the experimental data ($R^2$ > 0.98). It can be concluded that the coffee bean treated with $H_3PO_4$ is an efficient adsorbent to remove DNB from aqueous solutions.

**Keywords**: Activated carbon, characterization techniques, phosphoric acid, adsorption isotherm, adsorption kinetics.

Recibido: 19/02/2019

Aceptado: 01/10/2019

# Introducción

La presencia de colorantes en los efluentes de industrias como la de alimentos, papel, alfombras, cauchos, cosméticos y textil, entre otras, es de gran preocupación, porque daña directamente todo el ecosistema acuático debido a su alta resistencia a la biodegradación, y alta estabilidad a la luz y agentes oxidantes (Jung, Choi, Hwang, Jeong, & Ahn, 2016).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Esto supone un grave problema ambiental debido a que pocas industrias se encargan de limpiar sus aguas residuales y terminan vertiéndolas a las fuentes hídricas, convirtiéndolas en aguas contaminadas llenas de colorantes y otros tipos de tóxicos (Peláez, 2013).

Existen diferentes técnicas basadas en tratamientos fisicoquímicos para la eliminación del color de los efluentes textiles, tales como la coagulación-floculación, ozonización, técnicas electroquímicas, tecnología de membranas y adsorción (Anastopoulos, Karamesouti, Mitropoulos, & Kyzas, 2017). La mayoría de estos procesos son costosos y conducen a la generación de lodos o la formación de subproductos (Hameed & El-Khaiary, 2008); sin embargo, se conoce que la adsorción es el método más eficaz, sobre todo si el adsorbente es barato y muestra alta capacidad de adsorción para la eliminación de colorantes de las aguas residuales (Ahmad, Loh, & Aziz, 2007). En las consultas bibliográficas recientes se nota un interés especial por parte de investigadores acerca del desarrollo de materiales adsorbentes efectivos, de bajo costo y usando precursores poco convencionales. Algunos de estos adsorbentes reportados en su forma natural y procesada como carbón activado incluyen desechos agroindustriales, como la cáscara de coco, la cascarilla de arroz, la cáscara de naranja y residuos del café, entre otros. Este último precursor es un caso especial, debido al aprovechamiento tanto de los residuos provenientes de los procesos de extracción y manufactura del café instantáneo como del residuo final obtenido a partir de la extracción con agua caliente del grano, que normalmente se le llama "borra". Por otra parte, Colombia es uno de los principales productores y consumidores mundiales de café, y a pesar de los beneficios económicos y sociales que representa para el país, también genera grandes cantidades de desecho, sobre todo después de ser consumido como bebida caliente, disponiéndose al final en los rellenos sanitarios. La borra de café tiene minerales y compuestos orgánicos, como carbohidratos, lípidos, proteínas; alcaloides, como cafeína, trigonelina y ácidos carboxílicos fenólicos (Ramos, 2010), que lo potencializan como precursor en la elaboración del carbón activado.

Investigaciones recientes muestran el potencial de los residuos del café como material adsorbente en la remoción de colorantes: azul de metileno (Ramos, 2010; Gonçalves, Guerreiro, De Oliveira, & De Castro, 2013; Jung *et al.*, 2016); verde de malaquita y rojo 40 (Ramos, 2010); naranja 7 (Jung *et al*., 2016), y naranja de metilo (Lafi & Hafiane, 2016).

En esta investigación se evaluó la capacidad de remoción del colorante azul marino directo (AMD) sobre borra de café modificada con

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

$H_3PO_4$ a temperatura y agitación fijas. Los datos experimentales se ajustaron a los modelos de isotermas de Langmuir y Freundlich, y a diferentes modelos cinéticos.

# Materiales y métodos

## Preparación del carbón activado

La borra de café obtenida de una marca comercial se lavó con agua destilada (Lafi, Fradj, Hafiane & Hameed, 2014) caliente hasta lograr un pH constante para eliminar finos e impurezas presentes en los residuos. La borra húmeda se secó en una estufa a 105 °C por 24 horas (Heibati *et al*., 2015).

El carbón activado se preparó por activación química del precursor con $H_3PO_4$ (Ma & Ouyang, 2013; Fernández, Nunell, Bonelli, & Cukierman, 2014; Heibati *et al*., 2015), a diferentes concentraciones (20% (CA20), 40% (CA40) y 60% (CA60) m/v). La impregnación consistió en adicionar la disolución de $H_3PO_4$ a cierta cantidad de borra seca, bajo una relación de 1:4 (gramos de borra:$cm^3$ de disolución), en un balón con reflujo. Luego se agitó en un equipo de ultrasonido (Ma & Ouyang, 2013) marca Elmasonic E30h, a 65 °C por siete horas y se calcinó en una mufla a 550 °C por 60 min. El exceso de $H_3PO_4$ se eliminó lavando con agua destilada hasta que el pH se mantuvo constante. Por último, los carbones activados se secaron a 105 °C durante 24 horas, reservándolos en un recipiente plástico para su uso posterior.

## Caracterización fisicoquímica de la borra de café y los carbones activados

2020, Instituto Mexicano 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 acidez de la borra de café y los carbones activados se determinó por el método Boehm (Kyzas, Lazaridis, & Mitropoulos, 2012; Lafi *et al*., 2014; González-García, 2018; Dai *et al*., 2019). Para la cuantificación se colocó por separado 1.0 g de las muestras en 50 $cm^3$ de disoluciones de NaOH, $Na_2CO_3$ y $NaHCO_3$, luego se agitó por 24 horas en un agitador horizontal a 25 °C. Por último, se filtró, se tomó una alícuota y se le determinó la concentración final usando ftalato ácido de potasio como estándar primario para NaOH y HCl 0.1 M para $Na_2CO_3$ y $NaHCO_3$. Este procedimiento se realizó por triplicado. De acuerdo con Boehm (2002), el NaOH neutraliza a los grupos carboxílicos, lactónicos y fenólicos; el $Na_2CO_3$, a los grupos carboxílicos y lactónicos, y el $NaHCO_3$ sólo a los grupos carboxílicos. La presencia de los principales grupos funcionales orgánicos se determinó por espectrofotometría de infrarrojo con transformada de Fourier (FTIR) (Pavlović *et al*., 2014; Ahsan *et al*., 2018), empleando un equipo marca Nicolet iS10 Thermo Fisher Scientific. Los espectros de FTIR se grabaron con una resolución de 2 $cm^{-1}$ a una velocidad de barrido de 20 escaneos por minuto y dominio de infrarrojo entre 4 000 y 400 $cm^{-1}$. Los adsorbentes se mezclaron con KBr en polvo, en una proporción de 1:100. El área específica se determinó a partir de la isoterma de adsorción-desorción de nitrógeno a 77 K a presiones relativas entre 0.05 y 0.35, en un analizador de áreas marca Micromeritics Gemini VII V 3.03, ajustando los resultados al modelo de isoterma propuesto por Brunauer, Emmett y Teller (BET) (Brunauer, Emmett, & Teller, 1938; Jung *et al*., 2017; Wen *et al*., 2019).

## Experimentos por lote y estudio cinético

Para el estudio por lote se preparó una disolución "stock" de 500 $mg/dm^3$ del colorante AMD, disolviendo la cantidad requerida en agua destilada; a partir de esta disolución se hicieron diluciones de 2, 6, 10, 25 y 35 $mg/dm^3$ para el estudio con la borra de café, y de 5, 10, 25, 50, 75, 100 y 200 $mg/dm^3$ para los carbones activados. A 1 000 mg del adsorbente se le adicionaron 100 $cm^3$ de cada una de las diluciones, luego se colocaron en un agitador horizontal a 120 rpm por ocho horas (estimado por estudio previo) a 25 °C. Por último, se filtró, se tomó una alícuota del

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

colorante AMD y se le determinó la concentración en un espectrofotómetro UV-vis marca Spectronic Genesys 20, a una longitud de onda de 575 nm, previamente determinada por barrido. La Figura 1 muestra un esquema general del proceso.

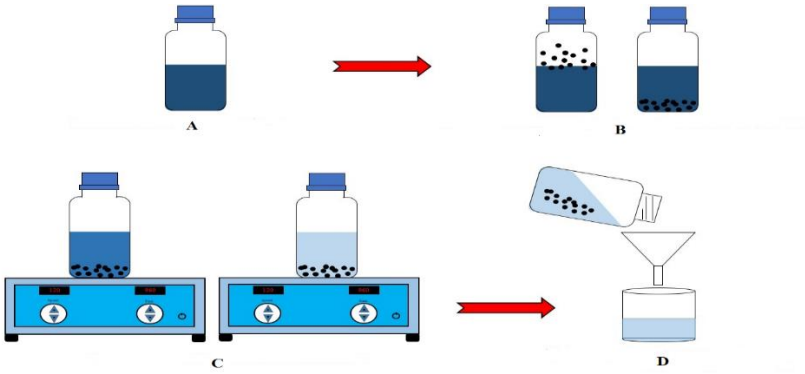



**Figura 1**. Estudio por lote: A) disolución preparada; B) adición del carbón activado; C) sistema en agitación, y D) filtrado.

El colorante AMD fue suministrado por una empresa ubicada en la ciudad de Barranquilla (Atlántico-Colombia), dedicada a la fabricación de pantalones tipo *Jean*. El nombre que recibe según *The Color Index* es *Direct Blue 2. C.I. 22590*, un colorante directo con doble grupo azo, fórmula molecular $C_{32}H_{21}N_6Na_3O_{11}S_3$ y masa molar molecular de 830.71 g/mol. Su estructura molecular se muestra en la Figura 2.

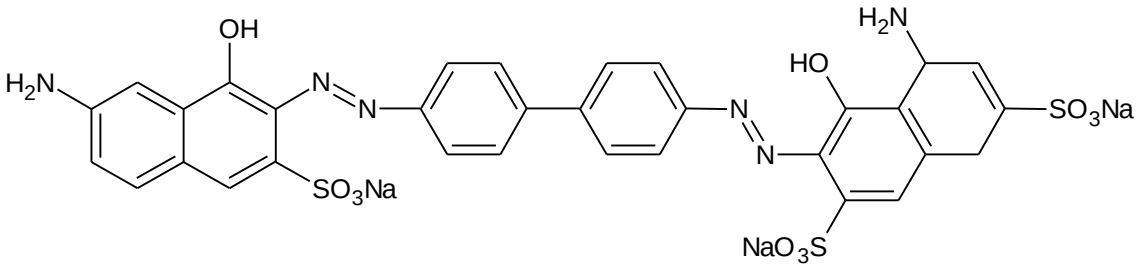



**Figura 2**. Estructura molecular del colorante AMD.

Para el estudio cinético se colocaron 10 muestras de 1 000 mg de carbón en 100 $cm^3$ de disolución del colorante AMD a 50 $mg/dm^3$ en un agitador horizontal. Cada cierto tiempo (5, 10, 20, 60, 120, 180, 240, 300, 360 y 420 min) se retiraba una de las muestras, se filtraba y 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/)

media su concentración en un espectrofotómetro UV-vis marca Spectronic Genesys 20.

# Resultados y discusión

## Caracterización fisicoquímica

El café, químicamente se compone de agua y materia seca. La materia seca de los granos del café almendra está constituida por minerales y sustancias orgánicas que son los carbohidratos, lípidos, proteínas, alcaloides (como la cafeína y la trigonelina), además de ácidos carboxílicos y fenólicos, y por compuestos volátiles que dan el aroma a la almendra (Puerta, 2011). Una vez preparada la bebida caliente, algunas de estas sustancias pasan a la fase acuosa, mientras que otras continúan siendo parte de lo que comúnmente se llama borra. La presencia de ácidos carboxílicos y fenoles en la borra del café (Tabla 1) se debe a los ácidos clorogénicos (ácidos fenólicos), que son los más abundantes en la almendra del café, sobre todo los ácidos quínico, cinámico, sinápico, cumárico, cafeico y cafeoilquínico (que más aporta a la acidez); después de los clorogénicos, los ácidos más abundantes del café son los carboxílicos alifáticos, como el cítrico, acético y málico (Puerta, 2011). La presencia de lactonas en la borra (Tabla 1), comienza con la torrefacción del grano de café (Gutiérrez, 2002), donde los ácidos clorogénicos se isomerizan, se unen a las melanoidinas, se hidrolizan y forman las quinolactonas (Puerta, 2011). De La Rosa (2010) reporta en su investigación dos lactonas que han sido identificadas en el café tostado: 3-cafeoíl y 4-cafeoíl lactona del ácido quínico.

**Tabla 1**. Grupos funcionales ácidos superficiales presentes en la borra del café y en los carbones activados.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| Adsorbente | Acidez total (meq/g) | Ácidos carboxílicos (meq/g) | Lactonas (meq/g) | Fenoles (meq/g) | Área específica ($m^2/g$) |
|---|---|---|---|---|---|
| Borra de café | 2.0 | 0.5 | 0.5 | 1.0 | 0.42 |
| CA20 | 3.0 | 1.2 | 0.3 | 1.5 | 519 |
| CA40 | 4.0 | 1.4 | 0.1 | 2.5 | 758 |
| CA60 | 5.0 | 1.6 | 0.0 | 3.4 | 774 |

Cuando la borra de café se activa con ácido fosfórico y luego se carboniza, el material lignocelulósico (celulosa, hemicelulosa y lignina), se descompone, liberando vapor de agua y otros compuestos volátiles que modifican la estructura, formando nuevos grupos superficiales funcionalizados (Tehrani, Aznar, & Kiros 2015), dentro de un esqueleto rígido de carbono con predominio en estructuras aromáticas (Yakout & Sharaf, 2016). La celulosa es el polímero natural más abundante, está compuesto de cadenas lineales de D-glucosa unidas por enlaces β-14-glicosídicos con un grado de polimerización entre 1 000 y 10 000 unidades; a diferencia de la celulosa, la hemicelulosa tiene un grado de polimerización más bajo (sólo entre 50 y 300 unidades), con grupos laterales sobre la cadena de moléculas y esencialmente amorfo. Tanto la celulosa como la hemicelulosa tienen grupos hidroxilos reactivos en cada unidad constitutiva de anhidroglucosa (Tehrani *et al*., 2015). La definición estructural de la lignina nunca ha sido tan clara como la de otros polímeros naturales, como celulosa y proteínas, debido a la complejidad que afecta su aislamiento, análisis de la composición y caracterización estructural.

El problema de una definición precisa para la lignina se asocia con la naturaleza de sus múltiples unidades estructurales, las cuales no suelen repetirse de forma regular, dado que la composición y estructura de la lignina varían dependiendo de su origen, y el método de extracción o aislamiento utilizado. Pero, en general, las ligninas son copolímeros que se derivan principalmente de tres unidades monoméricas básicas de fenilpropano (Jagtoyen & Derbyshire, 1998).

El aumento del contenido de fenoles desde 1.5 hasta 3.4 meq/g en los diferentes carbones activados se debe a la reacción de hidrólisis ácida

2020, Instituto Mexicano 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 ocurre cuando el ácido fosfórico ataca a la hemicelulosa y lignina, hidrolizando los enlaces glicosídicos y rompiendo los enlaces éter-arilo (Chávez-Sifontes & Domine, 2013). Estas reacciones están acompañadas de transformaciones químicas, que incluyen deshidratación, degradación y condensación aromática. Caso contrario a los fenoles sucede con las lactonas, que disminuyen su contenido (Tabla 1) después del tratamiento con ácido fosfórico de la borra de café, debido a que se hidrolizan, formando ácidos carboxílicos fenólicos.

Las isotermas de adsorción con $N_2$ a 77 K ajustadas al modelo de BET permitieron calcular el área específica. Los resultados (Tabla 1) sugieren que un incremento en la relación de impregnación con $H_3PO_4$ conlleva un aumento del área específica. De acuerdo con Tehrani *et al*. (2015), y Yakout y Sharaf (2016), este comportamiento se debe principalmente a las reacciones de condensación aromática que tienen lugar entre las moléculas de las estructuras lignocelulósicas, el cual resulta en un material carbonizado con alta porosidad y área superficial.

El espectro FTIR de la borra de café y de los carbones activados se muestra en la Figura 3. De acuerdo con Lafi *et al*. (2014), la banda de absorción intensa y amplia que aparece entre las frecuencias 3 600 y 3 200 $cm^{-1}$ corresponde a vibraciones de estiramiento del enlace –OH inter o intramolecular, presente en alcoholes, fenoles y ácidos carboxílicos, como también en pectina, celulosa y lignina; por otro lado, las bandas de absorción en 1 570, 1 440 y 1 382 $cm^{-1}$ indican la presencia de aminas secundarias, vibraciones de enlace C-O y grupos carboxilatos ($COO^-$). Estas bandas, junto con otra a frecuencia de 1 100 $cm^{-1}$, atribuida a vibraciones de estiramiento C-O-C de ésteres aromáticos (Fernández *et al*., 2014), se presentan de manera sistemática en todos los adsorbentes evaluados. En el FTIR se observan dos bandas que presentan mayor intensidad en la borra de café y disminuyen de manera significativa en los tres carbones activados: la primera se observa entre 3 000 y 2 800 $cm^{-1}$, que corresponde a estiramientos y deformaciones del grupo C-H presente en cadenas poliméricas con enlaces simples (Albis, Martínez, & Santiago, 2017), tipo celulosa, hemicelulosa y lignina (El-Messaoudi *et al*., 2016); la segunda, en 1 740 $cm^{-1}$, muestra la presencia de vibraciones de estiramiento del enlace C=O de cetonas, aldehídos, lactonas y ácidos carboxílicos (Prahas, Kartika, Indraswati, & Ismadji, 2008). De acuerdo con Fernández *et al*. (2014), este resultado sugiere que, posterior a la activación química y calcinación de la borra de café, hay menor cantidad de grupos alquílicos unidos a los anillos aromáticos. Por último, la banda cerca de 1 080 $cm^{-1}$ en los carbones activados sugiere la presencia 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/)

ésteres de ácido fosfórico $P^{+}$-$O^{-}$ y vibraciones simétricas de cadenas de polifosfatos P-O-P (Fernández *et al*., 2014). Los infrarrojos de los carbones activados guardan gran similitud tanto en amplitud, intensidad y forma de las bandas como en las frecuencias que aparecen; esto sugiere que aunque se emplearon cantidades diferentes de $H_3PO_4$, las reacciones químicas que se dieron con el tratamiento conllevan a la estructuración de grupos funcionales orgánicos e inorgánicos semejantes.

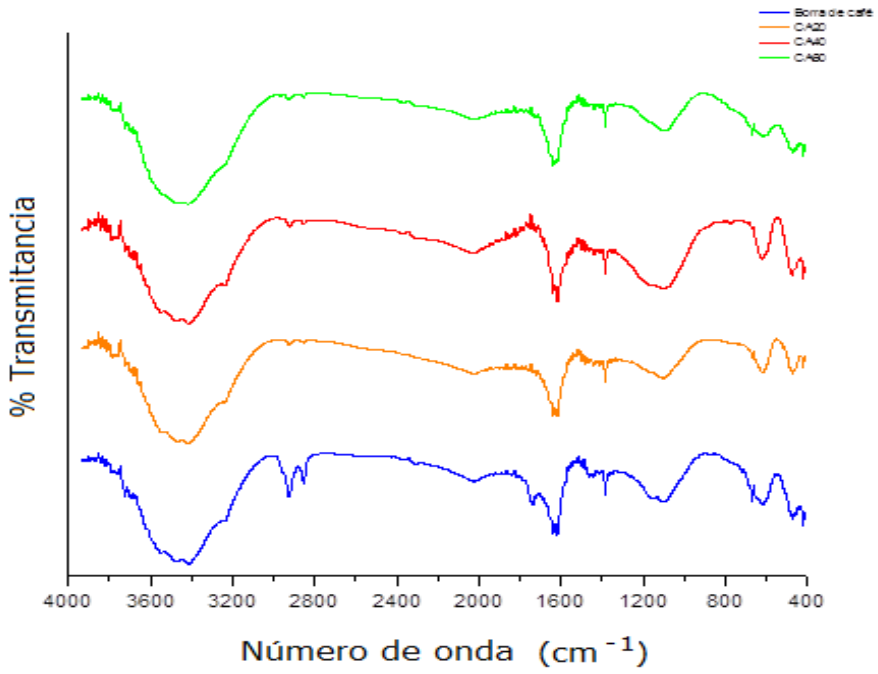



**Figura 3**. FTIR de la borra de café y los carbones activados.

## Efecto de la concentración del colorante sobre el porcentaje de remoción y la capacidad de adsorción

Los porcentajes de remoción ($\%Remoción$) y las capacidades de adsorción ($q$) se calcularon a partir de la Ecuación (1) y Ecuación (2):

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

$$\%Remoción = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} * 100 \quad (1)$$

$$q = \frac{(C_0 - C_e)}{W} * V \quad (2)$$

Donde $C_0$ y $C_e$ son la concentración inicial y en el equilibrio del colorante AMD, respectivamente, en mg/dm$^3$; $V$, el volumen de la disolución en dm$^3$, y $W$ es la cantidad de adsorbente usado en g.

La Tabla 2 muestra la variación del porcentaje de remoción y la capacidad de adsorción para cada una de las concentraciones iniciales de colorante AMD. Se observa que al aumentar la concentración de AMD desde 2 hasta 35 mg/dm$^3$, el porcentaje de remoción de la borra de café disminuye de 80 a 17.1 %; mientras que, para el carbón activado CA20, al aumentar la concentración desde 5 hasta 200 mg/dm$^3$, el porcentaje disminuye de 100 a 91.2%; los carbones CA40 y CA60 presentan una tendencia similar. De acuerdo con Baskaralingam, Pulikesi, Ramamurthi y Sivanesan (2007), así como Ahmad y Alrozi (2010), el comportamiento anterior se debe a la mayor disponibilidad de sitios activos de adsorción a bajas concentraciones; por lo tanto, gran parte de las moléculas de AMD puede removerse de la disolución; a medida que la concentración inicial aumenta, más moléculas de AMD compiten por los sitios disponibles y aun después de haber alcanzado el equilibrio, quedan moléculas en la disolución, lo que reduce el porcentaje de remoción.

**Tabla 2**. Resultados de la capacidad de adsorción y porcentajes de remoción de los diferentes adsorbentes.

| Tipo de adsorbente | $C_0$ (mg/dm$^3$) | $C_e$ (mg/dm$^3$) | Porcentaje de remoción (%) | $q$ (mg/g) |
|---|---|---|---|---|
| Borra de café | 2 | 0.4 | 80.0 | 0.16 |
| | 6 | 3.2 | 46.6 | 0.28 |
| | 10 | 7.0 | 30.0 | 0.30 |
| | 25 | 20.0 | 20.0 | 0.50 |
| | 35 | 29.0 | 17.1 | 0.60 |
| CA20 | 5 | 0,0 | 100.0 | 0.50 |
| | 10 | 0.0 | 100.0 | 1.00 |
| | 25 | 0.0 | 100.0 | 2.50 |

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 50 | 0.0 | 100.0 | 5.00 |
| | 75 | 0.0 | 100.0 | 7.50 |
| | 100 | 7.6 | 92.4 | 9.24 |
| | 200 | 17.6 | 91.2 | 18.24 |
| CA40 | 5 | 0.3 | 94.0 | 0.47 |
| | 10 | 1.0 | 90.0 | 0.90 |
| | 25 | 2.6 | 89.6 | 2.24 |
| | 50 | 5.3 | 89.4 | 4.47 |
| | 75 | 8.5 | 88.7 | 6.65 |
| | 100 | 29.3 | 70.7 | 7.07 |
| | 200 | 43.3 | 78.4 | 15.67 |
| CA60 | 5 | 0.5 | 90.0 | 0.45 |
| | 10 | 1.3 | 87.0 | 0.87 |
| | 25 | 2.8 | 88.8 | 2.22 |
| | 50 | 4.8 | 90.4 | 4.52 |
| | 75 | 10.2 | 86.4 | 6.48 |
| | 100 | 54.4 | 45.6 | 4.56 |
| | 200 | 69.5 | 65.3 | 13.05 |

En lo que respecta a la capacidad de adsorción, la Tabla 2 muestra que aumenta en la medida que lo hace la concentración inicial para todos los adsorbentes utilizados. De acuerdo con Ahmad y Hameed (2010), la fuerza motriz de los procesos de adsorción es la diferencia de concentración del colorante presente en el adsorbente y en disolución; un gradiente de concentración bajo causa un transporte lento debido a la disminución del coeficiente de difusión o del coeficiente de transferencia de masa; mientras que al aumentar la concentración inicial ocasiona un transporte más rápido y, en consecuencia, incrementa la capacidad de adsorción.

## Isotermas de adsorción

2020, Instituto Mexicano 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 proceso de adsorción en esta investigación tuvo lugar entre una fase sólida (borra de café y carbón activado) y una fase líquida (agua) que contiene disuelto el colorante AMD. Cuando se establece una afinidad entre adsorbente y colorante, este último es atraído hacia el sólido por adsorción física o química, continuando el proceso hasta que se alcance el equilibrio entre ambos, es decir, cuando las velocidades de adsorción y desorción del colorante sean las mismas. Este equilibrio se describe mediante modelos matemáticos (isotermas de adsorción), que relacionan la cantidad removida de colorante y la que permanece en disolución cuando se alcanza el equilibrio a una temperatura constante (Figura 4).

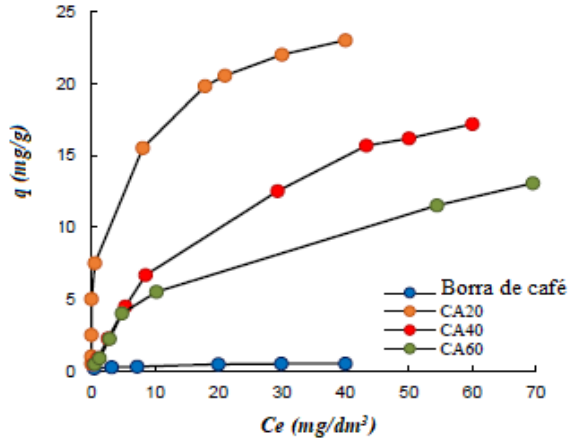



**Figura 4**. Isotermas de adsorción.

Para el estudio de equilibrio por lote se realizaron experimentos variando la concentración inicial, manteniendo constante la temperatura al pH natural de las disoluciones durante ocho horas. La Figura 4 muestra la capacidad de adsorción ($q$) frente a la concentración del colorante en el equilibrio ($C_e$); es decir, la concentración medida después de transcurridas ocho horas (tiempo estimado por estudio previo, donde la concentración no se modifica). Se observa que los carbones activados CA20, CA40 y CA60 adsorben por completo el colorante AMD a concentraciones bajas, pero en la medida que ésta aumenta, se van saturando sus sitios activos hasta alcanzar la condición de equilibrio. Este comportamiento es menos pronunciado para la borra de café. Los resultados de los experimentos por lote se ajustaron a dos modelos de isotermas de adsorción: Langmuir y Freundlich.

2020, Instituto Mexicano 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 modelo de isoterma de Langmuir asume que la adsorción ocurre en sitios activos idénticos de la superficie del adsorbente, restringiéndose al cubrimiento en monocapa; es decir, una vez el soluto ocupa un lugar, no puede ocurrir otra adsorción en este mismo sitio y no existe interacción entre las moléculas adsorbidas. Por otro lado, este modelo considera que el calor de adsorción es igual en todos los lugares y es independiente de la superficie cubierta (Langmuir, 1916).

La isoterma de Langmuir, de acuerdo con Anastopoulos *et al*. (2017), puede representarse de la siguiente manera:

$$q_e = \left(\frac{q_{max} b C_e}{1+bC_e}\right) \quad (3)$$

Donde $q_{max}$, $b$ y $C_e$ son las constantes de Langmuir y representan la capacidad máxima de adsorción de la fase sólida (mg/g), la constante de energía relacionada con el calor de adsorción ($dm^3$/mg) y la concentración en el equilibrio (mg/$dm^3$), respectivamente. Esta ecuación puede ser rearreglada de forma lineal por la conveniencia del trazado y determinación de las constantes de Langmuir de la siguiente manera:

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

Los valores de $q_{máx}$ y $b$ pueden determinarse a partir de la pendiente y la ordenada al origen cuando se grafica $C_e/q_e$ contra $C_e$ de la Ecuación (4).

El modelo de isoterma de Freundlich asume que el calor de adsorción no es constante, porque varía exponencialmente con la extensión de la superficie cubierta, una condición más cercana a la realidad que lo asumido por Langmuir. Este supuesto implica que la superficie del adsorbente es heterogénea y que los sitios de adsorción tienen distintas afinidades; en primer lugar se ocupan las posiciones de mayor afinidad y después se va ocupando el resto; asimismo, en su aplicación se asume que la unión es de tipo físico (Freundlich, 1906).

La isoterma de Freundlich de acuerdo con Anastopoulos *et al*. (2017) puede representarse de la siguiente manera:

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

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

Donde $q_e$ es la cantidad de adsorbible removido por unidad de masa de adsorbente (mg/g); $C_e$, la concentración en el equilibrio (mg/dm$^3$); $K_F$, la constante de equilibrio (mg/g(dm$^3$/mg)$^{1/n}$), y $n$ es una constante relacionada con la afinidad entre el adsorbente y el soluto. La Ecuación (5) puede linealizarse aplicando logaritmo natural:

$$\ln q_e = \frac{1}{n}\ln C_e + \ln K_F \quad (6)$$

De forma que, representando $\ln q_e$ contra $\ln C_e$, de los valores de la pendiente y la ordenada al origen, se obtienen los parámetros de la isoterma de Freundlich $K_F$ y $n$.

La Tabla 3 muestra los valores de las constantes de Langmuir y Freundlich después del ajuste de los datos experimentales a la Ecuación (4) y Ecuación (6). Se observa en esta tabla que los coeficientes de correlación lineal $R^2$ para ambos modelos son muy cercanos, lo cual indica que tanto la quimisorción como la fisisorción se están presentando. De acuerdo con Órfäo *et al*. (2006), esto incluye fuerzas de valencia, donde se comparten o intercambian electrones, como también a interacciones físicas tipo fuerzas de dispersión; fuerzas de interacción entre los electrones π en el plano basal de los adsorbentes y los electrones libres de las moléculas de AMD presentes en los anillos aromáticos y enlaces múltiples, como también a los enlaces de hidrógeno.

**Tabla 3**. Valores de las constantes de los modelos de Freundlich y Langmuir.

| **Adsorbente** | **Constantes de Freundlich** | | | **Constantes de Langmuir** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | $k_f$ | $n$ | $R^2$ | $q_{max}$ (mg/g) | $b$ (dm$^3$/mg) | $R^2$ |
| Borra de café | 0.20 | 4.53 | 0.99 | 0.55 | 0.30 | 0.98 |
| CA20 | 9.00 | 3.71 | 0.99 | 25.8 | 0.20 | 0.99 |
| CA40 | 1.08 | 1.33 | 0.99 | 23.3 | 0.04 | 0.99 |
| CA60 | 0.86 | 1.48 | 0.98 | 16.2 | 0.06 | 0.99 |

2020, Instituto Mexicano 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 $n$ calculados a partir de la isoterma de Freundlich se encuentran entre 1.33 y 4.53, lo cual sugiere que el colorante AMD se adsorbe de manera favorable sobre los diferentes adsorbentes. Pero en el caso de la borra de café es importante anotar que su capacidad de adsorción se debe sobre todo a la influencia de su química de superficie (Valencia & Castellar, 2013), pues a pesar de presentar una baja área superficial, también muestra grupos superficiales ácidos (Tabla 1), que le permite generar afinidad con el colorante AMD ($n$ = 4.53).

Al aplicar el método de regresión lineal a los datos experimentales ajustados al modelo de isoterma de Langmuir se logró obtener la capacidad máxima de adsorción ($q_{máx}$) de cada uno de los adsorbentes (Tabla 3). El carbón activado preparado a partir de la borra de café con 20% de $H_3PO_4$ (CA20) registró la mayor capacidad, con un valor de 25.8 mg/g. El hecho de que el AMD sea un colorante ácido explica el porqué a pesar de utilizar carbones activados con áreas superficiales mayores, la capacidad de adsorción disminuye debido a que se hacen más ácidos, como lo muestran los resultados del análisis Boehm.

Al comparar la capacidad máxima de adsorción obtenida en esta investigación con la reportada por otros investigadores (Tabla 4) muestra que los resultados difieren, dependiendo de: 1) el precursor usado: cáscara de café, granos de café molido y borra de café, etcétera; 2) agente activante empleado y condiciones de activación; 3) naturaleza del colorante que se remueve; 4) condiciones de la remoción, y 5) área superficial, entre otras.

**Tabla 4**. Comparación de la capacidad máxima de adsorción de colorantes sintéticos para varios precursores de carbón activado.

| **Precursor** | **Colorante eliminado** | **Condiciones experimentales** | | | | | **Ref.** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **Dosis (g/100 cm³)** | **pH** | **Temperatura (°C)** | **Rango de concentración (mg/dm³)** | **$q_{máx}$ (mg/g)** | |
| Cáscara de café[a] | Azul de metileno | 0.1 | 5 ± 0.5 | 25 ± 2 | 25-1000 | 398 | Gonçalves *et al*. (2013) |
| Borra de café[b] | Cristal violeta | 0.5 | 6 | 20 ± 2 | 80-400 | 125 | Lafi *et al*. (2014) |
| | Azul de toluidina | 0.5 | 6 | 20 ± 2 | 80-400 | 142.5 | |
| Borra de café[c] | Naranja ácido 7 | 0.1 | 3 | 10 | 100-1500 | 1 222 | Jung *et al*. (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/)

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | Jung *et al*. (2017) |
| Granos de café molido[d] | Naranja de metilo | 0.03 | 3 | 30 | 300 | 658 | Rattanapan, Srikram y Kongsune (2017) |
| Cáscara de café[e] | Cristal violeta | 3.0 | 3 | 25 | 2.448-12.2394 | 2.0238 | Cheruiyot, Wanyonyi, Kiplimo y Maina (2019) |
| Borra de café[f] | Azul marino directo | 1.0 | 6 ± 0.5 | 25 | 5-200 | 25.8 | Este trabajo |

[a]Modificada con $ZnCl_2$.

[b]Sin modificar.

[c]Modificada con KOH.

[d]Modificado con $HNO_3$.

[e]Sin modificar.

[f]Modificada con $H_3PO_4$.

## Cinética de adsorción

El estudio de la cinética de adsorción es importante, porque permite establecer no sólo la velocidad de adsorción como criterio de la eficiencia del adsorbente sino también el mecanismo de adsorción (Aljeboree, Alshirifi, & Alkaim, 2017). La Figura 5 muestra la variación de la capacidad de adsorción como una función del tiempo. La velocidad de adsorción del colorante inicialmente es rápida y disminuye de forma gradual con el tiempo de contacto a medida que se acerca al equilibrio.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

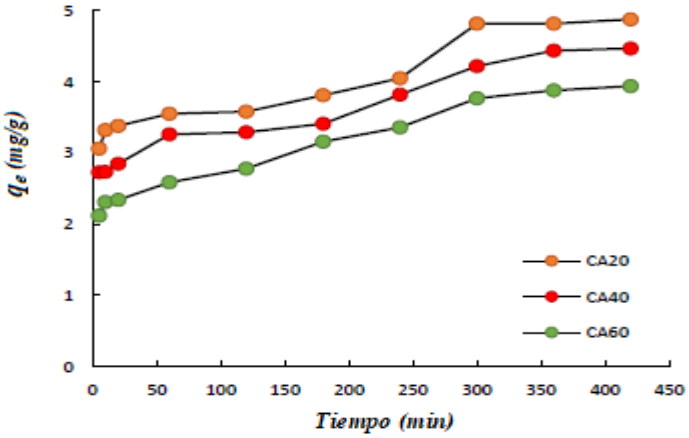



**Figura 5**. Cinéticas de adsorción de los tres carbones activados. Condiciones experimentales: $T$ = 25 °C y $C_0$ = 50 mg/dm$^3$.

Con el fin de analizar el mecanismo de adsorción, los datos experimentales se ajustaron a dos modelos cinéticos: pseudo primer orden y pseudo segundo orden. La ecuación de pseudo primer orden está dada por:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_f t \qquad (7)$$

Donde $q_t$ (mg/g) es la cantidad de colorante adsorbido a un tiempo $t$; $q_e$ (mg/g), la capacidad de adsorción en el equilibrio; $k_f$ (min$^{-1}$), la constante de velocidad de pseudo primer orden, y $t$ (min) es el tiempo de contacto (Aljeboree *et al*., 2017). Los valores de $q_e$ y $k_f$ fueron calculados de las gráficas lineales de $\ln(q_e - q_t)$ *versus* $t$ (Konicki, Aleksandrzak, & Mijowska, 2017). El modelo de pseudo segundo orden está expresado como:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_s {q_e}^2} + \frac{1}{q_e} t \qquad (8)$$

Donde $k_s$ (g/mgmin) es la constante de pseudo segundo orden. Los valores de $k_s$ y $q_e$ se calcularon a partir de la pendiente e intercepto de la línea recta que resulta de graficar $t/q_t$ *versus* $t$ (Figura 6).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

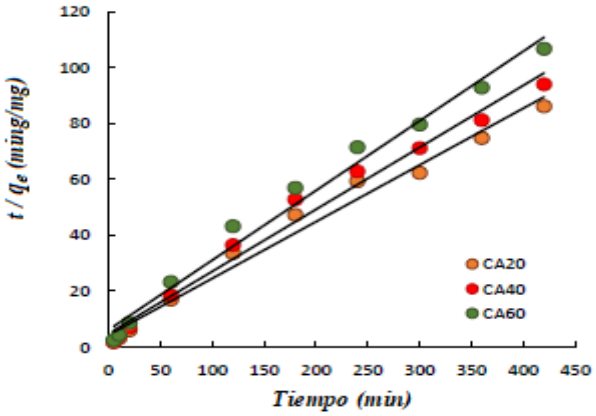



**Figura 6**. Comparación entre la ecuación linealizada del modelo de pseudo segundo orden y los resultados cinéticos.

Para conocer mejor sobre el mecanismo de difusión del colorante AMD en los diferentes carbones activados, los resultados cinéticos se ajustaron al modelo de difusión intrapartícula, el cual se expresa como:

$$q_t = k_p t^{0.5} + C \qquad (9)$$

Donde $C$ (mg/g) es la contante relacionada con el espesor de la capa límite y $k_p$ (mg/gmin$^{0.5}$) es la constante de difusión intrapartícula; ambas constantes se calcularon por la pendiente e intercepto de la línea recta al graficar $q_t$ *versus* $t^{0.5}$ (Konicki *et al*., 2017). Los valores de todas las constantes de los tres modelos estudiados y sus coeficientes de correlación ($R^2$) se resumen en la Tabla 5.

**Tabla 5**. Constantes cinéticas de los tres carbones activados.

| Adsorbente | $q_{e(exp)}$ (mg/g) | Modelo pseudo primer orden | | | Modelo pseudo segundo orden | | | Modelo difusión intrapartícula | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $k_f$ (min$^{-1}$) | $q_{e(cal)}$ (mg/g) | $R^2$ | $k_s$ (g/mgmin) | $q_{e(cal)}$ (mg/g) | $R^2$ | $k_p$ (mg/gmin$^{0.5}$) | $C$ (mg/g) | $R^2$ |
| CA20 | 5.0 | 0.0030 | 2.4 | 0.86 | 0.17 | 4.9 | 0.98 | 0.096 | 2.8 | 0.89 |
| CA40 | 4.5 | 0.0012 | 2.8 | 0.96 | 0.24 | 4.5 | 0.98 | 0.098 | 2.4 | 0.95 |
| CA60 | 4.0 | 0.0015 | 2.3 | 0.95 | 0.38 | 4.0 | 0.98 | 0.100 | 1.9 | 0.98 |

2020, Instituto Mexicano 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 $R^2$ obtenidos del ajuste al modelo de pseudo segundo orden son muy cercanos a la unidad (0.98); de igual manera, los valores de $q_e$ calculados a partir del modelo cinético son muy similares a los obtenidos experimentalmente. En consecuencia, es el modelo que mejor se ajusta e indica que la cinética está controlada por quimisorción. La Figura 7 muestra el gráfico del modelo de difusión intrapartícula para la adsorción del colorante AMD sobre los carbones activados. De acuerdo con la Ecuación (9), la gráfica de $q_t$ *versus* $t^{0.5}$ debe ser una línea recta; si ésta pasa por el origen, entonces la difusión intrapartícula es la etapa controlante de la velocidad. Pero como se observa de la Figura 7, se forman dos trazos lineales diferentes para cada una de las etapas de adsorción. La primera parte de la línea (punteada) se atribuye a la difusión del colorante a través de la solución hacia la superficie externa del adsorbente (transferencia de masa externa). La segunda parte de la línea (sólida) describe la fase de adsorción gradual; como la línea no pasa a través del origen, indica que la difusión intrapartícula está implicada en el proceso de adsorción, pero no es la única que controla el régimen; resultados similares han sido reportados por Murillo, Giraldo y Moreno (2011), y Konicki *et al*. (2017).

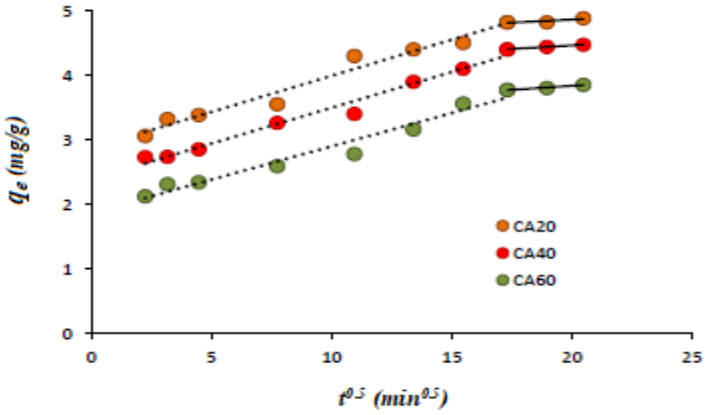



**Figura 7**. Aplicación del modelo de difusión intrapartícula en la remoción del colorante AMD sobre diferentes carbones activados.

# Conclusiones

2020, Instituto Mexicano 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 carbones activados obtenidos a partir del tratamiento de la borra de café con $H_3PO_4$ a diferentes concentraciones presentan grupos funcionales orgánicos oxigenados tipo ácidos carboxílicos, fenoles y lactonas, con desarrollo de porosidad, que les permitió aumentar su área superficial. Los datos experimentales muestran buen ajuste a los modelos de isotermas de Langmuir y Freundlich, al comparar los factores de correlación. El carbón activado CA20 preparado al 20% m/v de $H_3PO_4$ presentó la mayor capacidad de remoción del colorante azul marino directo (25.8 mg/g). El modelo cinético que mejor se ajusta es el de pseudo segundo orden, es decir, la cinética está controlada por reacciones químicas entre el colorante y los adsorbentes formando una monocapa en la superficie, con posterior crecimiento en multicapa. La borra de café tiene características fisicoquímicas que la potencializan como precursora para la producción de carbón activado.

## Referencias

Ahmad, A., Loh, M., & Aziz, J. (2007). Preparation and characterization of activated carbon from oil palm wood and its evaluation on methylene blue adsorption. *Dyes and Pigments*, 75(2), 263-272.

Ahmad, M. A., & Alrozi, R. (2010). Optimization of preparation conditions for mangosteen peel-based activated carbons for the removal of Remazol Brilliant Blue R using response surface methodology. *Chemical Engineering Journal*, 165(3), 883-890.

Ahmad, A. A., & Hameed, B. H. (2010). Fixed-bed adsorption of reactive azo dye onto granular activated carbon prepared from waste. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 298-303.

Ahsan, M. A., Jabbari, V., Islam, M. T., Kim, H., Hernandez-Viezcas, J. A., Lin, Y., Díaz-Moreno, C. A., Lopez, J., Gardea-Torresdey, J., & Noveron, J. C. (2018). Green synthesis of a highly efficient biosorbent for organic, pharmaceutical, and heavy metal pollutants removal: Engineering surface chemistry of polymeric biomass of spent coffee waste. *Journal of Water Process Engineering*, 25, 309-319.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Anastopoulos, I., Karamesouti, M., Mitropoulos, A. C., & Kyzas, G. Z. (2017). A review for coffee adsorbents. *Journal of Molecular Liquids*, 229, 555-565.

Albis, A., Martinez, J., & Santiago, P. (2017). Remoción de zinc (II) de soluciones acuosas usando cáscara de yuca (*Manihot esculenta*): experimentos en columna. *Prospectiva*, 15(1), 16-28.

Aljeboree, A. M., Alshirifi, A. N., & Alkaim, A. F. (2017). Kinetics and equilibrium study for the adsorption of textile dyes on coconut shell activated carbon. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S3381-S3393.

Baskaralingam, P., Pulikesi, M., Ramamurthi, V., & Sivanesan, S. (2007). Modified hectorites and adsorption studies of a reactive. *Applied Clay Science*, 37(1-2), 207-214.

Boehm, H. P. (2002). Surface oxides on carbon and their analysis: A critical. *Carbon*, 40(2), 145-149.

Brunauer, S., Emmett, P. H., & Teller, E. (1938). Adsorption of gases in multimolecular layers. *Journal of the American Chemical Society*, 60, 309-319.

Chávez-Sifontes, M., & Domine, M. (2013). Lignina, estructura y aplicaciones: métodos de despolimerización para la obtención de derivados aromáticos de interés industrial. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 4(4), 15-46.

Cheruiyot, G. K., Wanyonyi, W. C., Kiplimo, J. J., & Maina, E. N. (2019). Adsorption of toxic crystal violet dye using coffee husks: Equilibrium, kinetics and thermodynamics study. *Scientific African*, 5, e00116.

Dai, Y., Zhang, K., Meng, X., Li, J., Guan, X., Sun, Q., Sun, Y., Wang, W., Lin, M., Liu, M., Yang, S., Chen, Y., Gao, F., Zhang, X., & Liu, Z. (2019). New use for spent coffee ground as an adsorbent for tetracycline removal in water. *Chemosphere*, 215, 163-172.

De La Rosa, A. (2010). *Estudio del efecto de un novedoso proceso de desacidificación en el sabor y composición del café* (tesis de maestría). Centro de Investigación en Ciencia Aplicada y Tecnología Avanzada, Instituto Politécnico Nacional, Santiago de Querétaro, México.

El-Messaoudi, N., El-Khomri, M., Dbik, A., Bentahar, S., Lacherai, A., & Bakiz, B. (2016). Biosorption of Congo red in a fixed-bed column from aqueous solution using jujube shell: Experimental 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/)

mathematical modeling. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(4), 3848-3855.

Fernández, M. E., Nunell, G. V., Bonelli, P. R., & Cukierman, A. L. (2014). Activated carbon developed from orange peels: Batch and dynamic competitive adsorption of basic dyes. *Industrial Crops and Products*, 62, 437-445.

Freundlich, H. (1906). Over the adsorption in solution. *Journal of Physical Chemistry*, 57, 387-470.

González-García, P. (2018). Activated carbon from lignocellulosics precursors: A review of the synthesis methods, characterization techniques and applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 1393-1414.

Gonçalves, M., Guerreiro, M., De Oliveira, L., & De Castro, C. (2013). A friendly environmental material: Iron oxide dispersed over activated carbon from coffee husk for organic pollutants removal. *Journal of Environmental Management*, 127, 206-211.

Gutiérrez, A. (2002). Café, antioxidantes y protección a la salud. *Medisan*, 6(4), 72-81.

Hameed, B. H., & El-Khaiary, M. I. (2008). Equilibrium, kinetics and mechanism of malachite green adsorption activated carbon prepared from bamboo by $K_2CO_3$ activation and subsequent gasification with $CO_2$. *Journal of Hazardous Materials*, 157(2-3), 344-351.

Heibati, B., Rodriguez-Couto, S., Al-Ghouti, M. A., Asif, M., Tyagi, I., Agarwal, S., & Gupta, V. K. (2015). Kinetics and thermodynamics of enhanced adsorption of the dye AR 18 using activated carbons prepared from walnut and poplar woods. *Journal of Molecular Liquids*, 208, 99-105.

Jagtoyen, M., & Derbyshire, F. (1998). Activated carbons from yellow poplar and white oak by $H_3PO_4$ activation. *Carbon*, 36, 1085-1097.

Jung, K. W., Choi, B. H., Hwang, M. J., Jeong, T. U., & Ahn, K. H. (2016). Fabrication of granular activated carbons derived from spent coffee grounds by entrapment in calcium alginate beads for adsorption of acid orange 7 and methylene blue. *Bioresource Technology*, 219, 185-195.

Jung, K. W., Choi, B. H., Hwang, M. J., Choi, J. W., Lee, S. H., Chang, J. S., & Ahn, K. H. (2017). Adsorptive removal of anionic azo dye from

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

aqueous solution using activated carbon derived from extracted coffee residues. *Journal of Cleaner Production*, 166, 360-368.

Kyzas, G. Z., Lazaridis, N. K., & Mitropoulos, A. C. (2012). Removal of dyes from aqueous solutions with untreated coffee residues as potential low-cost adsorbents: Equilibrium, reuse and thermodynamic approach. *Chemical Engineering Journal*, 189-190, 148-159.

Konicki, W., Aleksandrzak, M., & Mijowska, E. (2017). Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies on adsorption of cationic dyes from aqueous solutions using graphene oxide. *Chemical Engineering Research and Design*, 123, 35-49.

Lafi, R., Fradj, A., Hafiane, A., & Hameed, B. H. (2014). Coffee waste as potential adsorbent for the removal of basic dyes from aqueous solution. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 31(12), 2198-2206.

Lafi, R., & Hafiane, A. (2016). Removal of methyl orange (MO) from aqueous solution using cationic surfactants modified coffee waste (MCWs). *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 58, 424-433.

Langmuir, I. (1916). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical Society*, 40, 1361-1403.

Ma, X., & Ouyang, F. (2013). Adsorption properties of biomass-based activated carbon prepared with spent coffee grounds and pomelo skin by phosphoric acid activation. *Applied Surface Science*, 268, 566-570.

Murillo, Y., Giraldo, L., & Moreno, J. C. (2011). Determinación de la cinética de adsorción de 2,4-dinitrofenol en carbonizado de hueso bovino por espectrofotometría uv-vis. *Revista Colombiana de Química*, 40(1), 91-103.

Órfão, J. J. M., Silva, A. I. M., Pereira, J. C. V., Barata, S. A., Fonseca, I. M., Faria, P. C. C., & Pereira, M. F. R. (2006). Adsorption of a reactive dye on chemically modified activated carbons-influence of pH. *Journal of Colloid and Interface Science*, 296(2), 480-489.

Pavlović, M. D., Buntić, A. V., Mihajlovski, K. R., Ŝiler-Marinković, S. S., Antonović, D. G., Radovanović, Z., & Dimitrijević-Branković, S. I. (2014). Rapid cationic dye adsorption on polyphenol-extracted

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

coffee grounds: A response surface methodology approach. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 45, 1691-1699.

Peláez, A. (2013). *Alternativas de solución para el tratamiento de efluentes textiles* (tesis de doctorado). Academia de Ingeniería de México, Ciudad de México, México.

Prahas, D., Kartika, Y., Indraswati, N., & Ismadji, S. (2008). Activated carbon from jackfruit peel waste by $H_3PO_4$ chemical activation: Pore structure and surface chemistry characterization. *Chemical Engineering Journal*, 140, 32-42.

Puerta, G. I. (2011). Composición química de una taza de café. *Ciencia, Tecnología e Innovación para la Caficultura Colombiana*, 414(2), 1-12.

Ramos, J. (2010). *Estudio del proceso de biosorción de colorantes sobre cuncho de café* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

Rattanapan, S., Srikram, J., & Kongsune, P. (2017). Adsorption of methyl orange on coffee grounds activated carbon. *Energy Procedia*, 138, 949-954.

Tehrani, N., Aznar, J., & Kiros, Y. (2015). Coffee extract residue for production of ethanol and activated carbons. *Journal of Cleaner Production*, 91, 64-70.

Valencia-Ríos, J. S., & Castellar-Ortega, G. C. (2013). Predicción de las curvas de ruptura para la remoción de plomo (II) en disolución acuosa sobre carbón activado en una columna empacada. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 66, 141-158.

Wen, X., Liu, H., Zhang, L., Zhang, J., Fu, C., Shi, X., Chen, X., Mijowska, E., Chen, M. J., & Wang, D. Y. (2019). Large-scale converting waste coffee grounds into functional carbon materials as high-efficient adsorbent for organic dyes. *Bioresource Technology*, 272, 92-98.

Yakout, S., & Sharaf, G. (2016). Characterization of activated carbon prepared by phosphoric acid activation of olive stones. *Arabian Journal of Chemistry*, 9, 1155-1162.

2020, Instituto Mexicano 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-2020-04-02

Artículos

# Estimación del ciclo de cultivo de tomate (*Solanum lycopersicum L.*) en invernadero, con base en grados días calor (GDC) simulados con CFD

# Tomato (*Solanum lycopersicum L.*) crop cycle estimation in greenhouse, based on degree day heat (GDC) simulated in CFD

Cruz Ernesto Aguilar-Rodríguez[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-5120-022X

Jorge Flores-Velázquez[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-0895-4645

Fernando Rojano-Aguilar[3]

Waldo Ojeda-Bustamante[4]

Mauro Iñiguez-Covarrubias[5]

[1]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, cruz.aguilar@posgrado.imta.edu.mx

[2]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, jorge_flores@tlaloc.imta.mx

[3]Gus R. Douglass Institute, West Virginia State University, Institute, West Virginia, USA, fernando.rojano@wvstateu.edu

[4]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, w.sincuanta@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/)

[5]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, mic@tlaloc.imta.mx

Autor para correspondencia: Cruz Ernesto Aguilar Rodriguez, cruz.aguilar@posgrado.imta.edu.mx

## Resumen

Los grados días calor (GDC) son un indicador del crecimiento de un cultivo, que puede ser usado para inferir la duración del ciclo del tomate bajo invernadero. Inferir duración del ciclo de cultivo basado en temperatura supone la posibilidad de programar fechas de siembra, gestión de los recursos y establecer mejores prácticas agrícolas. El objetivo de este trabajo consistió en simular el comportamiento térmico de un invernadero usando Dinámica de Fluidos Computacional (CFD), bajo condiciones ambientales de Navolato, Sinaloa, y Texcoco, Estado de México, para estimar la duración del ciclo de tomate en función de los GDC con fines agronómicos. La predicción de temperaturas al interior del invernadero se realizó mediante un modelo numérico basado en CFD. Los resultados de las simulaciones fueron utilizados para cuantificar GDC y estimar la duración del ciclo del tomate con base en su requerimiento de temperatura. Se estimaron en Navolato, Sinaloa, 5 772.01, 6 128.34 y 6 411.93 GDC anuales en la entrada, centro y salida del invernadero, respectivamente. El incremento en la acumulación anual de GDC favorece los ciclos cortos y, en consecuencia, aumenta el número de ciclos por año

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

(más de dos ciclos de tomate). En Texcoco, Estado de México, se estimaron 2 447.94, 2 803.5 y 3 076.09 GDC anuales, en la entrada, centro y salida del invernadero, respectivamente, lo que limita cultivar de manera natural sólo un ciclo. No obstante, si se favorecen las temperaturas del último tercio del invernadero, se estima se puedan cultivar dos ciclos.

**Palabras clave**: distribución espacial de temperaturas, modelo computacional, tomate.

## Abstract

The degree days heat (GDC) are an indicator of the growth of a crop, which can be used to infer the duration of the tomato cycle under greenhouse. Inferring the duration of the crop cycle, based on temperature, means the possibility of scheduling sowing dates, managing resources and establishing better agricultural practices. The objective of this work was to simulate the thermal behavior of a greenhouse using CFD, under environmental conditions of Navolato, Sinaloa, and Texcoco, State of Mexico, to estimate the duration of the tomato cycle as a function of the GDC for agronomic purposes. The prediction of temperatures inside the greenhouse was made through of a numerical model based on CFD. The simulation results were used to quantify GDC and estimate the duration of the tomato cycle based on its temperature requirement. In Navolato, Sinaloa, 5 772.01, 6 128.34 and 6 411.93 annual GDC were estimated at the entrance, center and exit of greenhouse, respectively. The increase in annual GDC accumulation favors short cycles and consequently increases the number of cycles per year (more than two

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

tomato cycles). In Texcoco, state of Mexico, were estimated 2 447.94, 2 803.5 and 3 076.09 GDC annual, in the entry, center and exit of greenhouse, respectively, which limits to cultivate naturally only one cycle. However, if temperatures in the last third of the greenhouse are favored, it is estimated that two cycles can be cultivated.

**Keywords**: Spatial temperature distribution, computational model, tomato.

Recibido: 09/04/2019

Aceptado: 06/10/2019

# Introducción

El aumento de la población ha generado un incremento en la demanda de productos agrícolas y en la forma de producir. Tal es el caso de los invernaderos, cuyo propósito es el acondicionamiento ambiental. El análisis del microclima en su interior se convierte en una herramienta de gestión en la toma de decisiones para su manejo, con la finalidad de mantener la temperatura del cultivo dentro de rangos recomendados para su desarrollo (Zeidan, 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/)

Grijalva, Macías y Robles (2011) establecen que la problemática principal que enfrenta el productor de tomate que utiliza invernaderos de bajo nivel tecnológico en Sinaloa, México, es el control de temperaturas, ocasionando que un 30 o 40% de su producción no cumpla los requisitos de calidad que el tomate requiere para su exportación. Una alternativa para reducir este porcentaje es concentrar el periodo de producción en los meses donde la temperatura no supere el umbral máximo para el tomate (30 °C), y usar híbridos de éste, mejor adaptados a las condiciones locales de manejo y clima.

El tomate (*Solanum lycopersicum L.*) es la hortaliza que más se cultiva bajo invernadero. La temperatura es uno de los factores más importantes en su desarrollo, existiendo un rango favorable para su crecimiento. Los rangos de temperatura reportados para el tomate oscilan entre 22 a 26 °C durante el día y de 13 a 16 °C por la noche (Tesi, 2001; Castilla, 2004).

La integración diaria de la temperatura ambiental es la forma más representativa de medir el desarrollo del tomate (Trudgill, Honek, Li, & Van-Straaalen, 2005). Una manera de medir la integración, el crecimiento y la duración del ciclo del tomate es por medio de los grados días calor (GDC). Para el cálculo de GDC, los valores usados deben ser locales debido a la variación temporal y espacial de temperatura (Doorenbos & Pruitt, 1977).

Ojeda-Bustamante, Sifuentes-Ibarra, Slack y Carrillo (2004) utilizaron este concepto para estimar a partir de la Ecuación (1), los grados días de desarrollo (DGD) en el cultivo de maíz a campo abierto en el norte de Sinaloa, de acuerdo con el valor de temperatura diaria ($i$), de



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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 variable grado (°*D*), y su relación con las temperaturas mínimas y máximas del aire ($T_{c\text{-mín}}$ y $T_{c\text{-máx}}$).

$$^{\circ}D_i = \overline{T}_i - T_{c-\text{mín}} \text{ si } \overline{T}_i < T_{c-\text{máx}} \; ; \; ^{\circ}D_i = T_{c-\text{máx}} - T_{c-\text{mín}} \text{ si } \overline{T}_i \geq T_{c-\text{máx}} \; ; \; ^{\circ}D_i = 0 \text{ si } \overline{T}_i \leq T_{c-\text{mín}} \quad (1)$$

Ardila, Gustavo-Fischer y Balaguera-López (2011) estimaron la equivalencia entre los días después del trasplante (DDT) y los GDC de tres híbridos de tomate larga vida: Beverly, Franco y SVR 565 en un invernadero. La investigación se realizó en el municipio de San Antonio Tequendama (Cundinamarca), en la vereda Laguna Grande, Finca La Despensa (4º 38'02, 55" N; 74º 20'07, 57" O). Los resultados mostraron que son necesarios 1 398.5 GDC después del trasplante hasta el periodo de cosecha.

Los grados días pueden ser empleados en la estimación de los días con necesidades de calefacción y refrigeración (GDE) de edificios residenciales, comerciales e industriales, así como en invernaderos (Gelegenis, 2009; Mourshed, 2012; Coskun, Ertürk, Oktay, & Hepbasli, 2014).

En un invernadero, el microclima interior depende, entre otros factores, del ambiente externo, tipo de cultivo y equipos de control climático. La dinámica de fluidos computacional (CFD) es útil en la toma de decisiones, mediante el análisis de procesos físicos para definir el movimiento de los fluidos y la comprensión de los fenómenos ambientales.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

CFD puede ser útil cuando se requiere estudiar la distribución térmica en invernaderos sin calefacción. Piscia, Muñoz, Panadès y Montero (2015) demostraron mediante CFD que las temperaturas durante la noche dependen de la tasa de ventilación.

Una de las ventajas de CFD es su capacidad de predecir la distribución de temperatura, concentración de vapor de agua, dióxido de carbono (Boulard, Roy, Pouillard, Fatnassi, & Grisey, 2017) y la interacción que tienen con la planta (Bouhoun-Ali, Bournet, Cannavo, & Chantoiseau, 2017). Por tal motivo, el uso de modelos computacionales y normales climatológicas puede emplearse para inferir la duración del ciclo del tomate bajo invernadero y como apoyo en factores de manejo para definir fechas de siembra.

El objetivo de este trabajo fue simular el comportamiento térmico de un invernadero usando CFD, bajo condiciones ambientales de Navolato, Sinaloa, y Texcoco, Estado de México, México, para estimar la duración del ciclo de cultivo del tomate en función de los GDC.

# Metodología

## Sitio experimental



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

El invernadero prototipo es de tipo cenital con tres capillas, cuenta con sistema de ventilación pasiva que consiste de ventanas cenitales y frontales. La estructura está cubierta de polietileno translúcido y malla antiinsecto en las ventanas. La superficie cultivada es de 1 000 $m^2$, con tomate sembrado en 20 camas distribuidas en las tres naves.

El sitio del invernadero experimental está localizado en el municipio de Soledad de Graciano Sánchez, en San Luis Potosí (22º 10’59” N; 100º 56’27” O), a 1 850 msnm. La temperatura media en el municipio oscila de 5 a 29 °C durante el año (Conagua, 2018).

Al interior del invernadero se instalaron cinco sensores Vaisala (HMP50, Woburn, MA, USA), los cuales registraron temperatura y humedad relativa (HR) (Figura 1). Los sensores se colocaron a una altura de 2.5 m. Tres de ellos (1, 2 y 3) en el centro de cada capilla. Los sensores 4 y 5 en la capilla central, cerca de la zona de barlovento y sotavento, respectivamente. El registro y almacenamiento de datos se hizo en promedio cada 10 minutos durante junio y julio de 2014, utilizando un almacenador de datos (CR1000, Campbell Scientific Inc., Logan, Utah). La información almacenada se descargó y procesó en *Excel*, para determinar las condiciones ambientales de entrada del modelo a evaluar.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

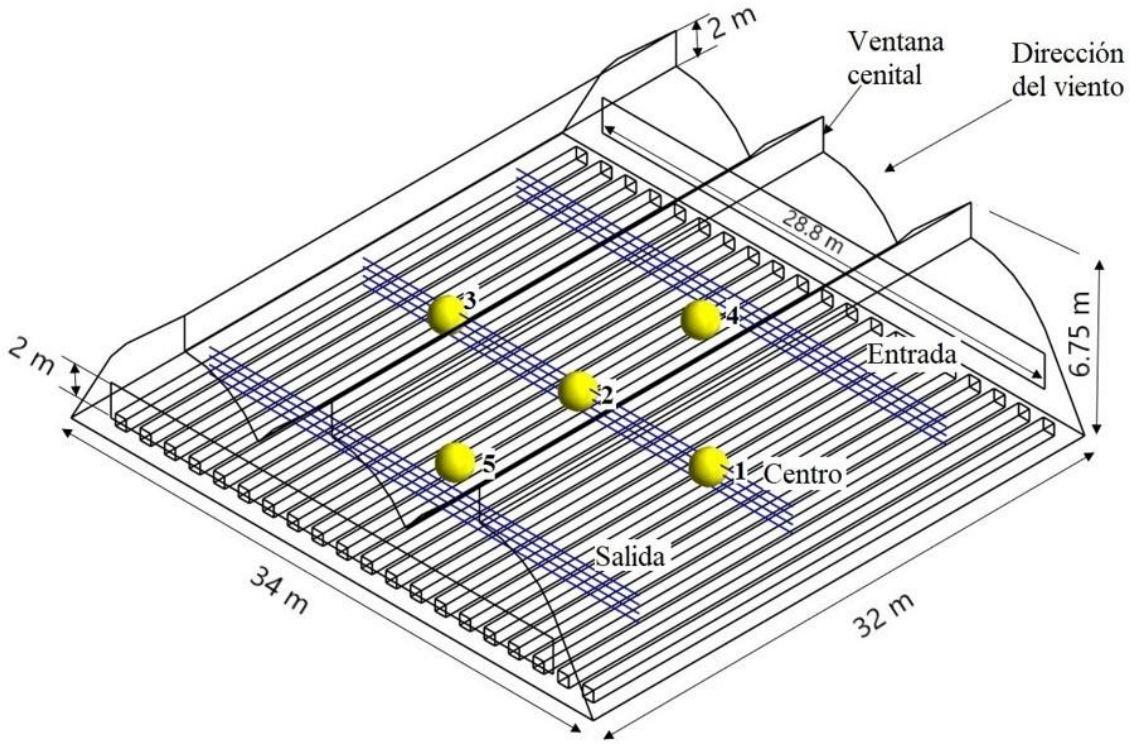



**Figura 1**. Dimensiones, ubicación de los sensores y las zonas de análisis de temperaturas en el invernadero.

## Modelo computacional

La construcción y simulación del modelo computacional se llevó a cabo en *Ansys Fluent*. La geometría se elaboró en *Ansys Workbench*, mediante la herramienta *Design Modeler*. El mallado se realizó en *Meshing* y cuenta con 416 113 elementos no estructurados, con una calidad ortogonal de



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

0.75 y una distorsión de 0.23. Las dimensiones del modelo y el número de elementos de la malla se muestran en la Tabla 1.

**Tabla 1**. Dimensiones (m) y número de elementos de la malla.

| | **Invernadero** | **Dominio exterior** | **Zona de cultivo** |
|---|---|---|---|
| **Dimensiones** | 34 x 32 x 4.75 | 170 x 192 x 22.35 | 31 x 30 x 0.7 |
| **Número de elementos** | 32 895 | 382 818 | 400 |

En la fase de proceso se definieron las condiciones del modelo (Tabla 2) y de las variables aplicadas al flujo de aire dentro del invernadero, para darle solución a las ecuaciones de transporte, discretizadas en ecuaciones algebraicas y calculadas con métodos numéricos.

**Tabla 2**. Condiciones de frontera del modelo computacional.

| **Condiciones de frontera** | **Método** |
|---|---|
| **Solucionador** | Basado en presión |
| **Estado** | Estacionario |
| **Modelo de viscosidad** | Estándar *k*-ε (dos ecuaciones) |
| **Ecuación de energía** | Activada |
| **Dominio de entrada** | Velocidad de entrada |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

| | |
|---|---|
| **Dominio de salida** | Presión de salida |
| **Temperatura del aire** | Perfil constante |
| **Velocidad del viento** | Perfil constante |
| **Tratamiento de medios porosos** | Salto poroso |
| | Cultivo: zona porosa |
| **Salto poroso** | Permeabilidad de la cara |
| | Espesor del medio poroso |
| | Coeficiente del salto de presión |
| **Zona porosa** | Resistencia inicial |
| | Porosidad del fluido |
| **Fuente de calor** | Constante desde el suelo, hipótesis de Boussinesq |
| **Condición térmica del suelo** | Flujo de calor |

## Evaluación del modelo computacional

Se llevó a cabo un análisis estadístico para la evaluación del modelo CFD entre los datos simulados y experimentales del municipio de Soledad de Graciano Sánchez, en San Luis Potosí. Se consideraron dos intervalos de



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

tiempo de 12:30 a 13:30 p.m. (cálido) y de 4:30 a 5:30 a.m. (frío) en la evaluación, con la finalidad de mejorar la sensibilidad del modelo a cambios de temperatura. El estudio estadístico se hizo por medio de un análisis de varianza (ANOVA) de un factor con un nivel de significancia de 0.05, utilizado para contrastar paramétricamente la diferencia de las temperaturas en el modelo experimental y simulado (Fisher, 1971).

## Escenarios de simulación

Una vez evaluado el modelo CFD, se utilizaron normales climatológicas mensuales de la estación meteorológica 25171 de Navolato, Sinaloa (24º 45′ 55″ N; 107º 42′ 06″ O), y la estación 154145 del municipio de Texcoco, Estado de México (19º 30′ 20″ N; 98º 52′ 55″ O), como condición de frontera inicial para los escenarios simulados (Tabla 3). Se seleccionaron estos dos municipios, dado que Navolato es el municipio más representativo del estado, con mayor producción de tomate durante 2017 en México (SIAP, 2018), y Texcoco es un municipio productor de tomate con condiciones climáticas diferentes al municipio de Navolato (Conagua, 2018).

**Tabla 3**. Temperatura y velocidad del viento de los escenarios simulados.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

| | Navolato, Sinaloa | | Texcoco, Estado de México | |
|---|---|---|---|---|
| **Mes** | **Temperatura (°C)** | **Velocidad del viento (m/s)** | **Temperatura (°C)** | **Velocidad del viento (m/s)** |
| **Enero** | 19.4 | 3.1 | 12.5 | 3.6 |
| **Febrero** | 20.2 | 3.1 | 14.0 | 3.9 |
| **Marzo** | 21.8 | 3.1 | 16.3 | 4.0 |
| **Abril** | 23.8 | 3.1 | 18.0 | 3.7 |
| **Mayo** | 26.3 | 3.2 | 18.9 | 2.8 |
| **Junio** | 29.6 | 3.3 | 18.7 | 2.5 |
| **Julio** | 30.2 | 2.7 | 17.8 | 2.7 |
| **Agosto** | 30.3 | 2.5 | 17.8 | 2.5 |
| **Septiembre** | 29.8 | 2.6 | 17.5 | 2.6 |
| **Octubre** | 28.3 | 2.7 | 16.2 | 2.7 |
| **Noviembre** | 24.1 | 3.0 | 14.4 | 3.0 |
| **Diciembre** | 20.1 | 3.1 | 12.9 | 3.3 |

## Cálculo de GDC y GDE en el invernadero

Las temperaturas de los escenarios simulados se emplearon en el cálculo de los GDC (Ecuación (2)) mediante la fórmula aplicada por Rodríguez y Flórez (2006):



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

$$GDC = \left(\frac{T_{\text{máx}} + T_{\text{mín}}}{2}\right) - T_{\text{base}} \qquad (2)$$

Donde el término ($T_{\text{máx}}$-$T_{\text{mín}}$)/2 es la temperatura media mensual registrada al interior del invernadero, y $T_{\text{base}}$ es la temperatura donde el proceso metabólico es mínimo, considerado de 10 °C para el tomate (Zotarelli, Scholberg, Dukes, Muñoz-Carpena, & Icerman, 2009).

La duración del ciclo del tomate bajo invernadero se estimó mediante la equivalencia entre los días después del trasplante y la acumulación de GDC, método utilizado por Ardila *et al.* (2011), donde son necesarios 1 398.5 GDC desde el trasplante hasta el inicio de la cosecha.

El cálculo de GDE (Ecuación (3)) y el número correspondiente de días con necesidades de enfriamiento se realizó mediante la relación entre las temperaturas base y media diarias utilizadas por Yildiz y Sosaoglu (2007), acoplándolas a la temperatura umbral del cultivo de tomate ($t_b$) y a la temperatura en el interior del invernadero ($t_d$).

$$GDE = T_d - T_b \qquad (3)$$

Cuando la $t_d$ está por debajo de la temperatura base no hay acumulación de GDE.

La propuesta para la fecha de trasplante se realizó a partir de la predicción y distribución de temperaturas, y la acumulación de GDC y GDE, estableciendo que la temperatura en el invernadero se encuentra



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

entre 10 y 30 °C, y asumiendo que no existen restricciones hídricas ni nutritivas para el tomate.

# Resultados y discusión

La evaluación del modelo se llevó a cabo mediante la correlación de los valores de temperatura registrados por los sensores y obtenidos de la simulación del municipio de Soledad de Graciano Sánchez, en San Luis Potosí (Tabla 4 y Tabla 5). Los resultados de ANOVA, con un nivel de significancia de 0.05, mostraron que el valor de *F* calculado es menor al valor crítico de *F* para el periodo cálido (4.71 < 5.31) y frío (2.49 < 5.31), estableciendo que no existen diferencias significativas entre las temperaturas registradas y simuladas para cada condición.

**Tabla 4**. Datos de temperatura (°C) para el periodo cálido.

| Sensor | Experimentales | Simulados |
|---|---|---|
| **1** | 25.5 | 24.9 |
| **2** | 25.7 | 25.5 |
| **3** | 28.5 | 25.1 |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

| | | |
|---|---|---|
| **4** | 26.3 | 23.9 |
| **5** | 25.7 | 26.6 |

**Tabla 5**. Datos de temperatura (°C) para el periodo frío.

| Sensor | Experimentales | Simulados |
|---|---|---|
| **1** | 16.3 | 17.1 |
| **2** | 16.7 | 17.7 |
| **3** | 16.6 | 17.3 |
| **4** | 16.3 | 16.1 |
| **5** | 16.2 | 18.8 |

Con los datos de temperatura registrados durante el mes de julio en el modelo experimental y el resultado de la evaluación de CFD, se calculó y evaluó la acumulación de los GDC mensuales. En el experimento se obtuvo una acumulación mensual de 328.6 GDC; y en la simulación, 367.3 GDC. Mostrando un error porcentual de 11.79% y la correlación entre la temperatura media mensual como condición inicial de frontera para CFD, y la distribución de temperaturas utilizadas para el cálculo de GDC.

Los escenarios simulados de Texcoco mostraron que la temperatura del invernadero osciló entre 12 y 22 °C (Figura 2, a y b), y en Navolato de 19 a 33 °C (Figura 2, c y d) durante el año. En Navolato, durante el mes de junio (Figura 2, d), la temperatura alcanzó valores de 30.7 y 32.7 °C cerca de la zona de entrada y salida del invernadero, respectivamente.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

Este aumento del gradiente térmico se presentó en todos los escenarios debido a la insuficiencia de la ventilación natural para homogenizar la temperatura. Estos resultados muestran correlación con lo obtenido de manera experimental por Baxevanou, Fidaros, Bartzanas y Kittas (2018); Benni, Tassinari, Bonora, Barbaresi y Torreggiani (2016); Cemek, Atiş y Küçüktopçu (2017); Lee, Lee y Kim (2018), y Santolini *et al.* (2018), sugiriendo que las temperaturas más bajas del invernadero se encuentran en la zona de barlovento.

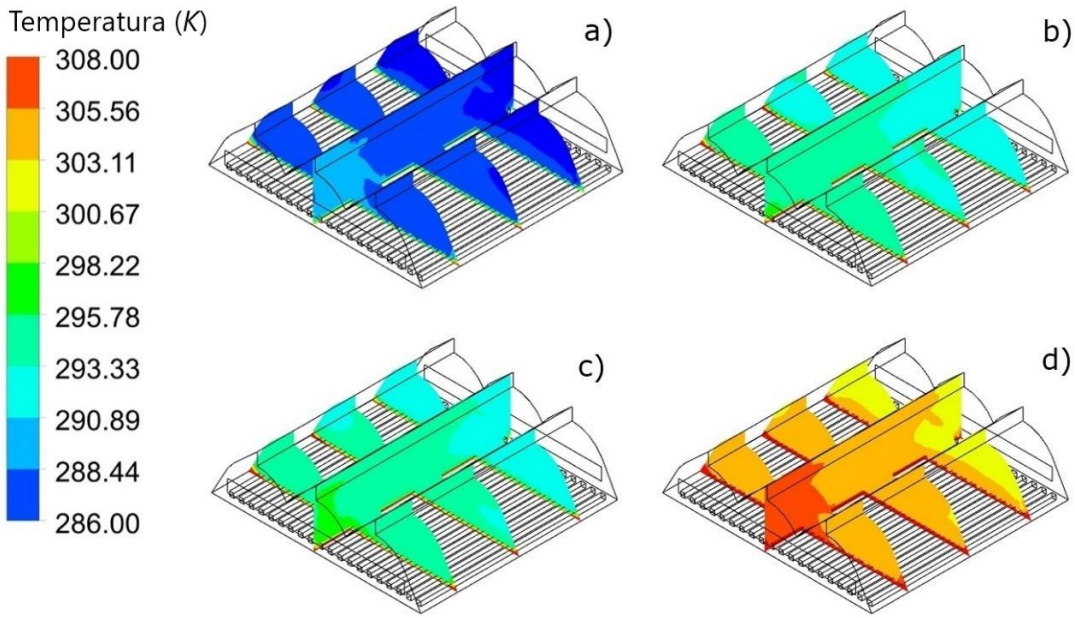



**Figura 2**. Distribución de temperaturas en el invernadero en Texcoco, Estado de México, en los meses de a) enero y b) junio. En Navolato, Sinaloa, en c) enero y d) junio.

De junio a octubre, en Navolato, los valores de temperatura simulados superan los 30 °C, siendo necesario un análisis ambiental del

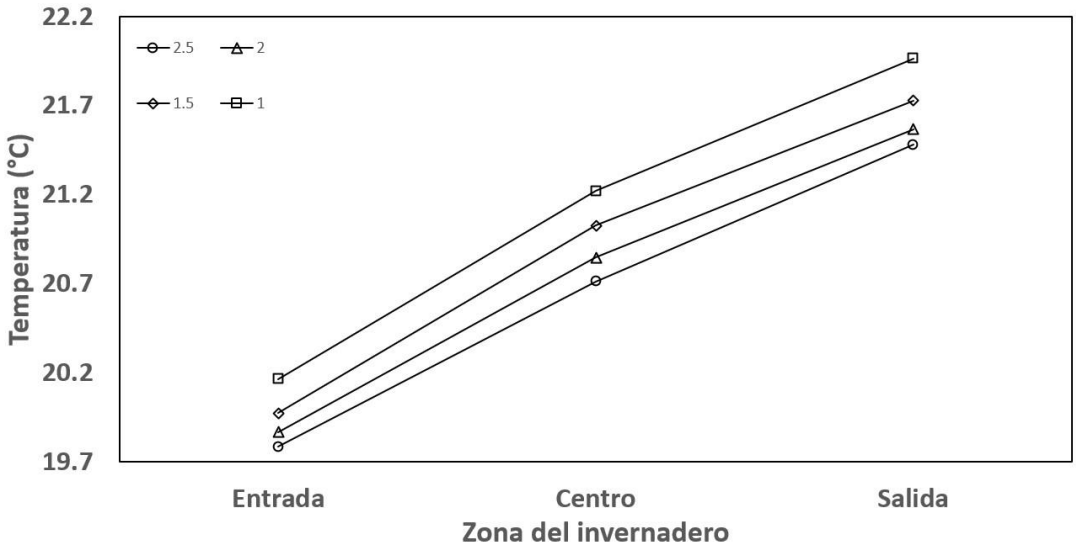
2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

invernadero, así como la implementación de equipos auxiliares que coadyuven a atenuar los gradientes térmicos si se desea cultivar durante este periodo.

Debido a que la distribución de los gradientes térmicos en el invernadero no es homogénea (Figura 2), se realizó un análisis espacial de temperaturas a 1, 1.5, 2 y 2.5 m del suelo de manera transversal, y a cada 10 m de manera longitudinal. Las primeras líneas se encuentran a 5 m (entrada); las segundas, a 15 m (centro), y las terceras a 25 m (salida) de la zona de barlovento (Figura 1).

Los resultados de la Figura 3 muestran que existe un gradiente térmico promedio de 1.7 °C de manera longitudinal, además de una variación espacial de temperatura promedio de 0.45 °C a 1 y 2.5 m del piso para la zona de entrada, centro y salida del invernadero. Esta diferencia no es estadísticamente significativa, por lo cual se establece una altura de 2 m para el cálculo de GDC.






*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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**. Distribución de temperaturas en el invernadero en Navolato, Sinaloa, durante el mes de enero, a una altura de 1 m (□), 1.5 m (◇), 2 m (Δ) y 2.5 m (º).

La acumulación de GDC en el municipio de Texcoco presenta un gradiente del indicador de 20.42% entre la entrada y salida del invernadero (Tabla 6). Esta diferencia porcentual significa un ciclo de tomate en la entrada, y dos en el centro y salida, según lo reportado por Ardila *et al.* (2011).

**Tabla 6**. Acumulación mensual de GDC al interior del invernadero en el municipio de Texcoco, Estado de México, y Navolato, Sinaloa.

| | **Texcoco, Estado de México** | | | **Navolato, Sinaloa** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Mes** | **Entrada** | **Centro** | **Salida** | **Entrada** | **Centro** | **Salida** |
| **Enero** | 88.9 | 119.3 | 136.3 | 305.9 | 336.4 | 358.6 |
| **Febrero** | 211.5 | 269.2 | 300.2 | 603.8 | 661.5 | 704.1 |
| **Marzo** | 417.4 | 505.3 | 550.9 | 984.5 | 1 072.7 | 1 137 |
| **Abril** | 670.3 | 787.5 | 849.1 | 1 411.2 | 1 528.8 | 1 613.9 |
| **Mayo** | 959.9 | 1 107.3 | 1 194.4 | 1 930.4 | 2 078.3 | 2 184.5 |
| **Junio** | 1 236.7 | 1 413.2 | 1 528.9 | 2 530.9 | 2 708.3 | 2 833.6 |
| **Julio** | 1 494.4 | 1 700.9 | 1 844.5 | 3 172.2 | 3 379.6 | 3 531.9 |
| **Agosto** | 1 752.4 | 1 989.1 | 2 162.6 | 3 816.5 | 4 054 | 4 236.6 |
| **Sep.** | 1 992.2 | 2 258.1 | 2 459.9 | 4 425.6 | 4 692.3 | 4 903.1 |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Oct.** | 2 198.3 | 2 494.3 | 2 723.4 | 5 007.3 | 5 304.1 | 5 541.7 |
| **Nov.** | 2 344.0 | 2 669.2 | 2 921.7 | 5 443.5 | 5 769.4 | 6 030.5 |
| **Dic.** | 2 447.9 | 2 803.5 | 3 076.1 | 5 772 | 6 128.3 | 6 411.9 |

En Navolato, la acumulación de GDC es mayor que en Texcoco, favoreciendo los ciclos cortos y generando una acumulación de GDC suficiente para cuatro ciclos de tomate al año (Tabla 6). Sin embargo, la decisión de cultivar en los meses con temperaturas fuera del umbral (junio a octubre) está condicionada por el incremento del costo de producción, que puede generar el uso de equipos auxiliares para reducir la temperatura (Marín *et al*., 2016).

Para establecer la propuesta de trasplante fue necesario estimar la acumulación de GDE en el municipio de Navolato. Para ello, se utilizó la metodología planteada por Yildiz *et al*. (2007) en los meses donde las temperaturas simuladas fueron superiores a 30 °C (junio a octubre). La acumulación de GDE (Figura 4) muestra una equivalencia de 122 días con necesidades de refrigeración en la entrada y centro, y 153 en la salida del invernadero. Sin embargo, dado que no es posible establecer un control de temperatura para cada zona, se recomienda que el tiempo de refrigeración se lleve a cabo considerando la acumulación de GDE en la salida.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

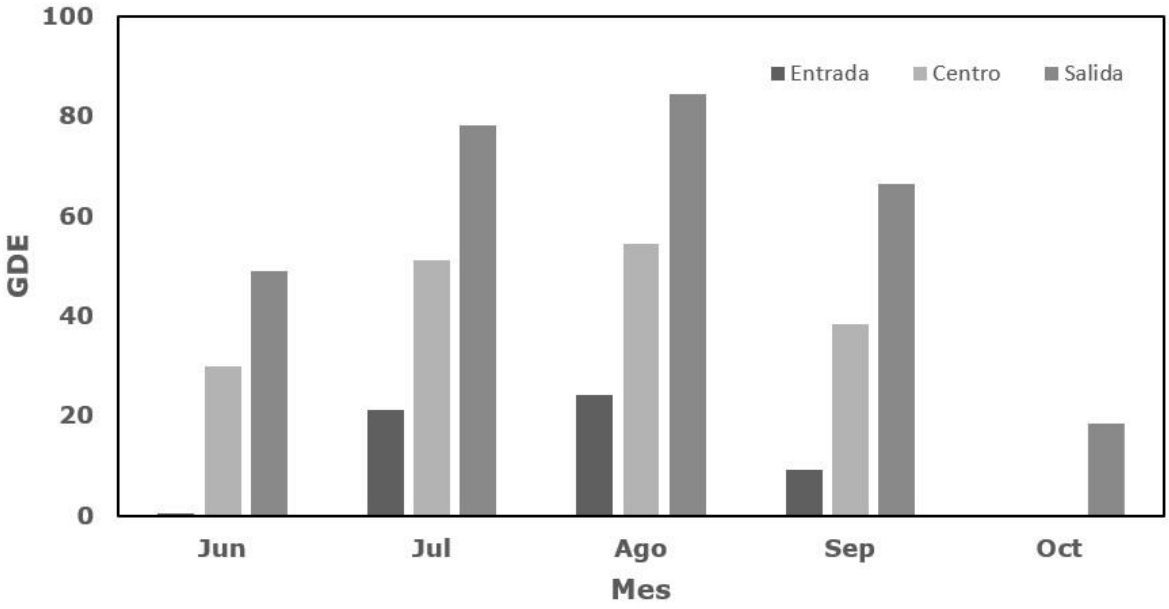



**Figura 4**. Acumulación mensual de GDE al interior del invernadero en el municipio de Navolato, Sinaloa, a temperatura base de 30 °C.

En regiones con inviernos fríos, como en Texcoco, la producción de tomate se da sobre todo durante el periodo primavera-verano, usando el invierno para limpieza del invernadero. Algunos autores recomiendan como inicio de siembra finales de febrero, trasplantando en los últimos días de marzo, con ciertos cuidados durante las primeras y últimas horas del día (Hernández-Leal *et al*., 2013; Peña-Lomelí, Ponce-Valerio, Sánchez-del-Castillo, & Magaña-Lira, 2014). Aunado a lo anterior, la propuesta de trasplante se realizó considerando la mayor acumulación de GDC y evitando el periodo con necesidades de refrigeración. En el municipio de Texcoco, la acumulación de GDC no permite obtener dos ciclos de tomate en todo el invernadero. Por lo cual, se propuso como fecha para el trasplante el mes de mayo, donde la temperatura media

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

mensual es la más alta del año, incrementando los GDC y evitando las bajas temperaturas durante las primeras y últimas horas del día.

Si el trasplante se realiza el día 1 del mes mayo, se necesitan 165 días en la zona de entrada y 132 en la salida (Tabla 7), contando con tiempo suficiente para la cosecha, y evitando problemas que se puedan presentar por las bajas temperaturas nocturnas durante diciembre y enero.

**Tabla 7**. Duración del ciclo del tomate en Texcoco, Estado de México, para la fecha propuesta de trasplante.

| | Entrada | | Centro | | Salida | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Mes** | **Días** | **GDC** | **Días** | **GDC** | **Días** | **GDC** |
| **Mayo** | 31 | 289.6 | 31 | 319.7 | 31 | 345.2 |
| **Junio** | 61 | 566.4 | 61 | 625.7 | 61 | 679.8 |
| **Julio** | 92 | 824.1 | 92 | 913.5 | 92 | 995.4 |
| **Agosto** | 123 | 1 082.1 | 123 | 1 201.6 | 123 | 1 313.5 |
| **Sep.** | 153 | 1 321.9 | 145 | 1 398.5 | 132 | 1 398.5 |
| **Oct.** | 165 | 1 398.5 | | | | |

En Navolato (Tabla 8), la acumulación de GDC indica que es posible obtener cuatro ciclos de tomate, derivado de los ciclos cortos y las temperaturas registradas en el invernadero. Sin embargo, de junio a octubre se presentan en el interior del invernadero gradientes térmicos que afectan el desarrollo e incrementan el riesgo de enfermedades del



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

tomate (Zeidan, 2005). Por tal motivo, se propone como fecha para el trasplante el día 1 del mes de noviembre, siendo necesarios 123 días en barlovento y 106 días en sotavento.

**Tabla 8**. Duración del ciclo del tomate en Navolato, Sinaloa, para la fecha propuesta de trasplante.

| | Entrada | | Centro | | Salida | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Mes** | **Días** | **GDC** | **Días** | **GDC** | **Días** | **GDC** |
| **Nov.** | 30 | 436.2 | 30 | 465.4 | 30 | 488.8 |
| **Dic.** | 61 | 764.7 | 61 | 824.3 | 61 | 870.3 |
| **Enero** | 92 | 1 070.7 | 92 | 1 160.5 | 92 | 1228.9 |
| **Febrero** | 120 | 1 368.5 | 113 | 1 398.5 | 106 | 1398.5 |
| **Marzo** | 123 | 1 398.5 | | | | |

La fecha propuesta para el trasplante en Navolato concuerda con el periodo de producción de algunas investigaciones previas, tal es el caso de Grijalva y Robles (2003), en donde el periodo de producción abarcó los meses de diciembre a mayo. Núñez, Grijalva, Macias, Robles y Ceceña (2012) realizaron el trasplante del tomate tipo bola, variedad Beatrice (Zeraim Gedera®), a principios del mes de octubre, registrando una temperatura promedio diaria al interior del invernadero por debajo de los 30 °C durante el periodo de producción.

Para estudiar el efecto que tiene el tamaño del invernadero en la distribución de temperaturas y la acumulación de GDC, el modelo CFD se



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

extrapoló a un modelo con una longitud de 100 m. Los resultados simulados presentan un gradiente del indicador de hasta 7 °C entre la entrada y salida para ambos municipios (Figura 5). Las temperaturas simuladas muestran condiciones favorables en todo el invernadero para el municipio de Texcoco. Sin embargo, para Navolato no ocurre lo mismo, principalmente en la zona de sotavento, donde el incremento de la temperatura es generado por la insuficiencia de la tasa de ventilación para homogenizar el ambiente del invernadero.

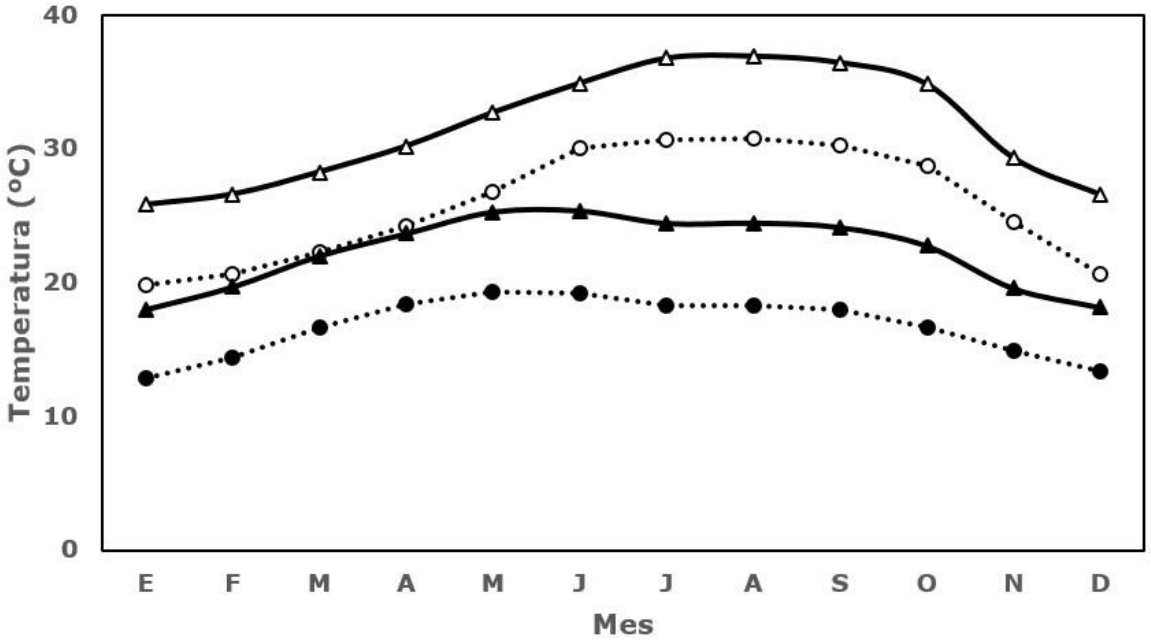



**Figura 5**. Distribución de temperaturas en un invernadero de longitud de 100 m entre la entrada (··●··●··) y salida (-▲-) en Texcoco, Estado de México, y en la entrada (··○··○··) y salida (-Δ-) de Navolato, Sinaloa.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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/)

Para Texcoco, la acumulación anual a la salida para un invernadero de 100 m es de 4 492.07 GDC, incrementando el gradiente del indicador hasta un 45.5% entre la entrada y salida, y con una acumulación de GDC suficiente para tres ciclos de cultivo de tomate a la salida.

En Navolato, la acumulación anual a la salida es de 7 897.96 GDC, generando un gradiente de 26.9% entre la entrada y salida, con tiempo suficiente para cinco ciclos de cultivo de tomate.

En invernaderos de dimensiones de gran tamaño, como los de 100 m de longitud, el gradiente térmico es proporcional a la longitud, incrementando los GDC. Por lo cual, si se desea cosechar de manera uniforme, es necesario establecer diferentes fechas de trasplante, considerando la acumulación de GDC en cada zona del invernadero. En Texcoco, si se desea cosechar a partir del 12 de octubre, es necesario realizar el trasplante de tomate el 1 de mayo, 16 de junio y 5 de julio en las zonas de entrada, centro y salida, respectivamente. En Navolato, para cosechar el 3 de marzo, el trasplante se tendría que realizar el 1 y 25 de noviembre en la entrada y centro, y el 7 de diciembre en la salida.

# Conclusiones



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 27-57. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-02

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 acumulación de GDC en invernadero representa el comportamiento térmico espacial y puede usarse para inferir la duración del ciclo del tomate bajo invernadero. Con base en simulaciones en CFD, se visualiza la distribución espacial de los GDC en la zona de cultivo. Los resultados numéricos son un apoyo en factores de manejo, como definir fechas de siembra y cosecha. De las simulaciones realizadas, en Navolato, en un invernadero de 1 000 $m^2$, existen temperaturas durante el año que idealmente acumularían GDC hasta para cuatro ciclos de tomate. No obstante, se presentan otras limitantes, como el riesgo de sembrar en los meses de junio a octubre, cuando se registran temperaturas del invernadero por arriba de 30 °C. En Texcoco, por acumulación de GDC, apenas alcanzaría para un ciclo. Se recomienda efectuar el trasplante durante abril y mayo, cuando se registra la mayor temperatura media mensual del año, con tiempo suficiente para completar el ciclo del cultivo de tomate y el periodo de cosecha antes del invierno. Como alternativa económica, si se pretende cosechar en la ventana de máximo valor económico, pueden evaluarse los costos energéticos para completar los GDC.

## Referencias

Ardila, R., Gustavo-Fischer, G., & Balaguera-López, H. E. (2011). Caracterización del crecimiento del fruto y producción de tres híbridos de tomate (*Solanum lycopersicum L.*) en tiempo fisiológico bajo invernadero. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 5(1), 44-56. DOI: https://doi.org/10.17584/rcch.2011v5i1.1252

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Baxevanou, C., Fidaros, D., Bartzanas, T., & Kittas, C. (2018). Yearly numerical evaluation of greenhouse cover materials. *Computers and Electronics in Agriculture*, 149(August 2016), 54-70. DOI: https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.12.006

Benni, S., Tassinari, P., Bonora, F., Barbaresi, A., & Torreggiani, D. (2016). Efficacy of greenhouse natural ventilation: Environmental monitoring and CFD simulations of a study case. *Energy and Buildings*, 125, 276-286. DOI: https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.05.014

Bouhoun-Ali, H., Bournet, P. E., Cannavo, P., & Chantoiseau, E. (2017). Development of a CFD crop submodel for simulating microclimate and transpiration of ornamental plants grown in a greenhouse under water restriction. *Computers and Electronics in Agriculture*, 149, 26-40. DOI: https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.06.021

Boulard, T., Roy, J. C., Pouillard, J. B., Fatnassi, H., & Grisey, A. (2017). Modelling of micrometeorology, canopy transpiration and photosynthesis in a closed greenhouse using computational fluid dynamics. *Biosystems Engineering*, 158, 110-133. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.04.001

Castilla, N. (2004). *Invernaderos de plástico. Tecnología y manejo* (2ª ed.). Madrid, España: Editorial Mundiprensa.

Cemek, B., Atiş, A., & Küçüktopçu, E. (2017). Evaluation of temperature distribution in different greenhouse models using computational fluid dynamics (CFD). *Anadolu Journal of Agricultural Sciences*, 32(1), 54-54. DOI: https://doi.org/10.7161/omuanajas.289354

2020, Instituto Mexicano 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. (2018). *Información climatológica*. Recuperado de https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=slp

Coskun, C., Ertürk, M., Oktay, Z., & Hepbasli, A. (2014). A new approach to determine the outdoor temperature distributions for building energy calculations. *Energy Conversion and Management*, 78, 165-172. DOI: https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.10.052

Doorenbos, J., & Pruitt, W. O. (1977). *Crop water requirements* (paper 24). Roma, Italia: Food and Agriculture Organization.

Fisher, R. A. (1971). Statistical Methods for Research Workers. *Biometrics*, 27, 1106. DOI: 10.2307/2528855

Gelegenis, J. J. (2009). A simplified quadratic expression for the approximate estimation of heating degree-days to any base temperature. *Applied Energy*, 86(10), 1986-1994.

Grijalva, R. L., & Robles, C. F. (2003). *Avances en la producción de hortalizas en invernadero. Publicación Técnica No. 7* (pp. 14-18). Caborca, México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Centro de Investigaciones Regional del Noroeste, Campo Experimental Caborca.

Grijalva, R. L., Macías, R., & Robles, F. (2011). Behavior of beef tomato hybrids in greenhouse under desertic conditions in the northwest of Sonora. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14(2), 675-682.

Hernández-Leal, E., Lobato-Ortiz, R., García-Zavala, J. J., Reyes-López, D., Méndez-López, A., Bonilla-Barrientos, O., & Hernández-Bautista, A. (2013). Comportamiento agronómico de poblaciones F2

2020, Instituto Mexicano 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 híbridos de tomate (*Solanum lycopersicum L.*). *Revista fitotecnia mexicana*, 36(3), 209-215.

Lee, S. Y., Lee, I. B., & Kim R. W. (2018). Evaluation of wind-driven natural ventilation of single-span greenhouses built on reclaimed coastal land. *Biosystems Engineering*, 171, 120-142. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.04.015

Marín, P., Valera, D. L., Molina-Aiz, F. D., López, A., Belmonte, L. J., & Moreno, M. A. (2016). Influencia de diferentes sistemas de calefacción sobre el desarrollo, producción y calidad de un cultivo de tomate en invernadero. *ITEA Información Técnica Económica Agraria*, 112(4), 375-391. DOI: https://doi.org/10.12706/itea.2016.023

Mourshed, M. (2012). Relationship between annual mean temperature and degree-days. *Energy and Buildings*, 54, 418-425. DOI: https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2012.07.024

Núñez-Ramírez, F., Grijalva, R. L., Macias, R., Robles, F., & Ceceña, F. (2012). Crecimiento, acumulación y distribución de materia seca en tomate de invernadero. *Biotecnia*, 14(3), 25-31.

Ojeda-Bustamante, W., Sifuentes-Ibarra, E., Slack, D. C., & Carrillo, M. (2004). Generalization of irrigation scheduling parameters using the growing degree days concept: Application to a potato crop. *Irrigation and Drainage*, 53(3), 251-261. DOI: https://doi.org/10.1002/ird.134

Peña-Lomelí, A., Ponce-Valerio, J. J., Sánchez-del-Castillo, F., & Magaña-Lira, N. (2014). Desempeño agronómico de variedades de tomate

2020, Instituto Mexicano 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 cáscara en invernadero y campo abierto. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 37(4), 381-391.

Piscia, D., Muñoz, P., Panadès, C., & Montero, J. I. (2015). A method of coupling CFD and energy balance simulations to study humidity control in unheated greenhouses. *Computers and Electronics in Agriculture*, 115, 129-141. DOI: https://doi.org/10.1016/j.compag.2015.05.005

Rodríguez, W., & Flórez, V. (2006). Comportamiento fenológico de tres variedades de rosas rojas en función de la acumulación de la temperatura. *Agronomía Colombiana*, 24(2), 247-257.

Santolini, E., Pulvirenti, B., Benni, S., Barbaresi, L., Torreggiani, D., & Tassinari, P. (2018). Numerical study of wind-driven natural ventilation in a greenhouse with screens. *Computers and Electronics in Agriculture*, 149, 41-53. DOI: https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.09.027

SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2018). *Atlas agroalimentario*. Recuperado de http://nube.siap.gob.mx/gobmx_publicaciones_siap/pag/2018/Atlas-Agroalimentario-2018

Tesi, R. (2001). *Medios de protección para la hortofloro-fruticultura y el viverismo*. Madrid, España: Mundi-Prensa.

Trudgill, D. L., Honek, A., Li, D., & Van-Straaalen, N. M. (2005). Thermal time - concepts and utility. *Annals of Applied Biology*, 146(1), 1-14. DOI: http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7348.2005.04088.x

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Yildiz, I., & Sosaoglu, B. (2007). Spatial distributions of heating, cooling, and industrial degree-days in Turkey. *Theoretical and Applied Climatology*, 90(3-4), 249-261. DOI: https://doi.org/10.1007/s00704-006-0281-1

Zeidan, O. (2005). *Tomato production under protected condition*. Rishon LeZion, Israel: Ministry of Agriculture and Rural Development, The Centre for International Agriculture Development.

Zotarelli, L., Scholberg, J. M., Dukes, M. D., Muñoz-Carpena, R., & Icerman, J. (2009). Tomato yield, biomass accumulation, root distribution and irrigation water use efficiency on a sandy soil, as affected by nitrogen rate and irrigation scheduling. *Agricultural Water Management*, 96(1), 23-34. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.06.007

2020, Instituto Mexicano 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-2020-04-03

Artículos

# Sustentabilidad de la huella hídrica en la cuenca del valle de México

# Water footprint sustainability at valley of Mexico's basin

Jorge A. Morales-Novelo[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-9143-2452

Lilia Rodríguez-Tapia[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1456-999X

[1]Departamento de Economía, Área de Crecimiento Económico y Medio Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Ciudad de México, México, jamn@azc.uam.mx

[2]Departamento de Economía, Coordinadora Especialización en Economía y Gestión del Agua, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, Ciudad de México, México, lrt@azc.uam.mx

Autor para correspondencia: Jorge A. Morales-Novelo, jamn@azc.uam.mx

## 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/)

El objetivo del trabajo consiste en estimar la huella hídrica (consumo de agua fresca) de la Cuenca del Valle de México (CVM) —la región más poblada y de mayor actividad económica de México—, aplicando una metodología que incorpora el agua virtual al esquema ingenieril basado en cuantificar la extracción y los usos de agua, y que mide con mayor precisión el estrés que enfrentan los recursos hídricos por el enorme consumo en la cuenca. La huella hídrica estimada fue de 3 895.59 $hm^3$ de agua fresca anual en 2015, que mostró los requerimientos del consumo de los residentes en la CVM. La huella equivale a la captación de agua anual promedio en la presa Falcón (Tamaulipas, al norte de México), que da cuenta del enorme requerimiento del recurso. Abastecer tal nivel de consumo de agua ha requerido la creación de una complicada y costosa ingeniería de suministro, y la sobreexplotación de recursos hídricos propios y externos. En la CVM, cuando se consumen 202 $m^3$ de agua, 100 $m^3$ se explican por agua renovable y 102 $m^3$ de agua no renovable. De este último valor, 39.3 $m^3$ provienen de acuíferos sobreexplotados en la misma cuenca; 32.8 $m^3$ de la importación de otras cuencas sobreexplotadas, y 30.4 $m^3$ es agua virtual importada vía el comercio exterior de la cuenca. Dicha composición muestra que la mitad del consumo se basa en la extracción predatoria de recursos hídricos, que se capta en el índice de sustentabilidad de 202%, que registra la huella hídrica en la CVM, valor que indica su extrema fragilidad para mantenerse en el tiempo.

**Palabras clave**: agua virtual, intercambio de agua virtual, insumo-producto, multiplicador agua virtual.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

**Abstract**

This paper estimates the water footprint (fresh-water consumption) at Valley of Mexico´s Basin (CVM in Spanish). This region has the biggest population and economic activity of Mexico. The methodology incorporates virtual water to the engineering scheme based on quantifying extraction and water use, and which more accurately measures the stress faced by water resources due to the enormous water consumption in the basin. The estimated water footprint is 3 895.59 $hm^3$ of annual fresh water in 2015, making evident the water requirements of the residents of the CVM. Hence, the footprint is equivalent to the average annual water catchment at the Falcón Dam (Tamaulipas, northern Mexico), which accounts for its enormous resource requirement. Supplying such a level of water consumption has required the creation of a complicated and expensive supply engineering and overexploitation of not only own but also and external water resources. More precisely, when 202 $m^3$ of water are consumed in the CVM, 100 $m^3$ are explained by renewable water and 102 $m^3$ of non-renewable water. Of this last value, 39.3 $m^3$ come from overexploited aquifers in the same basin; 32.8 $m^3$ from the import of overexploited basins, and 30.4 $m^3$ is virtual water imported via the foreign trade of the basin. Finally, this composition shows that half of the consumption is based on the predatory extraction of water resources. This is received in the sustainability index of 202%, which is recorded by the water footprint in the CVM and is a value that indicates its extreme fragility to maintain itself over time.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

**Keywords**: Virtual water, water sustainability, integral management, net water saving, input-output, virtual water multiplier.

Recibido: 09/04/2019

Aceptado: 06/10/2019

# Introducción

En la perspectiva tradicional, el estudio de los recursos hídricos frescos relaciona su disponibilidad con sus usos, que describen el origen y destino de éstos. Dicha perspectiva estima la demanda, agregando los usos de agua de los diferentes sectores de la economía investigada. El agua que se suministra es extraída de un territorio e importada de cuencas externas.

Aunque la perspectiva tradicional es útil, no da cuenta de todas las necesidades hídricas reales de la región con relación a sus patrones de producción y consumo (Hoekstra & Chapagain, 2008). En vista de este límite, no se considera que en la región de estudio se consumen muchos bienes no producidos en ésta, que usaron agua externa en su elaboración. Ello impide considerar el agua de origen externo explicada por el saldo

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

neto del intercambio de bienes y servicios consumidos en la misma, y que se denomina agua virtual. En estas condiciones, el agua consumida en una región casi nunca es igual a la cantidad de agua extraída.

Investigaciones recientes sugieren complementar la perspectiva tradicional, situando el tema del agua en una visión global, pues la mayoría de las economías están involucradas en el intercambio internacional de bienes y servicios, influyendo sobre los patrones de uso de agua doméstica (Allan, 1997; Hoekstra & Chapagain, 2008). El concepto de huella hídrica (HH), introducido por Hoekstra y Hung (2002), cuantifica el consumo de agua en un área o sector específico en un tiempo acotado, con independencia del origen del suministro de agua; es la base del enfoque ampliado.

La HH se configura con la cantidad de agua que se consume en una región (ciudad, cuenca o país), equivalente a concebirse al agua contenida en el conjunto de bienes y servicios demandados por las personas, y empresas residentes en una región, sin importar que éstos hayan sido producidos al interior de un área geográfica determinada o fuera de ésta.

La estimación de la HH se realiza en dos etapas. La primera cuantifica el agua fresca que se extrae en una región específica y la que se importa de áreas geográficas externas bajo el enfoque tradicional. La segunda implica estimar el saldo neto del agua virtual (ver adelante), resultado del intercambio externo de la región. La composición de la HH constituye un indicador multidimensional que muestra los volúmenes de consumo de agua por fuente y región de origen (superficial, subterránea, de lluvia, regional o extra regional) (Hoekstra & Chapagain, 2008).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Además, los componentes de la HH pueden especificarse geográfica (huella hídrica interna y externa) y temporalmente. Desde el punto de vista de la fuente de procedencia del agua, la HH se clasifica en: agua azul (agua fresca); verde (agua de lluvia), y gris (agua residual) (Falkenmark, 2003). En este trabajo se estima la HH azul, superficial y subterránea de la CVM.

El término agua virtual fue acuñado por Allan (1998) y desarrollado por Hoekstra (2003), y se refiere al "volumen total" de agua utilizada (directa e indirecta) en la producción de un bien (Allan, 1997; Hoekstra, 2003; Garrido *et al*., 2010) . La denominación agua virtual se debe a que se estima en forma figurada el contenido de agua de cada bien.

En la noción de agua virtual subyace la propiedad de que los bienes al intercambiarse trasladan el agua utilizada y/o incorporada en su producción. Los bienes importados en una región se traducen en importación de agua virtual (Haddadin, 2003), y su consumo se interpreta como uso de agua virtual. De la misma forma, las exportaciones netas de bienes y servicios se conciben como agua doméstica (utilizada y/o incorporada en su producción) destinada a la satisfacción de necesidades externas (Haddadin, 2003; Chapagain, 2004). En este contexto, el intercambio externo de bienes y servicios de una región es el vehículo de asignación de recursos hídricos que de manera eventual puede traducirse en ahorro o déficit doméstico de agua. Por tanto, el concepto de agua virtual se aplica en el contexto de los flujos de intercambio de bienes y servicios con otras regiones; se refiere al volumen de agua utilizada en su fabricación, y sugiere la cantidad de agua exportada e importada.

2020, Instituto Mexicano 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 agua virtual se mide por la cantidad de agua utilizada en la producción de bienes y servicios, lo que depende de las condiciones técnicas de producción en el lugar de origen (Hoekstra, Chapagain, Aldaya, & Mekonnen, 2011), determinado por la tecnología utilizada en un momento en el tiempo. Existen dos metodologías para la cuantificación del agua virtual: el enfoque de sumatoria de la cadena y el enfoque escalonado acumulativo.

El primero se aplica a productos específicos y consiste en medir el agua utilizada en toda la cadena de producción de cada bien o servicio. El segundo se aplica genéricamente, cuantifica el agua fresca incorporada en la última etapa del procesamiento del producto, agregando el agua fresca que se utilizó en la producción de los insumos incorporados en su proceso de producción (Wang, Xiao, & Lu, 2009). El agua virtual estimada bajo estos procedimientos se expresa en diversas unidades: para el caso de los productos agrícolas, en $m^3$/tonelada o litros/kg; en el caso de los productos industriales, puede ser en $m^3$/pieza; para una estimación genérica de actividades diversas, litros de agua por unidad monetaria de valor de la producción (litros/$).

Una vez determinada el agua virtual que contiene la producción en términos unitarios (unidades arriba señaladas), se puede escalar la estimación a un nivel de agregación mayor. Por ejemplo, estimar el agua virtual, resultado del intercambio externo, lo que conduce de forma natural a la noción de ahorro doméstico hídrico (Oki & Kanae, 2004; De Fraiture, Cai, Amarasinghe, Rosegrant, & Molden, 2004; Chapagain, Hoekstra, Savenije, & Gautman, 2006; Yang & Zehnder, 2007). Este



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

concepto mide el ahorro de agua en una región cuando importa bienes intensivos en agua desde una cuenca donde se producen de forma eficiente, con alta productividad hídrica, con bajos insumos de agua por unidad de producto. De forma eventual puede suceder que en lugar de ahorro se obtenga un déficit global hídrico, explicado por la importación de bienes intensivos en agua y baja productividad hídrica de otra región. El ahorro doméstico hídrico de una región muestra la asignación de sus recursos hídricos por mediación del intercambio externo de bienes y servicios.

Una cuenca hidrológica es la unidad territorial que registra el agua que cae por precipitación, escurre, se evapora o se almacena como humedad del suelo. En este espacio se capta agua renovable que constituye la oferta de agua que determina un consumo sustentable del recurso. La HH mide el nivel de consumo de agua en la cuenca, magnitud que, contrastada con la oferta, permite dimensionar la sustentabilidad del recurso hídrico en la región.

El presente estudio se realiza para la Cuenca del Valle de México (CVM), región hidrológica ubicada en el centro de México, con una superficie de aportación de 9 697.8 $km^2$, que incluye 96 municipios de Estado de México, Ciudad de México, Hidalgo, Tlaxcala y Puebla (Figura 1). Este espacio ha sido señalado como ideal para el análisis de la disponibilidad y usos del agua (UNEP, 2012).



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

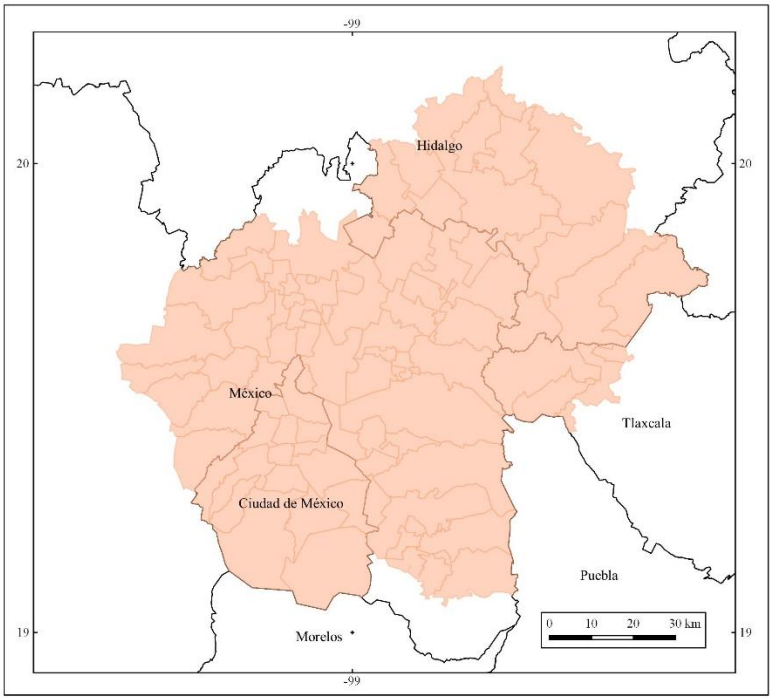



**Figura 1**. Cuenca del Valle de México. Fuente: elaboración propia con datos del INEGI (2017).

La CVM es el principal centro productor de riqueza económica del país y registra una alta demanda de consumo de agua fresca para mantener esa posición, frente a una fragilidad de sus fuentes de abastecimiento, que apuntan una complicación extrema para cubrir las necesidades de suministro del recurso a hogares y empresas (Rodríguez & Morales, 2012).

El objetivo de la investigación es cuantificar la huella hídrica de la Cuenca del Valle de México, en la visión que incluye el agua virtual. El concepto de HH y agua virtual tiene implicaciones como instrumento estratégico para la política hídrica (World Water Council, 2004).



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

Además de la introducción, el trabajo incluye un apartado en el que se presenta la metodología aplicada para estimar la HH. En el apartado de resultados se presenta la HH estimada para la CVM y los indicadores de sustentabilidad hídrica. En las conclusiones se resumen los hallazgos más importantes. Por último, en el apartado discusión se analizan, comparan y evalúan los resultados, y se reflexiona sobre la sustentabilidad de la HH en la Cuenca del Valle de México.

# Materiales y métodos

Existen dos vías para estimar la HH de una región: de lo macroeconómico a lo microeconómico (*top-down*), o el camino inverso (*bottom-up*). Ambos enfoques, en teoría, arrojan el mismo resultado, pues no existen cambios en el *stock* de la producción durante el año (Hoekstra, 2011). En este trabajo se adopta el enfoque *top-down* para el periodo de un año y la HH se expresa en $hm^3$ (millones de $m^3$).

La HH de una región se mide por el consumo de agua fresca de sus residentes en un periodo determinado, por lo general un año. Éste tiene como componentes el uso de agua de los hogares y del gobierno (uso final), y el de los establecimientos (uso productivo) que realizan las diversas actividades económicas. El uso se denomina consuntivo cuando



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

el agua que se extrae de los cuerpos de agua se emplea sin que retorne a la fuente. Las razones pueden ser porque se evapora, se incorpora al producto, o bien se descarga como agua residual en otra área geográfica u otro periodo (Young & Loomis, 2014); esto no significa que el agua desaparezca, pues permanece en el ciclo y siempre se descarga en algún otro sitio.

La HH cuantifica el agua fresca consumida en una región sin importar su origen; puede provenir de la misma región o de otras cuencas o naciones. No se considera el agua reciclada y reutilizada, al no ser claro cómo contabilizarla.

## HH medida por la demanda final

La HH de una región $(HH_{\text{región}})$ es igual a la suma de las huellas hídricas de todos los procesos $(HH_{\text{proceso}})$ que usan agua al interior de su delimitación geográfica. En términos simples, se define como la suma del agua fresca que consumen todos los procesos en una región:

$$HH_{\text{región}} = \sum HH_{\text{proceso}}\,(q_i)\; i = 1 \ldots n\;[\text{volumen/año}] \qquad (1)$$



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

Donde $q_i$ es un proceso que va desde $i = 1 \ldots n$, expresado en volumen de agua por año; $HH_{\text{proceso}}$ representa la huella hídrica del proceso $q_i$, que puede ser cualquier proceso, como un determinado cultivo o actividad industrial (Hoekstra, Chapagain, Aldaya, & Mekonnen, 2011).

Desde el punto de vista económico, los procesos se clasifican en tres grupos: un primer grupo incluye todas las actividades económicas desarrolladas en la cuenca, que en conjunto definen el volumen de agua denominado "consumo productivo de agua (CPA)"; un segundo grupo explica un volumen de agua fresca consumida por todos los hogares, el gobierno y residentes extranjeros en la cuenca, clasificada bajo el nombre de "consumo final de agua (CFA)", y el tercer grupo, que expresa el "consumo neto de agua virtual (CNAV)", definido por el saldo neto del agua virtual que contienen las importaciones, menos las exportaciones de la región con el resto del país y del mundo. Lo que se expresa de la siguiente forma:

$$HH_{\text{región}} = CPA + CFA + CNAV \qquad (2)$$

## HH medida por la oferta de agua



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

La HH se puede estimar a partir de las fuentes de suministro de agua fresca y se expresa de la siguiente forma:

$$HH_{\text{región}} = HH_{\text{interna}} + HH_{\text{externa}} \qquad (3)$$

Considerando sus fuentes de abastecimiento, la $HH_{\text{región}}$ se explica por agua extraída de la misma cuenca $(HH_{\text{interna}})$ y el agua importada de otras ($HH_{\text{externa}}$).

Tomando en cuenta la identidad que existe entre el origen (oferta) y destino (demanda) del agua en la producción de la región, se igualan las identidades 2 y 3, lo que define la Ecuación (4):

$$CPA + CFA + CNAV = HH_{\text{interna}} + HH_{\text{externa}} \qquad (4)$$

Esta ecuación refleja el concepto hidrológico de la huella, pues se refiere al origen de los flujos de agua que satisfacen las necesidades de los residentes de la cuenca; es clave para la estimación de la HH.

## Estimación de la huella hídrica



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

En lo que se refiere a los siguientes componentes, la $HH_{\text{región}}$ se estima por el lado de la oferta.

## HH interna

La $HH_{\text{interna}}$ se estima a partir de agregar todos los flujos de agua fresca extraídos en la misma región ($Extracción_{\text{totalregión}}$), perspectiva que en este trabajo se define como ingenieril; la información se obtiene de las estadísticas hídricas disponibles (Ecuación (5)):

$$HH_{\text{interna}} = Extracción_{\text{totalregión}} \quad (5)$$

Al volumen de agua que define la $HH_{\text{interna}}$ no se descuenta el agua utilizada en la producción de bienes y servicios exportados (agua virtual hacia otras cuencas o fuera del país ($V_e$), pues dicho ajuste se realiza en el cálculo de la huella externa, con lo que se evita la doble contabilidad.

En la estimación de la $HH_{\text{interna}}$ es relevante distinguir entre los diferentes tipos de fuentes de agua fresca. La clasificación más relevante es entre agua superficial y agua subterránea (renovables) y agua subterránea fósil. Puede hacerse la distinción hablando de huella hídrica azul superficial, HH subterránea renovable y HH azul subterránea fósil


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

(HH azul ligera, HH azul oscura y HH negra, por utilizar colores en la clasificación).

## HH externa

La $HH_{\text{externa}}$ tiene dos componentes que miden el agua proveniente del exterior de la región (Ecuación (6)):

$$HH_{\text{externa}} = HH_{\text{aguafrescaimportada}} + HH_{\text{aguavirtual}} \quad (6)$$

El primero indica el agua fresca importada por ductos de cuencas vecinas ($HH_{\text{aguafrescaimportada}}$) y que se usa para abastecer el consumo de los hogares y del gobierno, así como en la producción de bienes y servicios (también conocido como trasvase). La información se obtiene de las estadísticas hídricas de la región.

El segundo componente es agua virtual importada, magnitud definida como el agua que contiene el saldo neto del comercio exterior de la región ($HH_{\text{aguavirtual}}$). La estimación de esta magnitud se hace por el lado de la demanda de agua y requiere una metodología distinta. La metodología seguida para su estimación se presenta en el siguiente apartado.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

# Estimación del agua virtual

La cantidad total de agua fresca utilizada en el proceso de elaboración de un bien define su HH; incluye el agua fresca usada en su proceso final, como indirectamente en la manufactura de sus insumos.

Estimar el agua virtual contenida en un producto requiere conocer el agua fresca empleada en todas las etapas de su cadena de producción y sumarlas para obtener el volumen total de agua requerido. El cálculo se ha realizado siguiendo un enfoque de sumatoria de la cadena o con el enfoque escalonado acumulativo (Hoekstra *et al*., 2011). El primero sólo puede aplicarse a estudios de caso, mientras el segundo es un enfoque genérico.

El enfoque escalonado acumulativo cuantifica el contenido de agua de un proceso de producción de una industria específica, agregando al agua fresca incorporada en la etapa última de procesamiento del bien, el agua fresca que contiene los insumos que son utilizados en su proceso de producción. El procedimiento es una forma genérica de calcular el agua virtual de todas las actividades económicas, y se aplica a la agricultura, manufacturas o servicios. En el caso del sector agrícola, el agua virtual se expresa en términos de $m^3$/ton o l/kg. En muchos casos, cuando se



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

estiman los productos agrícolas, el agua virtual se puede expresar como volumen de agua por pieza. En el caso de los productos industriales, el agua virtual puede expresarse en términos de $m^3$/$ o $m^3$/pieza.

## Método insumo-producto (IO) para estimar el agua virtual

El modelo general IO de producción es la base sobre la cual se desarrolla el modelo IO de agua (Rodríguez & Morales, 2016). La metodología IO consiste en extender las tablas de la IO de la región incorporando el uso sectorial del agua. El agua incluida en la matriz es el agua fresca utilizada por todas las actividades de la cuenca. El agua es un insumo primario en la producción de las actividades económicas, su importancia se expresa en el valor de su correspondiente coeficiente técnico, que indica el uso de agua fresca por peso del valor de la producción. La metodología extiende la tabla IO de la región, agregando un vector fila de coeficientes directos de uso del agua, medidos en unidades físicas (l/$). El acoplamiento de los datos del agua con las tablas de IO permite cuantificar los impactos de las demandas sectoriales a lo largo de la cadena de suministro (enfoque escalonado acumulativo), procedimiento que ha sido ampliamente aplicado en estudios previos (Lenzen, 2009; Wang, Xiao, & Lu, 2009; Zhao, Chen, & Yang, 2009; Blackhurst, Hendrickson, & Vidal, 2010;



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

Rodríguez & Morales, 2013; Guan & Hubacek, 2007; Wiedmann, Lenzen, Turner, & Barrett, 2007).

El método IO en una primera etapa estima las intensidades de uso directo e indirecto del agua utilizando la tabla de IO. El resultado es un vector que contiene la cantidad total de agua (directa e indirecta) requerida para producir una unidad de demanda final por actividad económica o multiplicador de agua virtual, lo que equivale a estimar el agua virtual contenida en una unidad monetaria (peso) de la demanda final (litros/$) en cada una de las actividades económicas clasificadas en la matriz.

En una segunda etapa, a partir de los datos del comercio de la región con el resto del país y el exterior, se calculan las transferencias de agua virtual (agua contenida en bienes y servicios) entre dichas regiones.

La estimación del agua virtual que contienen las exportaciones (E) e importaciones (M) como componentes de la demanda final se derivan multiplicando sus respectivos vectores por el vector de multiplicadores del agua virtual. Cuando la región importadora no es capaz de producir el producto domésticamente, se recomienda tomar la diferencia entre el promedio global de la HH del producto y la HH de la región exportadora.

El saldo neto se calcula restando al agua virtual importada $V_i$ el agua virtual exportada hacia otras cuencas o naciones ($V_e$). Dicho saldo define el valor de la HH del agua virtual ($HH_{av}$):

$$HH_{av} = V_i - V_e \qquad (7)$$



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

El saldo neto del agua virtual puede tener un signo positivo o negativo: el primero indica ahorro de agua, mientras el segundo explica pérdida de agua en la cuenca.

## Índice de sustentabilidad de la huella hídrica (ISH)

El ciclo hidrológico recarga cada año los cuerpos de agua subterráneos y superficiales de la región. La recarga es agua renovable que contabiliza la disponibilidad natural del agua; su volumen define el límite de un consumo sustentable de ésta en la región. El índice de sustentabilidad de la HH se define como el porcentaje que resulta de la relación entre la huella de la región con respecto a la disponibilidad natural de la misma:

$$ISH_{\text{región}} = \left(\frac{HH_{\text{región}}}{\text{Disponibilidad natural}}\right) * 100 \qquad (8)$$

La relación define la sustentabilidad de la HH y la presión que enfrentan los recursos hídricos (índice de escasez de agua de Hoekstra *et al*., 2011). Un valor menor o igual a 100% del ISH indica que el agua renovable es suficiente para mantener el consumo que define la huella



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

hídrica y, por tanto, es sustentable. La sustentabilidad se explica por el ciclo hidrológico anualmente, y que por lo tanto se recupera año con año; la huella no afecta el *stock* de agua no renovable de la región (a menos que otros fenómenos, como el cambio climático, incidan en la misma). Un ISH mayor a 100% indica que el porcentaje excedente a 100 se cubre con agua de origen no renovable o importada de otras regiones, y muestra el grado de no sustentabilidad o dependencia hídrica de la huella.

## Datos

La información de extracción y usos del agua en la CVM se obtuvo de *Estadísticas del agua* (Conagua, 2010; Conagua, 2013; Conagua, 2016) y *Censos económicos a organismos operadores de agua* del Laboratorio de Microdatos del INEGI (2014), información entregada de manera directa a los autores.

La base de datos que forma la matriz insumo producto insumo-producto de la Cuenca del Valle de México (MIP-CVM-2008) se construyó con base en información estadística municipal, regional y nacional, censos económicos, registros administrativos y cuentas nacionales (INEGI, 2014; INEGI, 2017), que delimitan la región de estudio y las actividades económicas requeridas. La matriz se estimó a nivel de 80 sectores



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

económicos, formulados a partir del Sistema de Clasificación Industrial y de Comercio de América del Norte (SCIAN), el cual incluye el sector de captación, tratamiento y suministro de agua por el sector público, que configura la extensión de la matriz y destaca los valores monetarios de la actividad hídrica en la cuenca (Rodríguez & Morales, 2013). El agua fresca usada por las actividades económicas de la MIP requirió un trabajo de compatibilidad entre los 80 sectores económicos y los ocho usos del agua reportados por Conagua. La cuantificación del agua virtual en la CVM se basa en el artículo *Virtual water in an Input-output framework at Valley of Mexico´s Basin* (2016), elaborado por los mismos autores. La mayoría de los datos atañen al año 2015; información adicional corresponde a años próximos al referido. La matriz IO es de 2008 y se utilizó para cálculos en 2015, bajo el supuesto de que la estructura económica de la CVM no registra grandes cambios.

# Resultados

La HH corresponde a la suma del consumo de agua fresca de los diferentes sectores usuarios en la CVM, que generan una apropiación humana de recursos hídricos, ocasionada por procesos antrópicos. La HH se abastece,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

además de agua de la misma cuenca, con agua de trasvases de otras cuencas y de la importación de agua virtual.

En la Tabla 1 se resumen los resultados de la estimación de la huella hídrica de la CVM $(HH_{\text{Total}})$; se reporta un consumo de **3 895.59 hm³** de agua fresca para el año 2015, volumen equivalente a la captación anual promedio en la presa Falcón del río Bravo, o la presa Las Adjuntas de los ríos Purificación y Corona, ambas ubicadas en Tamaulipas, al norte de México. Una huella de tal dimensión se explica por el consumo anual de más de 20 millones de personas y 1 107 131 establecimientos, seguido de la presencia del gobierno.

**Tabla 1**. Huella hídrica total anual de la Cuenca del Valle de México 2015. Fuente: elaborado a partir de la Tabla 5, Anexo 1.

| **Origen del agua fresca consumida en la CVM** | | **hm³** | **Aportación %** |
|---|---|---|---|
| $\boldsymbol{HH}_{\textbf{interna}}$ | Extracción de agua fresca en la cuenca | 2 699.4 | 69.2 |
| $\boldsymbol{HH}_{\textbf{externa}}$ | Extracción de agua fresca de cuencas externas | 1 216.2 | 31.2 |
| $\boldsymbol{HH}_{\textbf{Total}}$ | | 3 895.6 | 100.0 |

Más de dos tercios de la HH de la CVM se cubren con la extracción de agua en la misma cuenca (HH interna de 69%) y el tercio restante se cubre con agua proveniente del exterior (HH externa de 31%). Dicha



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

composición de la HH describe muy bien lo insuficiente que resulta la dotación de recursos hídricos de la cuenca para cubrir los requerimientos de agua de los residentes en la CVM y su alta dependencia de recursos externos. El enorme tamaño de la huella hídrica y su dependencia del exterior sugieren fragilidad para garantizar el suministro del recurso en la CVM en el corto y largo plazos, situación que se evalúa bajo el concepto de la sustentabilidad de la HH más adelante.

La enorme dimensión de la HH de la CVM se evidencia al ver que equivale a cuatro y media veces la huella de la cuenca del río Yaqui en el norte de México (Tabla 2), considerando ambas huellas en el esquema puramente ingenieril. Si se incluye el agua virtual en la contabilidad de la HH de la CVM, explica cinco y media veces la del río Yaqui, contraste que llama la atención aún más al observar que el área de la CVM es 13% de la cuenca del río Yaqui.

**Tabla 2**. Huella Hídrica de dos cuencas de México. Fuente: elaborado a partir de la Tabla 5, anexo 1.

| | **Cuenca del Valle de México** | **Cuenca del Yaqui*** | **Comparación CVM/Yaqui %** |
|---|---|---|---|
| HH versión ingenieril | 3 310.1 | 706.5** | 468 |
| HH incluye agua virtual | 3 895.59 | 706.5** | 551 |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

| | | | |
|---|---|---|---|
| Área km$^2$ | 9 697.8 | 72 872.7 | 13.3 |

Nota: *IICA, 2017; **no incluye agua virtual.

La disponibilidad natural de agua en la CVM es de 1 922.84 hm$^3$ al año; tres cuartas partes se almacenan en acuíferos, y el resto en presas y ríos (Tabla 3). Esa magnitud es producto del servicio anual del ciclo hidrológico y se asume que es estable en el tiempo. No obstante, existen factores tanto naturales (cambio climático, sequías, zonas de recarga, volumen de precipitación, etc.) como humanos (reducción de las zonas de recarga, crecimiento de la mancha urbana, contaminación de cuerpos de agua, etc.) que pueden alterarla.

**Tabla 3**. Disponibilidad natural de agua en la Cuenca Valle de México, 2015. Fuente: Conagua, 2012; Conagua, 2013.

| | **Escurrimiento superficial virgen medio (hm$^3$) (1)** | **Recarga media de acuíferos (hm$^3$) (2)** | **Disponibilidad natural (hm$^3$) (1) + (2)** |
|---|---|---|---|
| CVM | 678 | 1 244.8 | 1 922.8 |
| % | 35 | 65 | 100 |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

El ISH en la CVM es 202%, resultado de relacionar la huella hídrica de 3 895.59 $hm^3$ con la disponibilidad natural anual de 1 922.84 $hm^3$, valor que indica que el flujo hídrico renovable en la cuenca sólo alcanza a cubrir la mitad del consumo de la huella. La otra mitad de la HH es un consumo excedente equivalente a 102% de la disponibilidad natural; es un volumen de agua equivalente a 1 972.75 $hm^3$ que se obtiene de cuerpos de agua sobreexplotados o del exterior. Esta situación muestra que la mitad de la HH es ambientalmente insostenible. En la Tabla 4 se describen las fuentes de agua que proveen dicho consumo.

**Tabla 4**. Fuentes de suministro de la huella hídrica de la CVM con agua no renovable 2015. Fuente: elaborado a partir de la Tabla 5; REPDA, 2014.

| | **Fuente de extracción** | **$hm^3$** | **Agua no renovable %** | **Relación de sustitución entre agua fresca por agua virtual** | **Grado de vulnerabilidad** |
|---|---|---|---|---|---|
| Huella hídrica interna | Acuíferos sobreexplo-tados en CVM | 756.5 | 39.3 | 1.29 | Alta<br>60% de sobreexplotación (4 acuíferos en veda de 7) |
| Huella hídrica externa | Agua fresca importada | 630.7 | 32.8 | 1.08 | Alta<br>Sistema Cutzamala (75% agua superficial) |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Sistema Lerma (25% agua subterránea) |
| Huella hídrica externa | Importación de agua virtual | 585.5 | 30.4 | n.a. | Media Otras regiones del país y extranjero |
| Huella con agua no renovable | Consumo de agua no renovable | 1 972.8 | 102.5 | n.a. | Alta |

**Tabla 5**. Huella hídrica total anual de la Cuenca del Valle de México, 2015. Fuentes: Conagua, 2005; Conagua, 2010; Conagua, 2012; Conagua, 2013; Conagua, 2016; INEGI, 2014; REPDA, 2014; Rodríguez y Morales, 2016.

| **Fuente de extracción del agua azul** | | | **hm³** | **Aportación (%)** |
|---|---|---|---|---|
| Huella Interna ($HH_{\text{interna}}$) | Agua superficial | | 799.27 | 24.00 |
| | Agua subterránea | | 1 900.11 | 57.06 |
| | **Extracción total agua fresca CVM** | | **2 699.38** | **69.29** |
| Huella externa ($HH_{\text{externa}}$) | Agua fresca importada | Sistema Cutzamala (agua superficial) | 473.04 | 14.20 |
| | | Sistema Lerma (agua subterránea) | 157.68 | 4.73 |
| | | **Total agua fresca importada** | **630.72** | **16.19** |
| | Agua virtual | Saldo neto agua virtual | **585.49** | **15.02** |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

| | | | |
|---|---|---|---|
| | **Extracción total agua fresca externa** | **1216.21** | **31.22** |
| **Huella hídrica Total** $(HH_{\text{Total}})$ | | **3 895.59** | **100.00** |

En el primer renglón de la Tabla 4 se señala el componente más predatorio del consumo de la cuenca: agua fósil extraída de acuíferos de ésta a costa de su sobreexplotación; explica un volumen de 756.54 $hm^3$, equivalente a dos quintas partes del consumo de agua no renovable. Dicha extracción afecta los *stocks* de agua subterránea depositada en los acuíferos hace miles de años, y a medida que avanza su explotación, aumenta el riesgo de agotamiento, poniendo en alto riesgo el suministro de los hogares y empresas que se abastecen de la cuenca. Este horizonte no menciona los graves impactos ambientales que causa en la región y se califica como alta vulnerabilidad.

La HH externa representa tres quintas partes del consumo de agua de origen no renovable de la CVM (62.8%, renglón 2 y 3 de la Tabla 4), muestra la alta dependencia del consumo del agua foránea e indica un alto grado de vulnerabilidad ante situaciones externas adversas al suministro de dichos flujos de agua.

En promedio, al año se importan 630.72 $hm^3$ de agua fresca por medio de ductos (trasvase) extraídos de cuerpos sobreexplotados de cuencas aledañas (agua superficial del Sistema Cutzamala y agua subterránea del Sistema Lerma); representa una tercera parte (32.8%) del agua no renovable que explica la huella hídrica (renglón 2, Tabla 4). El consumo que depende de su importación registra alta vulnerabilidad, lo que es cotidianamente corroborado por los frecuentes cortes del



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

suministro que afectan a los hogares y empresas que dependen del recurso.

La investigación arroja un saldo neto de agua virtual de 585.49 $hm^3$ favorable a la cuenca, importación que es agua fresca de otras regiones del país y del mundo (en magnitud importante de EUA, vía la importación de bienes agrícolas, entre otros), utilizada en la producción de los bienes y servicios importados. Este componente representa 30.4% del agua no renovable consumida en la cuenca (renglón 3, Tabla 4). La importación de agua virtual reduce la presión sobre los recursos hídricos frescos de la CVM y de cuencas vecinas, y sugiere que de no obtenerse por la vía del intercambio se necesitaría duplicar el volumen de agua fresca vía el trasvase o la sobreexplotación en la misma cuenca. Sin embargo, este componente de la HH registra un alto grado de vulnerabilidad, en el sentido de que por razones económicas puede modificarse el balance comercial con el exterior, fundamental para lograr un saldo positivo en el flujo de agua virtual de la CVM con el exterior (p. ej., si el TLCAN se cancela, ya que México importa granos intensivos en uso del agua, entre otros bienes).

La dependencia de la CVM de la importación de agua fresca y agua virtual es equiparable, lo que explica una relación de sustitución entre ambos de 1.08 $m^3$. Esto muestra la factibilidad de importar bienes intensivos en agua para reducir la presión sobre los recursos hídricos frescos de otras cuencas (y de la sobreexplotación). Sin embargo, hay que anotar que al mismo tiempo aumenta la vulnerabilidad de la cuenca al depender más del exterior.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

En síntesis, la huella hídrica en la CVM es insostenible, pues se consumen 202 $m^3$ de agua: 100 $m^3$ de agua renovable y 102 $m^3$ que no lo son. De los 102 $m^3$ de agua no renovable, 39.3 $m^3$ provienen de la sobreexplotación de acuíferos de la misma cuenca; 32.8 $m^3$ son agua fresca importada de otras cuencas sobreexplotadas, y 30.4 $m^3$ son agua virtual importada vía el comercio exterior de la cuenca.

# Discusión

Los conceptos de huella hídrica (HH) y agua virtual se relacionan y explican la funcionalidad de la demanda, los usos del agua y el intercambio de bienes. Esta visión se aplica en la estimación de la huella hídrica de la CVM, adicionando agua virtual transferida a la región a través del comercio, incrementando en 15% la cantidad de agua fresca consumida en ésta. Tal visión amplía la tradicional metodología para estimar la huella hídrica.

Los componentes de la huella se estiman a través de los flujos hídricos en escala macro, registrados en la CVM. La incorporación del agua virtual en la huella hídrica de la CVM es el aporte del presente trabajo, en vista de que su cuantificación implica una metodología compleja y detallada. Su cálculo supone que los productores de la cuenca y del



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

exterior producen con intensidades de agua similares. El supuesto introduce sesgos; sin embargo, estudios anteriores que utilizan un enfoque similar (Hubacek & Giljum, 2003; Lenzen, 2009) han demostrado que esta suposición puede ser razonablemente aplicada para cuantificar las importaciones de agua virtual de origen desconocido.

El saldo neto del agua virtual significa ahorro de agua que reduce en 15% la presión sobre los recursos hídricos que abastecen la cuenca. Ese ahorro implica que si no se importan productos —principalmente de bienes agrícolas— éstos se producirían de forma interna y se duplicaría el volumen de agua fresca vía trasvase para aumentar su producción; o el consumo de agua se reduciría con impactos sobre el crecimiento económico y el bienestar de la población.

A contrapunto, es conveniente profundizar la actual tendencia de reducir la exportación de agua virtual en la CVM, pues ésta se hace a costa de mayor sobreexplotación de los acuíferos y de agua fresca importada que define una huella hídrica no sustentable.

Las transferencias externas de agua en forma virtual son sustanciales y quizás aumentarán con la creciente huella hídrica de la CVM (Ramírez-Vallejo & Rogers, 2004). Intensificar las importaciones de bienes y servicios intensivos en agua ofrece oportunidades y riesgos. La oportunidad más obvia es que el agua virtual puede considerarse como una fuente alternativa barata, dada la escasez absoluta del recurso. La relación de sustitución entre agua fósil y agua virtual es de 1.29 $m^3$, que muestra que un incremento de un $m^3$ de agua virtual reduce en 1.29 $m^3$ la extracción de agua fósil, lo que justifica que la importación 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/)

virtual puede ser utilizada por los gobiernos de los estados y municipios que integran la cuenca como una herramienta para liberar la presión sobre sus recursos hídricos domésticos. La relación de sustitución entre el agua de trasvase y el agua virtual es de 1.08 $m^3$, lo cual indica que aumentar la importación de agua virtual a diferencia del agua real, que es demasiado cara, aliviará la presión sobre los recursos hídricos de cuencas aledañas, mostrando que el intercambio interregional e internacional puede ahorrar físicamente agua si los productos se importan de regiones del país abundantes en agua fresca. Por ejemplo, del sur del país, que registra una disponibilidad muy alta de agua, o bien de otros países, como EUA, que produce trigo, maíz y sorgo, y que requiere altos volúmenes de agua.

Un grave inconveniente del intercambio es que los efectos indirectos del consumo se exteriorizan a otras regiones o países. En el país, el agua en la agricultura tiene un precio muy por debajo de su costo real y se utiliza un volumen creciente de agua para procesar los productos de exportación. Los costos asociados con el uso del agua de la región o país exportador no están incluidos en el precio de los productos consumidos en la región importadora. Los consumidores generalmente no son conscientes de los problemas de agua en las regiones productoras y no pagan por ello. La teoría económica sugiere que una condición previa para que el intercambio sea eficiente y justo es que los consumidores soporten el costo total de producción y los impactos (Krugman, Obstfeld, & Melitz, 2015). Otra desventaja de las transferencias de agua virtual a una región como la CVM es su dependencia de productos básicos de otras regiones, que ha hecho a la región muy vulnerable. Si por cualquier razón los

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

suministros de alimentos cesan (por la terminación del TLCAN o por un desastre natural), la región importadora se afectará de manera severa. Una pregunta pertinente es hasta qué punto es adecuado que la región asuma este riesgo o, en otros términos, ¿realmente no existe otra opción? Lo que resulta evidente es que el riesgo puede reducirse mediante la importación de alimentos de una amplia gama de regiones y diversificando las importaciones a más países.

El concepto de agua virtual o agua exógena asume en lo básico dos dimensiones de utilidad práctica: 1) puede ser un instrumento para la política de seguridad hídrica y el uso eficiente del agua; y 2) permite un registro del impacto ambiental sobre los recursos hídricos, en vista del consumo de determinados bienes. Descontada la importancia del agua virtual como instrumento geopolítico y amortiguador en la solución de eventuales conflictos por el recurso, el argumento subyacente, desde el punto de vista de la teoría convencional del intercambio internacional y es que las economías deberían exportar productos en los que tienen ventajas comparativas en su producción, e importar otros en los que tienen desventajas comparativas (Wichelns, 2010). En suma, en economías con escasa disponibilidad de recursos hídricos domésticos, el agua virtual importada constituye un ítem que relaja la presión sobre ellos, reduciendo el costo de oportunidad.

# Conclusiones



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

Un aporte relevante cuando se estima la huella hídrica para la CVM se asocia con la incorporación del agua virtual en la base conceptual y metodológica del análisis hídrico ingenieril en nivel de cuenca hidrográfica. El agua virtual no se considera ni contabilizada en la mayoría de las estimaciones de la huella hídrica y en el análisis de gestión del recurso hídrico hecho en los países a nivel de cuenca, esta precisión conceptual debe incorporarse en la contabilidad hídrica, con el fin de tener un panorama más preciso para la gestión de las cuencas hidrográficas de México.

Los conceptos de HH y agua virtual, relacionan y explican la funcionalidad de la demanda, los usos del agua y el intercambio de bienes y servicios. La incorporación del agua virtual en la estimación de la huella hídrica en la CVM requiere aplicar una metodología relativamente compleja y detallada, esa condición representa la aportación del presente trabajo. Un hallazgo de la investigación es el hecho de que 15% de la huella hídrica se explica por el agua virtual, considerando que la huella hídrica total anual es de **3 895.59 hm$^3$** de agua fresca en la CVM.

La CVM es la región más poblada y de mayor actividad económica de México, situación que explica una huella hídrica anual equivalente a la captación anual promedio en la presa Falcón del río Bravo, ubicada en Tamaulipas, al norte de México. El elevado gasto de agua se explica por el consumo de casi 20 millones de personas y de alrededor de un millón



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

de unidades económicas asentadas en un área de sólo 9 697.8 km$^2$. Cubrir ese consumo de agua ha llevado a la creación de una complicada y onerosa ingeniería de suministro y a la sobreexplotación de recursos hídricos propios y externos, representativo de una región económica subdesarrollada. Dos tercios de la huella total se abastecen de agua extraída de la misma cuenca (69.3% HH interna), y una tercera parte de recursos externos (31.22% HH externa).

La HH interna, además de consumir toda el agua renovable captada al año, extrae agua fósil de sus acuíferos, de tal forma que, hasta hoy, cuatro de los siete acuíferos ubicados dentro de la cuenca registran escasez absoluta.

La HH externa importa agua fresca y agua virtual en proporciones iguales. El agua fresca importada (**630.7 hm$^3$**) proviene de cuencas cercanas (el sistema Lerma-Cutzamala) mediante una costosa infraestructura hidráulica de más de 140 km lineales. El agua virtual importada (**585.49 hm$^3$**) resulta del intercambio de bienes y servicios con el exterior y su elevada participación muestra la creciente importancia en la cuenca.

Considerando la composición actual de la huella hídrica, se observa la complejidad que resulta de su abastecimiento, por lo que mantener dicho nivel de consumo e incluso incrementarlo en el futuro es un desafío. El enorme consumo de agua fresca que se realiza en la CVM contrasta con la fragilidad de sus fuentes de abastecimiento, que registran una cobertura insuficiente y desigual, ineficiencia en su suministro y una complicación extrema para cubrir las necesidades hídricas de los hogares



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

y empresas usarias del recurso. La CVM es el principal centro productor de riqueza del país, y existe gran interés en mantener la enorme huella hídrica que registra en el corto y largo plazos, hecho que resulta muy difícil en el presente y aún más si se reflexiona en su suministro futuro.

La reflexión sobre la sustentabilidad de los recursos hídricos se realiza con base en el índice de sustentabilidad de la huella hídrica en la CVM. El valor estimado es de 202% e indica que la mitad del consumo del agua en la cuenca (102%) se abastece con agua de origen no renovable. Esto es, la mitad de la HH parte de un consumo predatorio de los recursos hídricos y se aleja de la sustentabilidad. En términos precisos, cuando se consumen 202 $m^3$ de agua en la cuenca, sólo 100 $m^3$ son agua renovable, y 102 $m^3$ se cubren con agua fósil o proveniente del exterior. De los 102 $m^3$ no renovables, 39.3 $m^3$ provienen de la sobreexplotación de acuíferos de la misma cuenca; 32.8 $m^3$ son agua fresca importada de cuencas aledañas sobreexplotadas, y 30.4 $m^3$ son agua virtual importada por intercambio con el exterior de la cuenca.

Los resultados son críticos. Dos quintas partes del agua no renovable consumida en la cuenca es agua subterránea extraída que sobreexplota los acuíferos (agua adicional a su recarga natural) de la misma cuenca, y muestra un alto grado de vulnerabilidad, pues la vida útil de los acuíferos se acorta a medida que se incrementa la sobreexplotación. Hasta ahora, cuatro de los siete acuíferos ubicados dentro de la cuenca están en veda por tal razón. La dependencia de la importación de agua fresca entubada, además de ser una solución cara, se basa en la sobreexplotación de cuerpos de agua externos, y por lo



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 58-100. DOI:10.24850/j-tyca-2020-04-03

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/)

tanto con riesgos en el suministro. En contrapunto, la importación de agua virtual reduce la presión sobre los recursos hídricos frescos de cuencas aledañas y destaca la importancia que el comercio de bienes intensivos en agua ha adquirido en la política hídrica. Existe una relación de sustitución unitaria entre el agua fresca importada por trasvase y el agua virtual, y de 1.29 con respecto a la extracción de agua fósil en la CVM; valores elevados que sugieren ser considerados para medidas de política hídrica orientada hacia la sustentabilidad.

Los conceptos de agua virtual y huella hídrica constituyen un desafío a los paradigmas presentes aceptados por la configuración actual de la política hídrica. El estudio muestra que los conflictos relacionados con el agua en la CVM responden a la escasez física absoluta del recurso y a la pobreza de su gestión, escenario que revela una situación progresivamente crítica.

## Agradecimientos

El artículo fue elaborado con el apoyo financiero del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) en el marco del proyecto "Hacia una gestión integral del agua por cuenca hidrográfica: un análisis de disponibilidad y usos, fondo problemas nacionales" (proyecto núm. 120-2015), y con el respaldo del Programa de Cátedras Conacyt, Proyecto 1812, Modelo Hídrico y Económico de la Cuenca del Valle de México, y Proyecto número 959 titulado "Economía espacial del agua". Se agradecen los valiosos comentarios de los dictaminadores anónimos, que permitieron mejorar la presentación de los resultados. Especial

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

agradecimiento al Laboratorio de Microdatos del INEGI por el procesamiento especial del Cuestionario para los Organismos que realizan la actividad de Captación, Tratamiento y Suministro de Agua, sin su información este artículo no hubiera sido elaborado.

## Referencias

Allan, T. (1997). *Virtual water: A long term solution for water short Middle Eastern economies?* Leeds, United Kingdom: British Association Festival of Science, Roger Stevens Lecture Theatre, University of Leeds.

Allan, J. A. (1998). Virtual water: A strategic resource, global solution to regional deficits. *Ground Water*, 36(4), 545-546.

Blackhurst, B. M., Hendrickson, C., & Vidal, J. S. (2010). Direct and indirect water withdrawals for U.S. industrial sectors. *Environmental Science & Technology*, 44(6), 2126-2130.

Chapagain, A. K., & Hoekstra, A. Y. (2004). *Water footprints of nations. Volumen 1: Main report. Value of Water Research Report Series*. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE Institute for Water Education.

Chapagain, A., Hoekstra, A., Savenije, H., & Gautman, R. (2006). The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecological Economics*, 60(1), 186-203.

2020, Instituto Mexicano 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. (2005). *Sistema Cutzamala. Aguas para millones de mexicanos.* Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de http://www.conagua.gob.mx/conagua07/publicaciones/publicaciones/sistema-cutzamala.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2010). *Estadísticas del agua en México (edición 2010).* México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2012). *Programa Hídrico Regional Visión 2030*. *Región Hidrológico-Administrativa XIII Aguas del Valle de México*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2013). *Estadísticas del agua de la Región Hidrológico-Administrativa XIII, Organismo de Cuenca Aguas del Valle de México (edición 2013)*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2015/09/Estadisticas_Agua_Valle_de_Mexico_2014.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Estadísticas del agua en México (edición 2016)*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de http://201.116.60.25/publicaciones/EAM_2016.pdf

De Fraiture, C., Cai, X., Amarasinghe, U., Rosegrant, M., & Molden, D. (2004). *Does cereal trade save water? The impact of virtual water*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

*trade on global water use. Comprehensive assessment of water management in agriculture*. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.

Falkenmark, M. (2003). Freshwater as shared between society and ecosystems: From divided approaches to integrated challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 358, 2037-2049.

Garrido, A., Llamas, M. R., Varela-Ortega, C., Novo, P., Rodríguez-Casado, R., & Aldaya, M. M. (2010). *Water footprint and virtual water Trade in Spain*. New York, USA: Springer.

Guan, D., & Hubacek, K. (2007). Assessment of regional trade and virtual water flows in China. *Ecological Economics*, 61(1), 159-170.

Haddadin, M. J. (2003). Exogenous water: A condition globalization of water resources. In: Hoekstra, A. Y. (ed.). *Virtual Water Trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade* (pp.159-169). Delft, The Netherlands: IHE Delft.

Hoekstra, A., Chapagain, A., Aldaya, M., & Mekonnen, M. (2011). *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. London, United Kingdom: Earthscan.

Hoekstra, A. Y., & Hung, P. Q. (2002). *Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade*. Delft, The Netherlands: IHE Delft.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Hoekstra, A. (2003). *Virtual Water Trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade*. Delft, The Netherlands: IHE Delft.

Hoekstra, A., & Chapagain, A. (2008). *Globalization of water: Sharing the planets fresh-water resources*. Oxford, United Kingdom: Blackwell Publishing.

Hubacek, K., & Giljum, S. (2003). Applying physical input-output analysis to estimate land appropriation (ecological footprints) of international trade activities. *Ecological Economics*, 44(2003), 137-151.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2014). *Censos Económicos 2014. Procesamiento especial a partir del Cuestionario para los Organismos que realizan la actividad de Captación, Tratamiento y Suministro de Agua*. Ciudad de México, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Biografía. (2017). *Marco geoestadístico, diciembre 2017*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463171829

IICA, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. (2017). *Evaluación de la huella hídrica en cuencas hidrográficas: experiencias piloto en Latinoamérica*. Recuperado de http://www.iica.int

Krugman, P. R., Obstfeld, M., & Melitz M. J. (2015). The standard trade model. In: Krugman, P. R., Obstfeld, M., & Melitz M. J. (eds.).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

*International Economics* (pp. 118-142). Boston, United States of America: Pearson.

Lenzen, M. (2009). Understanding virtual water flows: A multi-regional input-output case study of Victoria. *Water Resources Research,* 45(9), 1-11.

Oki, T., & Kanae, S. (2004). Virtual water trade and world water resources. *Water Science & Technology*, 49(7), 203-209.

Ramírez-Vallejo, J., & Rogers, P. (2004). Virtual water flows and trade liberalization. *Water Science & Technology*, 49(4), 25-32.

REPDA, Registro Público de Derechos de Agua. (2014). México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de https://app.conagua.gob.mx/Repda.aspx

Rodríguez, L., & Morales, J. A. (2012). Crecimiento de la demanda de agua en la Ciudad de México y sobreexplotación de sus acuíferos. En: Oswald, U. (coord*.)*. *Retos de la investigación del agua en México*. (pp. 553-561). Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Rodríguez L., & Morales J. (2013). Integración de un sistema de cuentas económicas e hídricas en la Cuenca del Valle de México. *Realidad, Datos y Espacio. Revista Internacional de Estadística y Geografía,* 4(1), 72-89.

Rodríguez L., & Morales J. (2016). Virtual water in an input-output framework at Valley of Mexico´s basin. *Tecnología y ciencias del agua,* 7(2), 51-66.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

UNEP, UN Environment Programme. (2012). *The UN-Water Status Report on the Application of Integrated Approaches to Water Resources Management*. Nairobi, Kenya: UN Environment Programme.

Wang, Y., Xiao, H. L., & Lu, M. F. (2009). Analysis of water consumption using a regional input-output model: Model development and application to Zhangye City, Northwestern China. *Journal of Arid Environments*, 73(10), 894-900.

Wiedmann, T., Lenzen, M., Turner, K., & Barrett, J. (2007). Examining the global environmental impact of regional consumption activities. Part 2: Review of input-output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade. *Ecological Economics,* 61(1), 15-26.

Wichelns, D. (2010). *Agricultural water pricing: United States*. Paris, France: Organization for Economic Cooperation and Development.

World Water Council. (2004). *Bennial Report 2004-2005*. Marseille, France: World Water Council.

Yang, H., & Zehnder, A. (2007). Virtual water: An unfolding concept in integrated water resources management. *Water Resources Research,* 43(12). DOI:10.1029/2007WR006048

Young, R. A., & Loomis, J. B. (2014). *Determining the economic value of water: Concepts and methods* (2nd ed.). New York, USA: RFF Press & Routledge.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Zhao, X., Chen, B., & Yang, Z. F. (2009). National water footprint in an input-output framework. A case study of China 2002. *Ecological Modeling*, 220(2), 245-253.

2020, Instituto Mexicano 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-2020-04-04

Artículos

# Modelado geométrico de hidrofacies aplicado al sector norte de Bucaramanga, Santander, Colombia

# Geometric modeling of hydrofacies applied to the northern sector of Bucaramanga, Santander, Colombia

Mario Andrés Gómez-Arroyo[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-2573-9154

Oscar F. Sánchez-Ortíz[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-9185-468X

[1]Grupo de investigación Geomática, Gestión y Optimización de Sistemas, Escuela de Ingeniería Civil, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia, mario.gomez4@correo.uis.edu.co

[2]Grupo de investigación Geomática, Gestión y Optimización de Sistemas, Escuela de Ingeniería Civil, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia, oscar.sanchez2@correo.uis.edu.co

Autor para correspondencia: Mario Andrés Gómez Arroyo, mario.gomez4@correo.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/)

**Resumen**

En el sector norte de la ciudad de Bucaramanga, Colombia, las unidades geológicas presentan una configuración litoestratigráfica compleja, con variaciones texturales que involucran un amplio rango granulométrico y porcentaje de matriz variable, siendo de interés su caracterización hidroestratigráfica no desarrollada localmente. Con el objetivo de comprender el sistema agua-suelo, se elaboró un modelo geométrico hidroestratigráfico, a partir de la relación de litofacies e hidrofacies, y la correlación de secciones geológicas, implementando la herramienta *on-line Geomodelr*. Mediante datos cartográficos recopilados y con el empleo de sondeos y núcleos de perforación de 100 a 150 m de profundidad, se distinguieron y clasificaron cuatro hidrofacies, su distribución y continuidad lateral respectiva, siguiendo una metodología de extensión 3D. El modelo se calibró con información piezométrica y geoeléctrica, evaluando las características geológicas que definen el flujo subterráneo real, con una distribución preferencial general de segmentos gravosos de interés hidrogeológico; segmentos arenosos y arcillosos que, sumados al marco estructural, exhiben las características hidroestratigráficas del área. La generación de un modelo tridimensional de esta índole permite, además de visualizar la distribución de las unidades, determinar el complejo sistema hidrogeológico que conforma el sector, con información de estratigrafía complementada con datos geofísicos y piezométricos.

**Palabras clave**: hidrofacies, litofacies, modelo geométrico, sistema hidrogeológico, *Geomodelr*.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

**Abstract**

In the northern sector of the city of Bucaramanga, Colombia, the geological units present a complex lithostratigraphic configuration, with textural variations that involve a wide granulometric range and percentage of variable matrix, being of interest its hydrostratigraphic characterization, not locally developed. In order to understand the water-soil system, a hydrostratigraphic geometric model was elaborated through the relationship of lithofacies and hydrofacies and correlation of geological sections, through the online tool Geomodelr. With collected cartographic data and the use of drill cores at a depth of 100 to 150 m, four hydrofacies were distinguished and classified with their respective distribution and lateral continuity, following a 3D extension methodology. The model was calibrated with piezometric and geoelectric information, evaluating the geological characteristics that define the actual underground flow, with a general preferential distribution of gravelly segments of hydrogeological interest, sandy and clayey segments that, added to the structural framework, exhibit the hydrostratigraphic characteristics of the area. The generation of a three-dimensional model of this kind allows, in addition to visualizing the distribution of the units, the determination of the complex hydrogeological system that makes up the sector, with stratigraphic information supplemented with geophysical and piezometric data.

**Keywords**: Hydrofacies, lithofacies, geometric model, hydrogeological system, Geomodelr.

2020, Instituto Mexicano 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: 15/11/2018

Aceptado: 15/11/2019

# Introducción

El modelado hidrogeológico tridimensional se fundamenta a partir de características litológicas que destacan un comportamiento hidráulico generalizado de un segmento de rocas determinado; su desarrollo permite visualizar la geometría y distribución lateral de las unidades que lo constituyen, así como su configuración en profundidad, mediante el uso de parámetros estratigráficos como las facies, que como término general se asigna a conjuntos de litología que reúnen características particulares, como pueden ser textura y composición mineralógica (litofacies), y que al ser asociados permiten la deducción de ambientes de formación y agentes de transporte (Teichert, 1958). Este concepto fundamental se aplica en diversas disciplinas de la geología, sufriendo leves modificaciones etimológicas y conceptuales, como en el caso de la hidroestratigrafía, cuya adaptación constituye el término hidrofacies (Poeter & Gaylord, 1990), asignado a niveles interconectados con propiedades hidráulicas relativamente similares y uniformes (Bierkens,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

1996; Ouellon *et al*., 2008) o diferenciados en parámetros hidrogeológicos, como pueden ser porosidad y permeabilidad (Veloso, Navarrete, Soria, & Meléndez, 2013), clasificación del agua subterránea con base en el contenido iónico (Hidalgo, Rey, & Dueñas, 2002) y pH (Rivas *et al*., 1993). Al tener un sistema consistente de hidrofacies, se pueden relacionar esquemas geológicos con sistemas hidrológicos (Maxey, 1964; Monreal, Rangel, Grijalva, Minjarez, & Morales, 2011), y construir unidades y subunidades hidrogeológicas que permitan establecer la presencia, circulación y composición química de las aguas subterráneas, así como sus posibles relaciones con los procesos exógenos que las rigen (Filí, 2001).

En el área urbana de Bucaramanga, Colombia, restringida al sector norte (Figura 1), se realizó el modelo geométrico de las hidrofacies en términos de porosidad-permeabilidad, corroborado y ajustado con información de piezómetros de hilo vibrátil, y tomando como base preliminar la metodología desarrollada por Klingbeil, Kleineidam, Asprion, Aigner y Teutsch (1999) para determinar hidrofacies mediante datos granulométricos y porcentaje de matriz.

2020, Instituto Mexicano 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**. Imagen de satélite (*Google Earth*) de la localización del área de estudio, delimitada en rojo, al norte de la ciudad de Bucaramanga, Colombia. El marco geográfico está fuertemente condicionado por dos sistemas de fallas regionales. Un tercer sistema de fallas transversales surge de manera interna modificación de tales esfuerzos.

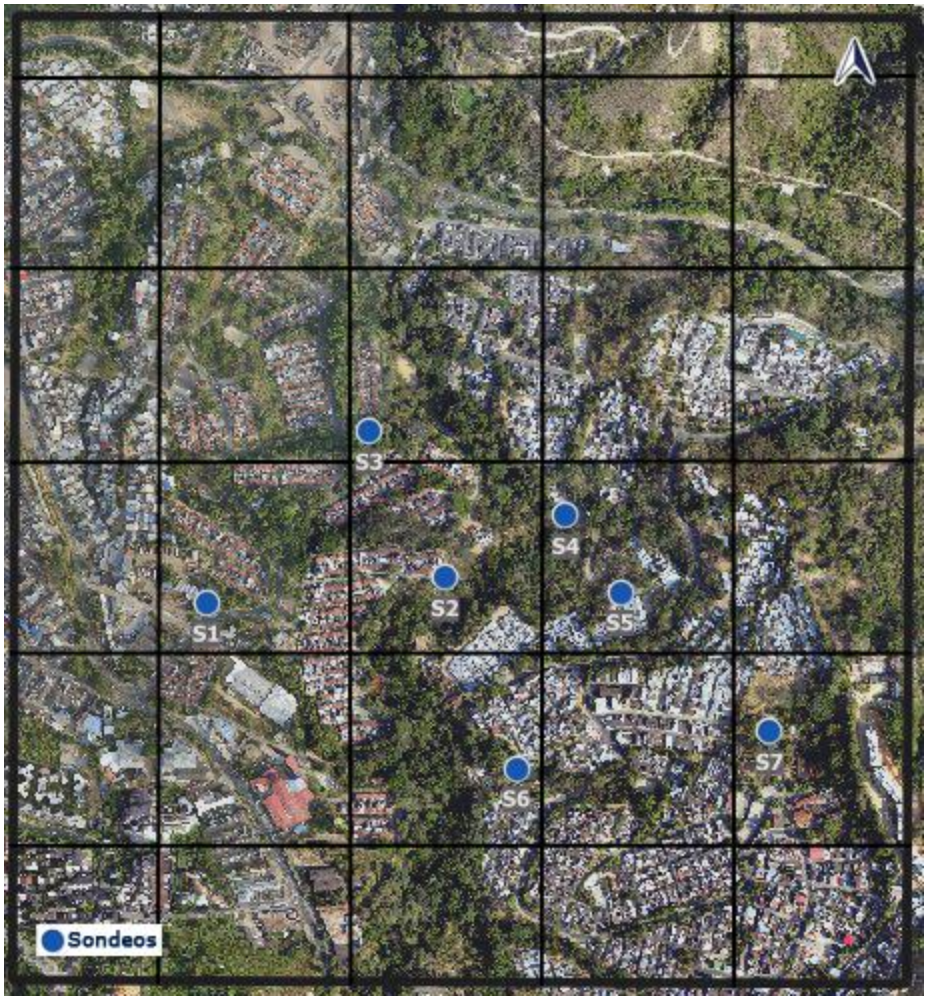
## Marco geológico regional y antecedentes

El sector de estudio se localiza sobre el segmento occidental de la Cordillera Oriental Andina y enmarcado entre el sistema de fallas

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Bucaramanga-Santa Marta al oriente, y la falla del río Suárez al occidente, lo que configura un bloque deprimido, posteriormente rellenado por componentes sedimentarios asociados con afluentes provenientes del Macizo de Santander, conformando el Abanico Aluvial de Bucaramanga, al inicio descrito por De Porta (1959). El área se restringe al segmento norte, abarcando una dimensión cercana a los 1.5 km$^2$ (Figura 2).





*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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 2**. Distribución espacial de los sondeos realizados en el estudio previo. El marco de referencia está delimitado cada 250 metros. Modificado de UIS-AMB (2017).

La estratigrafía del sector reúne principalmente formaciones sedimentarias asociadas con ambientes marinos epicontinentales y fluviales que corresponden, en orden cronológico, a la Formación Diamante (constituida por calizas fosilíferas, arcillolitas y lodolitas físiles del periodo Carbonífero Superior, con reportes de chert subordinado); la Formación Tiburón (conformada por conglomerados calcáreos y líticos de edad prejurásica, con fragmentos de guijos y guijarros de calizas predominantemente, areniscas, chert y rocas volcánicas en menor proporción); la Formación Bocas (compuesta por una secuencia de limolitas, areniscas finogranulares y arcillolitas prejurásicas calcáreas de color gris verdoso a oscuro), y la Formación Girón (conformada por areniscas, conglomerados y limolitas de color marrón rojizo) (Ward, Goldsmith, Cruz, & Restrepo, 1973).

El suprayacente Abanico Aluvial de Bucaramanga ocupa el tope estratigráfico del área, siendo subdividido en cuatro miembros (Ingeominas, 2001) mediante criterios texturales y composicionales, constituyéndose, de más antiguo a más joven en miembro Órganos, Finos, Gravoso y Limos Rojos. La cartografía del área de estudio sólo reporta al miembro Órganos, definido por Hubach (1952), que se compone de fragmentos de niveles polimícticos, con granulometría de tipo gravas, alternados con capas limo-arenosas (Bueno & Solarte, 1994), con


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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 edad del Pleistoceno medio (Geotecnología Ltda., 2005; Suárez & Suárez, 2006), y un ambiente de depositación para todo el abanico aluvial, influenciado por agentes fluviales de carácter torrencial (asociado principalmente con el río Suratá y el Río de Oro), según la heterometría de los cantos y sedimentos (De Porta, 1959). Para el desarrollo del modelo se trabaja con dos unidades internas diferenciadas (de más profunda a más superficial): 1) Órganos inferior, con litologías arcillosas de tonalidad verdosa a amarillenta, poco friable, con presencia de lentes de granulometría superior dispuestos de manera local; 2) Órganos superior, conformados por gravas arenosas y arenas gravosas, con variaciones en la composición de sus clastos y en sus tonalidades, que va desde el rojizo hasta el amarillento (UIS-AMB, 2017).

A escala regional, se desarrolló una caracterización de provincia hidrogeológica de la Cordillera Oriental (IDEAM, 2010), limitada al oriente con la Falla de Guaicáramo; al occidente, con el sistema de fallas del este del Magdalena (Falla de Suaza-Prado-Bituima, Salinas); al norte, con la Falla de Bucaramanga-Santa Marta y el Macizo de Santander-Floresta; y al sur, con el Macizo de Garzón. En tal estudio se define una columna hidroestratigráfica para la provincia de la Cordillera Oriental, utilizando unidades hidrogeológicas según el criterio de porosidad. En una escala más reducida está la definición de un modelo hidrológico sobre la cuenca superior del Río de Oro (Forero, 2012).

Colegial, Forero, Fuentes y Gómez (2017) realizan una descripción hidrogeológica en la fase de meteorización de las rocas del macizo de Santander. Sin embargo, el estudio se enfoca en rocas cristalinas.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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/)

Ingeominas (2004) elaboró un modelo geológico-geofísico del área metropolitana de la ciudad de Bucaramanga, mediante prospección geoeléctrica, caracterizando todos los miembros de la Formación Bucaramanga en términos de resistividad. En este trabajo se resaltan dos resistividades generales en el miembro Órganos, ilustrando una delimitación geofísica de las unidades internas diferenciadas: 1) un nivel fino, con resistividades bajas (equivalente al miembro Órganos inferior), más homogéneo granulométricamente; y 2) un nivel grueso (con valores de resistividad mayores), que correspondería al miembro Órganos superior.

Estos datos fueron utilizados después por Joya y Deantonio (2012) para la construcción de un modelo digital de elevaciones (MDE) de la zona metropolitana de Bucaramanga de las unidades correspondientes al basamento hidrogeológico y las capas acuíferas. Sin embargo, el subsuelo no es caracterizado hidroestratigráficamente.

Gómez y Colegial (2003) segmentan de manera hidrogeológica el subsuelo de Bucaramanga en dos acuíferos principales. El acuífero que incluye el área de estudio se denomina acuífero profundo de Bucaramanga (Gómez & Anaya, 2004), con una tasa lenta de renovación de aguas y con recargas asociadas con flujos de larga distancia.

En el estudio realizado por UIS-AMB (2017) se reporta cerca de los sondeos un caudal de alrededor 0.3 l/s, para la extracción de aguas subterráneas, en una prueba de bombeo para un pozo cercano a los 56 m de profundidad, con un caudal medio por 48 h. Por otro lado, Colmenares y Jiménez (2009) determinan los datos de transmisividad real

2020, Instituto Mexicano 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 confieren valores de conductividad hidráulica del orden de $10^{-6}$ m/s. Sin embargo, no se encontró indicada una delimitación, cercana a la zona de trabajo, de las capas geológicas en hidrofacies. No obstante, Villegas y Mero (2017) desarrollan una caracterización hidrogeológica en cercanías al río Tahuando, Ecuador, implementando un proceso establecido con base en parámetros litoestratigráficos mediante la transformación de litofacies en segmentos con condiciones hidráulicas semejantes, pudiendo ser reproducido en el área de este estudio. La metodología agrupa conjuntos de roca con características texturales afines y los relaciona en una única particularidad hidrogeológica. Así, una unidad hidroestratigráfica puede comprender varios segmentos litoestratigráficos y, de igual manera, una formación puede contener varias unidades hidroestratigráficas (Poehls & Smith, 2009).

La base de Villegas *et al.* (2017) es tomada de Klingbeil *et al*. (1999), quienes proponen una relación de litofacies con hidrofacies, teniendo en cuenta la granulometría y matriz de litologías de origen fluvial. El miembro Órganos corresponde a una unidad depositada en un ambiente fluvial con variaciones aluviales de carácter menor (Geotecnología Ltda., 2005), lo que ofrece la existencia de una equivalencia genética que viabiliza el uso de la metodología. El autor propone valores de conductividad hidráulica *K* promedio. Las litofacies, a su vez, corresponden a una clasificación de tipo, planteada por Miall (1977).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

# Metodología

Para determinar la geometría de las hidrofacies se requirió información correspondiente a cartografía geológica, estratigrafía, geología estructural y cortes geológicos, proporcionada por UIS-AMB (2017). Con el MDE obtenido por medio de tecnología LiDAR, se generó un mapa topográfico base, después demarcado para la zona de estudio a un área de cerca de 1.5 $km^2$. El mapa geológico utilizado corresponde a un modelo simplificado de las unidades aflorantes, tomando como base principal la cartografía planteada por UIS-AMB (2017) y modificado de manera local, siguiendo las delimitaciones cartográficas propuestas por Aldana y Ariza (2000) para el miembro Órganos. Las geoformas de deslizamiento y coluviones, los depósitos de terraza, los antrópicos mecanizados, y los antrópicos de desechos se incluyen como una unidad total de depósitos recientes.

El modelo geológico simplificado de la zona norte de Bucaramanga fue construido teniendo como marco de referencia principal la génesis y morfología de un abanico aluvial conceptual (Blair & McPherson, 1994; Figura 2), con un suministro de sedimentos por parte de los procesos fluvio-torrenciales desarrollado en dirección SE-NW. Teniendo en cuenta métodos de información directa, equivalente a siete sondeos delimitados en unidades (Tabla 1), núcleos de perforación, apiques y trincheras, se estableció la continuidad de las unidades con base en criterios 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/)

correlación litoestratigráfica, análisis y comparación de curvas topográficas y pendientes para la determinación de depresiones.

**Tabla 1**. La tabla muestra la profundidad de la base de cada unidad, en metros, en los sondeos realizados. La columna "Total" representa la profundidad a la que llegó cada perforación.

| Núm. del sondeo | *Qd* | Órganos superior | Órganos inferior | Fm. Bocas | Fm. Tiburón | Fm. Diamante | Total |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 23.4 | 65 | 122 | 130 | Ausente | Ausente | 130 |
| 2 | 9.1 | 65.9 | 107.3 | Ausente | 114 | Ausente | 114 |
| 3 | 16.6 | 25.4 | 74.5 | Ausente | 81 | Ausente | 81 |
| 4 | 10.3 | 27.8 | 65.9 | Ausente | 80.1 | Ausente | 80.1 |
| 5 | 19.1 | 30.5 | 69 | Ausente | 77 | Ausente | 77 |
| 6 | 12.1 | 56.1 | 133 | 147 | Ausente | Ausente | 147 |
| 7 | 17.5 | 69.7 | 93.5 | Ausente | Ausente | 151 | 151 |

*Qd*: depósitos recientes.

Con apoyo de 19 tomografías, tanto longitudinales como transversales a los perfiles, se llevó a cabo una revisión final indirecta y una delimitación geofísica general del subsuelo, con los datos de resistividad propuestos por Ingeominas (2004), calibrando la correlación en sectores distantes a puntos con exploración directa.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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 superficie correspondiente al contacto basal de la Formación Bucaramanga es condicionada por un dominio estructural importante (debido al factor tectónico complejo en el área de estudio), propagado y extendido a los cuerpos geológicos del abanico aluvial. La distribución y disposición del miembro Órganos inferior y miembro Órganos superior fue delimitada con variaciones de litofacies entre sondeos y puntos de control cartográfico. La ubicación de los sondeos se muestra en la Figura 2.

El modelo se desarrolló en la plataforma *on-line Geomodelr*, mediante la implementación de perfiles geológicos utilizados con la finalidad de construir bloque-diagramas que muestren la información cartográfica representada en las tres dimensiones (Figura 3).

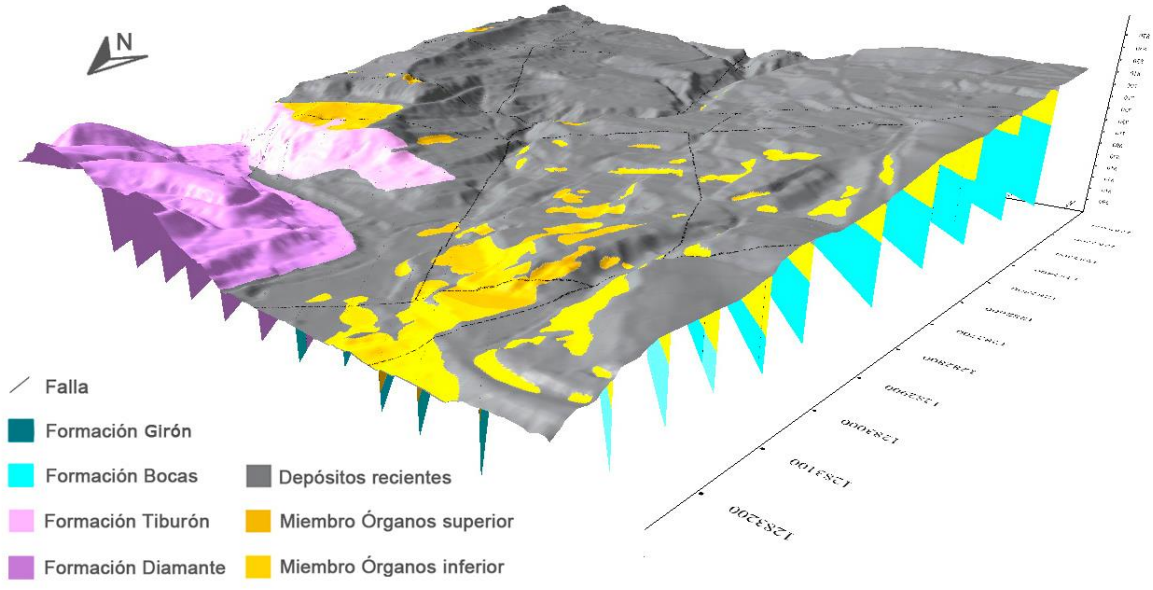



**Figura 3**. MDE con superposición de la estratigrafía aflorante. Se observa la disección de una quebrada que corta en dirección S-N el área


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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/)

de estudio y está gobernado su curso en su totalidad por fallas geológicas.

Con la inserción de cortes geológicos en dirección SE-NW y a una distancia de unos 90 m entre éstos, se incorporaron la estratigrafía del área de estudio y el componente geológico estructural correspondiente a fallas inversas asociadas con el Sistema de Fallas de Bucaramanga-Santa Marta, fallas de rumbo con componente vertical del Sistema de Fallas del río Suárez y un sistema de fallas transversales en el área, producto de esfuerzos distensivos (UIS-AMB, 2017). La construcción del modelo geológico, que exhibe las unidades rocosas del sector, se muestra en la Figura 3. El algoritmo del servidor relaciona los cortes geológicos con la geología aflorante y la topografía, generando el modelo tridimensional de las unidades.

La clasificación correcta de litofacies permite realizar una caracterización hidroestratigráfica lo más cercana posible a la realidad. Dependiendo de la granulometría y el porcentaje de matriz, cada litofacies es equivalente a una hidrofacies en concreto en relación con la propuesta de Klingbeil *et al*. (1999). Las litofacies se ubicaron desde la base hasta el tope de cada unidad, siguiendo la configuración estratigráfica inicial. Fueron agrupadas y reclasificadas, conformando segmentos hidroestratigráficos generales.

Después se construyó un modelo tridimensional de hidrofacies con base en el modelo geológico, que corresponden a las hidrofacies grava masiva, gravas *open-framework* y arena. Los segmentos rocosos con


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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/)

propiedades hidráulicas poco potenciales, no planteados en Klingbeil *et al*. (1999), se agruparon en una hidrofacies denominada bajo potencial. La conductividad hidráulica respectiva se toma de Coduto (1999).

En la observación y el análisis de los siete sondeos se delimitaron intervalos con afectación hídrica, evidenciada como lavado y remoción de la matriz componente del miembro geológico en su totalidad. Por lo tanto, para la selección pertinente de una hidrofacies adecuada, se clasificaron como gravas *open-framework*, que corresponde a litologías con ausencia de sedimentos en los poros formados entre las gravas, proporcionando altas permeabilidades (Lunt & Bridge, 2007), aun cuando, en principio, perteneciese a una litofacies de propiedades hidráulicas diferentes. Esto también es apreciable en la unidad depósitos recientes, que presenta este incidente al encontrarse lavada en algunos sectores, debido al contacto directo con fenómenos de precipitación y escorrentías.

Para el modelo generado de hidrofacies, las formaciones Diamante, Girón, Bocas y Tiburón se trabajaron como basamento hidrogeológico. Sin embargo, el análisis de núcleos de perforación expone el estado fracturado de dicho basamento. Cercano al contacto con la Formación Bucaramanga, los segmentos más próximos de estas formaciones pueden expresar un comportamiento de menor resistencia al flujo, con conductividades hidráulicas superiores. A pesar de ello, se incluyen dentro de la hidrofacies grava masiva y no en las gravas *open-framework*, pues la primera corresponde a la hidrofacies de mayor transmisividad natural para efectos de este estudio, siendo la hidrofacies grava *open-framework* propia de segmentos con afectación hídrica directa.

2020, Instituto Mexicano 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 información obtenida por piezómetros de hilo vibrátil permite hacer una comparación entre el modelo final de hidrofacies y los datos cuantitativos reales. Para el estudio, las curvas de tendencia de los niveles piezométricos en el tiempo muestran la configuración de los flujos subsuperficiales a diferentes profundidades en un mismo punto (Figura 4). En tal sentido y para este estudio, diferencias mayores a cinco metros entre niveles, tomados a profundidades relativamente similares, permiten suponer la ocurrencia de un segmento intermedio de permeabilidad baja confinante, o que el sector analizado funciona como un mecanismo con propiedades hidráulicas diferentes. Por su parte, diferencias piezométricas menores a cinco metros entre niveles, a distintas profundidades, definen una hidrofacies continua y su distribución permite extenderse verticalmente. Sin embargo, es probable la posibilidad de no reconocerse segmentos (p. ej., la hidrofacies arena en la flecha roja), mostrando una distribución hidroestratigráfica imprecisa. De igual manera, puede presentarse la existencia de una configuración con permeabilidad vertical baja para una misma hidrofacies, modificando la dinámica de percolación del sistema. Por tanto, es recomendable realizar una toma de datos uniforme y continua para un análisis oportuno, que a su vez integre el mayor número de técnicas implementadas en el área de estudio. Este uso particular de la herramienta permite construir un modelo de hidrofacies a partir de datos piezométricos, sintetizando una configuración hidrogeológica para fines de captación de aguas subterráneas o delimitación de zonas potenciales a procesos de remoción en masa.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

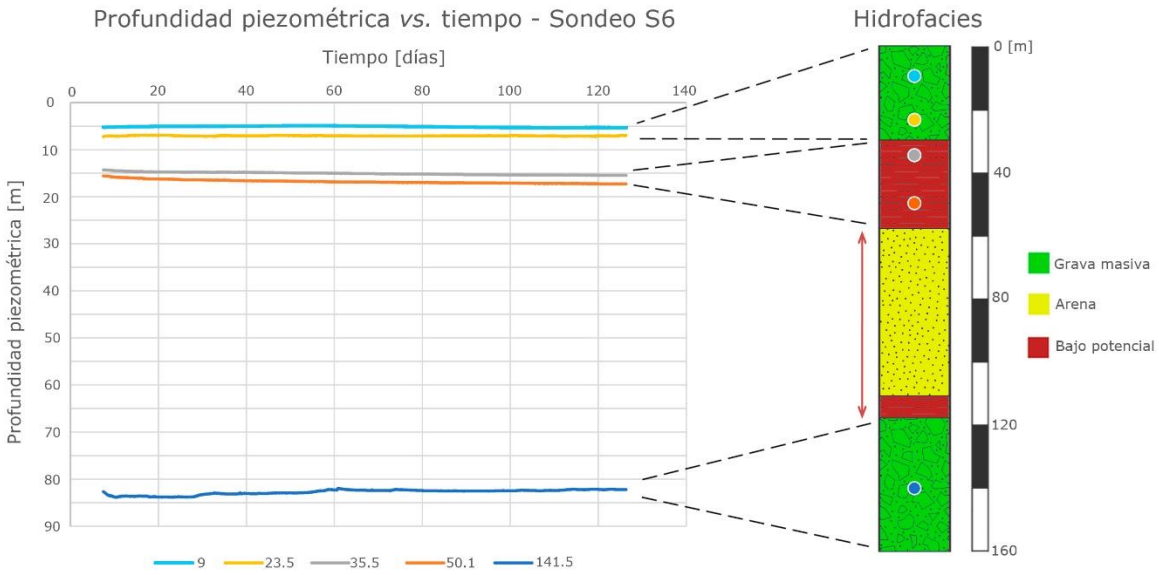



**Figura 4**. Gráfica de la variación de la profundidad piezométrica en el tiempo del sondeo S6 en cinco profundidades distintas, permitiendo definir hidrofacies. La flecha roja marca un segmento de hidrofacies importante no detectado gráficamente, y cuya determinación sólo será establecida con una toma de datos sistemática.

# Resultados

## Modelo geológico


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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 primer modelo generado representa la distribución de las unidades geológicas hasta la profundidad de 600 msnm (Figura 5).

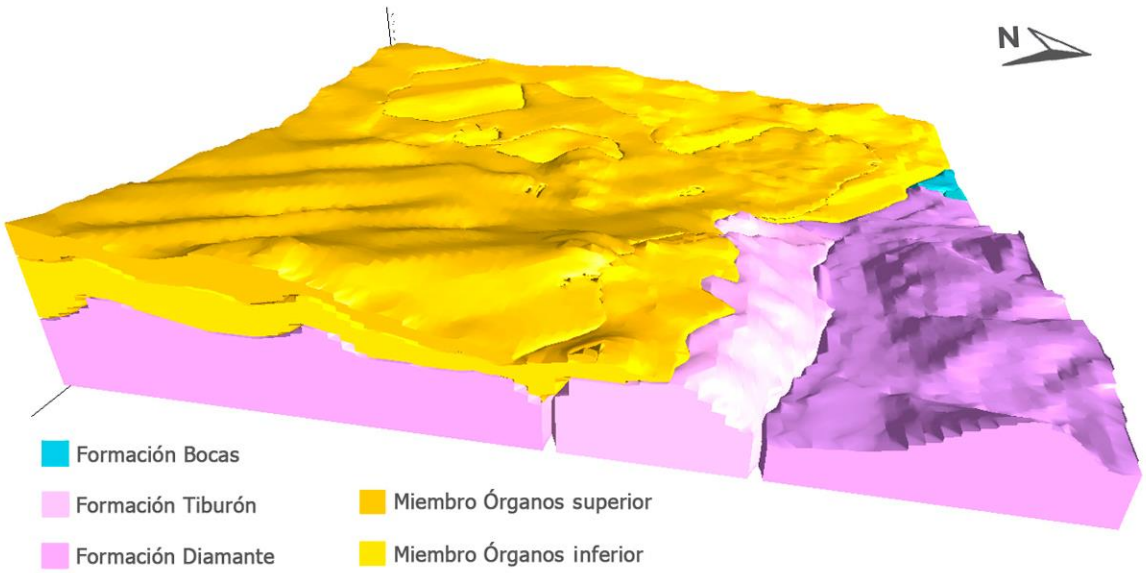



**Figura 5**. Modelo geológico construido a partir de la correlación litoestratigráfica. El algoritmo ajusta la geología a valores de altura designados por el MDE y a superficies de falla.

Se manifiesta la propagación de las estructuras de falla de los tres sistemas en las unidades, modificando por completo la geometría y los espesores (Figura 6). Las fallas de rumbo ponen en contacto las unidades infrayacentes al miembro Órganos.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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/)

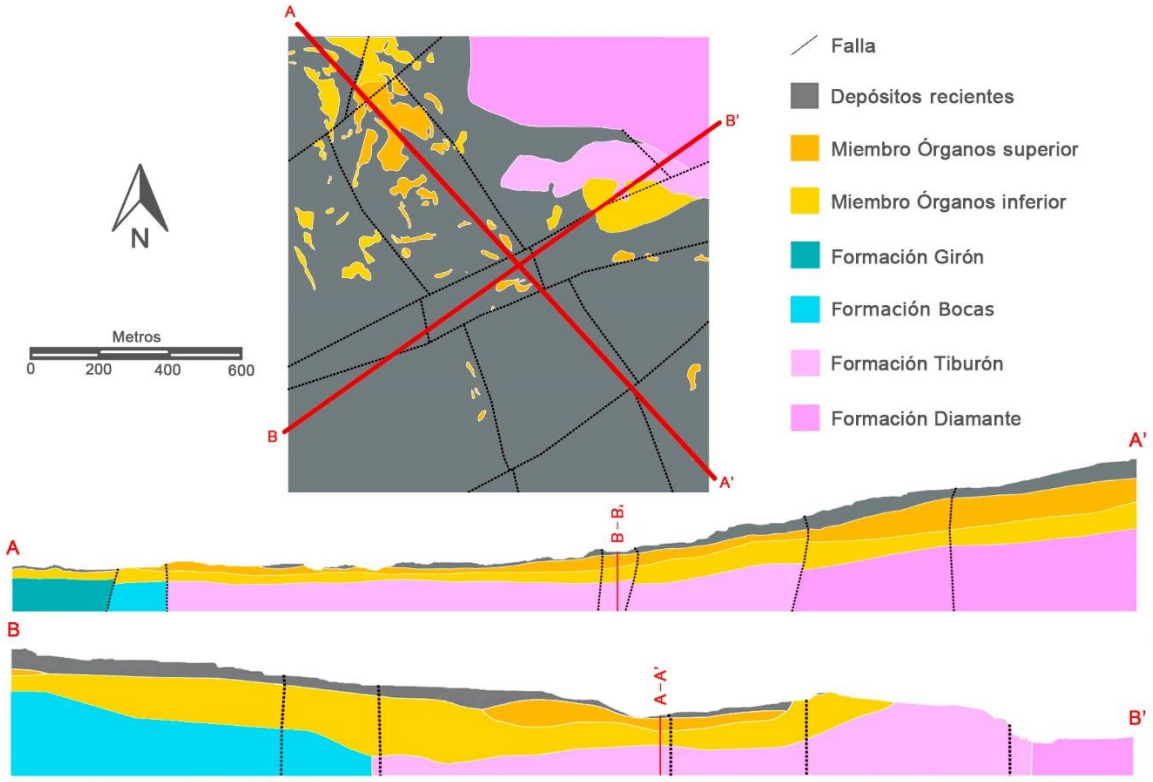



**Figura 6**. Representación de dos perfiles utilizados para la interpolación (A-A') y visualización transversal (B-B') del modelo geológico. Las líneas A-A' y B-B' en los cortes marcan la respectiva intersección.

El modelo generado (Figura 7) muestra finalmente la disposición estratigráfica de las unidades.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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/)

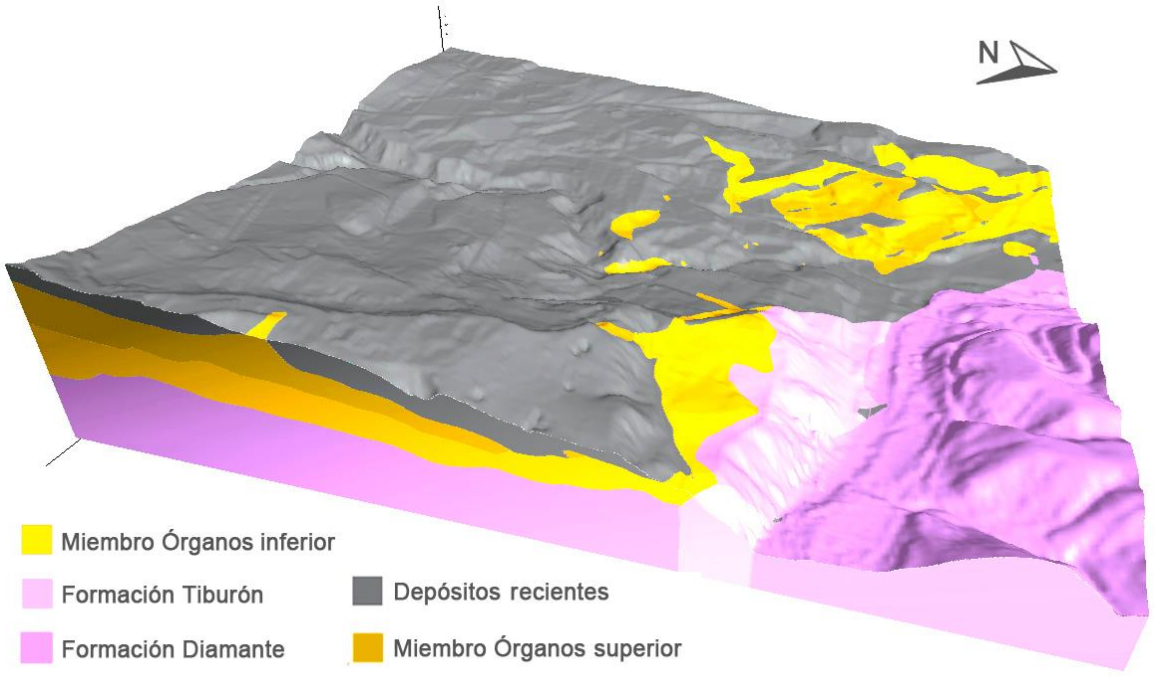



**Figura 7**. Bloque diagrama final, construido a partir de correlaciones entre cortes geológicos. El modelo geológico completo se prolonga desde la superficie del MDE.

## Modelo de hidrofacies

Se registraron siete litofacies principales en el área de estudio, mediante el proceso establecido por Klingbeil *et al*. (1999) (Figura 8). Corresponden a gravas matriz-soportadas (Gmm); gravas clasto-soportadas (Gcm);


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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/)

gravas con segmento lavado (G'); arenas con tendencia horizontal, masiva y gradada (Sh, Sm y Sg, respectivamente), y finos totales (Ft), que involucra limos arenosos, limos con materia orgánica y limos ligeramente gravosos.

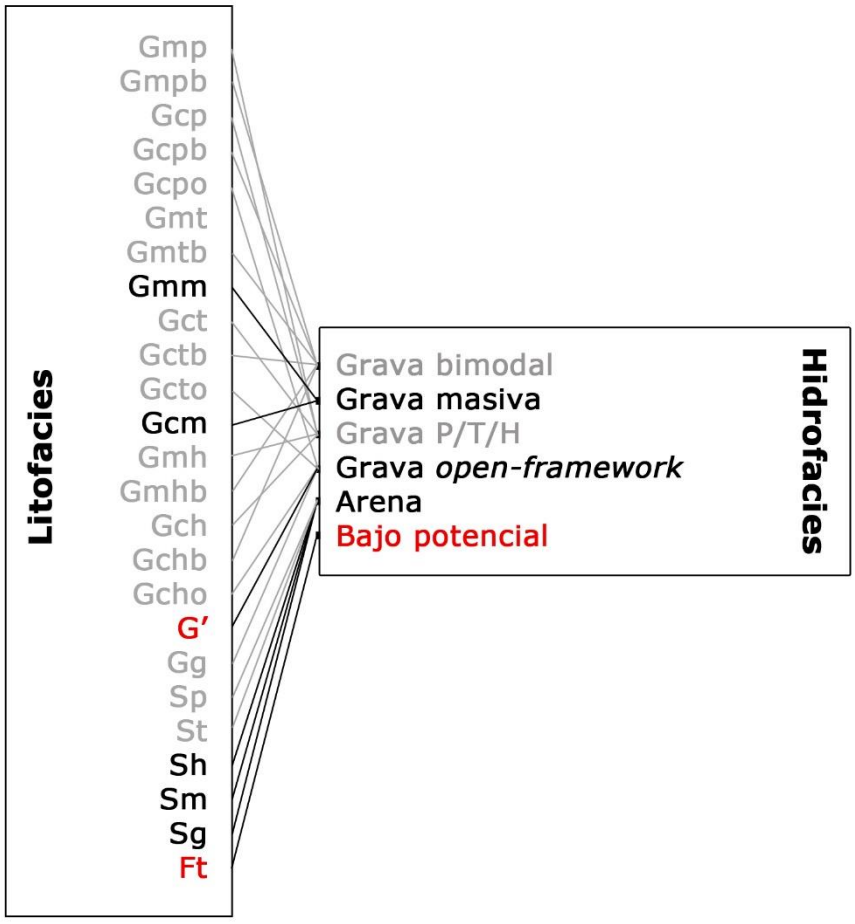



**Figura 8**. Relación litofacies-hidrofacies según propiedades hidráulicas. Las litofacies e hidrofacies en color negro y rojo corresponden a las


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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/)

presentes en el área de estudio, siendo las rojas las anexadas al esquema original. Modificado de Klingbeil *et al*. (1999).

Se determinó un conjunto de cuatro hidrofacies (Figura 8), consignadas en la Tabla 2, que corresponden a grava masiva (M), grava *open-framework* (OW), arena (S) y bajo potencial (BP), controladas de manera espacial por contrastes de resistividad en tomografías eléctricas (Figura 9). Esta herramienta complementa el modelo de hidrofacies, dada la visualización de segmentos con posible presencia de agua o material arcilloso, denotado en azul en la tomografía. Los segmentos arcillosos (y en general de granulometría inferior al tamaño arena) se agruparon en la hidrofacies bajo potencial, al presentar resistencia hidráulica debido a la baja permeabilidad.

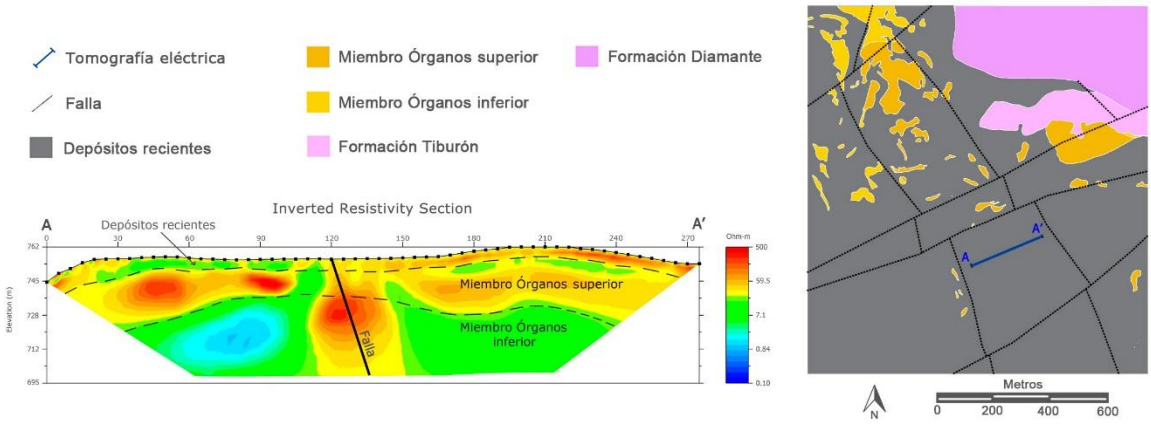



**Figura 9**. Tomografía eléctrica del subsuelo en el área de estudio, donde se marca la continuidad de las dos divisiones del miembro Órganos. Se infiere una falla en el perfil geofísico, no definida en el


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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/)

mapa debido a la ausencia de rasgos superficiales que la respalden. Modificado de UIS-AMB (2017).

**Tabla 2**. Litofacies presentes en el área de estudio, con las respectivas hidrofacies. La conductividad hidráulica de la hidrofacies bajo potencial (BP) es tomada de Coduto (1999). No obstante, estos valores pueden modificarse, dada la heterogeneidad granulométrica. Modificado de Klingbeil *et al*. (1999).

| **Litofacies** | **Hidrofacies** | $K_h$ **(m/s)** |
|---|---|---|
| Gmm | M | $5.37 \times 10^{-4}$ |
| Gcm | M | $5.37 \times 10^{-4}$ |
| G’ | OW | $2.52 \times 10^{-1}$ |
| Sh | S | $1.10 \times 10^{-3}$ |
| Sm | S | $1.10 \times 10^{-3}$ |
| Sg | S | $1.10 \times 10^{-3}$ |
| Ft | BP | $10^{-8}$ a $10^{-2}$ * |

El algoritmo de correlación de las hidrofacies permite evidenciar intermitencias en la continuidad lateral de éstas, resultando de la existencia de posibles lentes en las unidades geológicas. Estos cuerpos presentan una dimensión adecuada en la escala que permite se diferencien en otras hidrofacies, principalmente arena y bajo potencial. Con la metodología de la variación piezométrica se calibra y corrobora el


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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/)

modelo final de hidrofacies, determinando unidades localizadas que pueden estar afectando el flujo subterráneo en el área (Figura 10).

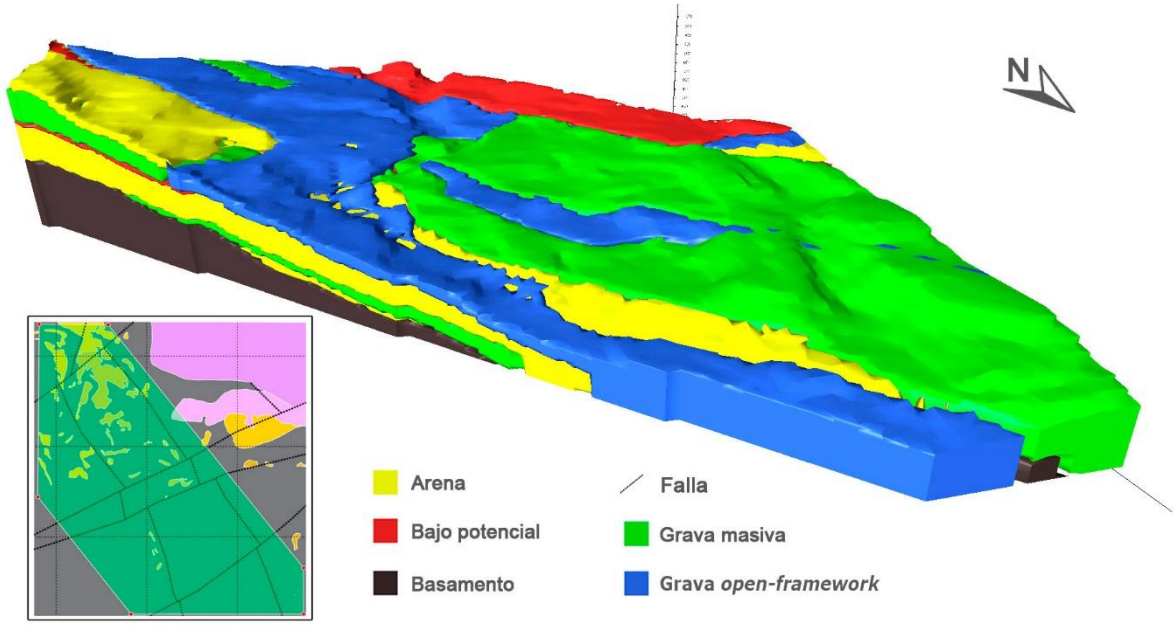



**Figura 10**. Modelo tridimensional de las hidrofacies del subsuelo en la zona norte de Bucaramanga, por debajo de los depósitos recientes. La hidrofacies grava masiva corresponde a la clase con mayor distribución en el límite superior del miembro Órganos.

# Discusión


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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 variación en los niveles piezométricos permite ajustar los modelos de hidrofacies siguiendo el análisis gráfico de los instrumentos de medición tradicionales. Esta metodología es válida y aplicable como complemento de otros criterios de discretización de hidrofacies en proyectos que cuenten con información de exploración directa.

Cabe resaltar la ventajosa utilidad de los piezómetros de hilo vibrátil, dada la facilidad de lectura e incorporación a sistemas automáticos de adquisición de datos. Sin embargo, es común la ocurrencia de sucesos que alteran el comportamiento del dispositivo, como problemas de corrosión por hermeticidad ineficiente o cambios en la tensión del cable de medición a lo largo del tiempo (Abramson, Lee, Sharma, & Boyce, 2002; Suárez, 2009), por lo que debe considerarse la existencia de datos inexactos. Se recomienda un buen seguimiento técnico durante la instalación de este tipo de instrumentación.

La campaña de monitoreo tuvo una duración de 120 a 130 días, donde los niveles medidos se mantuvieron relativamente constantes en el tiempo. Sin embargo, factores como un periodo hidrológico más largo pueden mostrar respuestas piezométricas diferentes para las distintas hidrofacies, por lo que se aconseja trabajar con tiempos de monitoreo de preferencia mayores a dos años, donde los registros involucren la acción conjunta de las hidrofacies (sobre todo las de bajo potencial), los procesos climáticos característicos que afectan el área de estudio y cómo se relacionan estos eventos con los niveles piezométricos.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 101-135. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-04

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 otra parte, los puntos de monitoreo pueden verse afectados por modificaciones en la presión barométrica (sobre todo las asociadas con condiciones climáticas), siendo probables las interpretaciones erróneas en estudios de monitoreo de aguas subterráneas y niveles en reservas acuíferas (Erskine, 1991; Van der Kamp & Schmidt, 1997). Para obtener la representación más cercana a la realidad, se necesita aplicar una corrección de presión atmosférica. Se sugiere llevar a cabo un monitoreo independiente de este parámetro, en especial en zonas potenciales de tormentas, donde los sistemas de presiones se ven potencialmente afectados (Saucier, 1955).

# Conclusiones

El modelo geométrico generado expone el complejo sistema entrelazado horizontal y verticalmente en que se presentan las hidrofacies en el sector norte de Bucaramanga, Santander. La hidrofacies bajo potencial puede modificar levemente la dirección de flujo subterráneo, manifestando el desarrollo de bajas permeabilidades asociadas con distribuciones locales, pero constantes, de estos segmentos cerca de los pozos de bombeo. Sin embargo, la disposición de la hidrofacies gravas *open-framework* y la configuración estructural del área muestra una tendencia hidrodinámica

2020, Instituto Mexicano 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 idónea. En términos de distribución, la hidrofacies grava masiva es la que presenta mayor continuidad en el área de estudio, confiriéndole características de interés hidrogeológico. Por otra parte, los segmentos con hidrofacies tipo arena son localizados con mayor proporción en la parte central de la zona, confiriendo así un mayor almacenamiento y transporte de volúmenes superiores de agua hacia ese sector.

La interpretación y el análisis de los sondeos generó siete litofacies pertinentes a la relación de Klingbeil *et al*. (1999), de tal manera que se constituyeron cuatro hidrofacies, con valores de conductividad hidráulica *K* promedio respectivos.

La propagación de estructuras de falla en el abanico aluvial de Bucaramanga produce espacios de acomodación a escala menor, por lo cual el espesor del miembro Órganos no es uniforme en toda su extensión. Las formaciones Diamante, Girón, Bocas y Tiburón fueron trabajadas como basamento hidrogeológico para el desarrollo del estudio por limitaciones en profundidad. Sin embargo, éstas pueden ser caracterizadas siguiendo la metodología desarrollada, con la condición de que las facies de las formaciones y el ambiente de sedimentación sean semejantes. Se propone delimitar hidrofacies en todas estas unidades para tener una definición y dinámica clara del subsuelo del área de estudio.

## 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/)

Se le extiende un especial agradecimiento al grupo de investigación Geomática, Gestión y Optimización de Sistemas; a todo el plantel docente y auxiliar de la Universidad Industrial de Santander, que auspiciaron el desarrollo de este trabajo con sus valiosos aportes y recomendaciones. También se hace extensivo el agradecimiento al Dr. Patricio Catalán y al revisor anónimo por sus aportaciones y sugerencias realizadas a la primera versión de este trabajo.

## Referencias

Abramson, L. W., Lee, T. S., Sharma, S., & Boyce, G. M. (2002). *Slope stability and stabilization methods* (2nd ed.). New York, USA: John Wiley & Sons.

Aldana, W., & Ariza, S. (2000). *Geología para la estabilidad del escarpe norte de Bucaramanga* (tesis de pregrado). Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.

Bierkens, M. F. (1996). Modeling hydraulic conductivity of a complex confining layer at various spatial scales. *Water Resources Research*, 32(8), 2369-2382. DOI: 10.1029/96WR01465

Blair, T. C., & McPherson, J. G. (1994). Alluvial fans and their natural distinction from rivers based on morphology, hydraulic processes, sedimentary processes, and facies assemblages. *Journal of Sedimentary Research*, 64(3a), 450-489.

Bueno, E., & Solarte, A. (1994). *Geología, geotecnia y comportamiento erosivo del área de reserva forestal de Bucaramanga* (tesis 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/)

pregrado). Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.

Coduto, D. P. (1999). *Geotechnical engineering: Principles and practices* Upper Saddle River, USA: Prentice Hall.

Colegial, J. D., Forero, M. C., Fuentes, M. A., & Gómez, S. (2017). Tipificación de perfiles de meteorización de rocas cristalinas al oriente de Bucaramanga y definición de propiedades hidrogeológicas. *Boletín de Ciencias de la Tierra*, 41, 16-30. DOI: 10.15446/rbct.n41.59347

Colmenares, S., & Jiménez, J. (2009). *Medición de parámetros fisicoquímicos y biológicos del agua subterránea en la zona de Bucaramanga* (tesis de pregrado). Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.

De Porta, J. (1959). La terraza de Bucaramanga. *Boletín de Geología*, 3, 5-13.

Erskine, A. D. (1991). The effect of tidal fluctuation on a coastal aquifer in the UK. *Groundwater,* 29(4), 556-562.

Filí, M. F. (2001). Síntesis geológica e hidrogeológica del noroeste de la provincia de Entre Ríos-República Argentina (número especial). *Boletín Geológico y Minero*, 112, 25-36. Recuperado de http://www.igme.es/boletin/2001/112_esp_1-2001/1-SINTESIS.pdf

Forero, J. (2012). *Modelo hidrológico distribuido de la cuenca superior del Río de Oro* (tesis de maestría). Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.

Geotecnología Ltda. (2005). *Documento de diagnóstico de las amenazas*

2020, Instituto Mexicano 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 inundación y erosión en el río de Oro. Volumen 1: geología y geotecnia* (informe técnico). Bucaramanga, Colombia: Geotecnología Ltda.

Gómez, S., & Anaya, A. (2004). Acercamiento a un modelo conceptual de recarga de los acuíferos de la región de Bucaramanga. *Avances en Recursos Hidráulicos*, 11, 37-50.

Gómez, S., & Colegial, J. (2003). *Interacción entre sistemas hidrogeológicos para el estudio del fenómeno de recarga en el macizo de Santander e identificación de acuíferos* (informe de investigación). Bucaramanga, Colombia: UIS-Colciencias.

Hidalgo, M., Rey, J., & Dueñas, J. (2002). Visita al área minera de Linares. Hidrogeología del sector. En: López, J., & Rubio, J. (eds.). *Presente y futuro de las aguas subterráneas en la provincia de Jaén* (pp. 309-317). Recuperado de http://aguas.igme.es/igme/publica/lib108/pdf/lib108/in_n13.pdf

Hubach, E. (1952). *Interpretación geológica de la erosión y de los deslizamientos en Bucaramanga y medidas de defensa* (informe 867). Bogotá, Colombia: Servicio Geológico Nacional-Ingeominas.

IDEAM, Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2010). Oferta y uso de agua subterránea en Colombia. En: Franco, O., García, M., & Vargas, O. (eds.). *Estudio Nacional del Agua 2010* (pp. 112-167). Bogotá, Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

Ingeominas, Instituto Colombiano de Geología y Minería. (2001).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

*Zonificación sismogeotécnica indicativa del área metropolitana de Bucaramanga* (informe técnico). Bogotá, Colombia: Instituto Colombiano de Geología y Minería, Subdirección de Amenazas Geoambientales.

Ingeominas, Instituto Colombiano de Geología y Minería. (2004). *Modelo geológico geofísico para el área metropolitana de Bucaramanga* (informe técnico). Bogotá, Colombia: Instituto Colombiano de Geología y Minería.

Joya, G., & Deantonio, W. (2012*). Modelo digital de elevaciones de la zona metropolitana de Bucaramanga para basamentos y capas de acuíferos* (tesis de pregrado). Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.

Klingbeil, R., Kleineidam, S., Asprion, U., Aigner, T., & Teutsch, G. (1999). Relating lithofacies to hydrofacies: Outcrop-based hydrogeological characterisation of Quaternary gravel deposits. *Sedimentary Geology*, 129(3-4), 299-310. DOI: 10.1016/S0037-0738(99)00067-6

Lunt, I., & Bridge, J. (2007). Formation and preservation of open–framework gravel strata in unidirectional flows. *Sedimentology*, 54(1), 71-87. DOI: 10.1111/j.1365-3091.2006.00829.x

Maxey, G. B. (1964). Hydrostratigraphic units. *Journal of Hydrology*, 2(2), 124-129. DOI: 10.1016/0022-1694(64)90023-X

Miall, A. D. (1977). Lithofacies types and vertical profile models in braided river deposits: A summary. *Canadian Society of Petroleum Geologists*, 5, 597-604. 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://archives.datapages.com/data/dgs/005/005001/597_cspgsp00050597.htm

Monreal, R., Rangel, M., Grijalva, A., Minjarez, I., & Morales, M. (2011). Metodología para la definición de unidades hidroestratigráficas: caso del acuífero del valle del río Yaqui, Sonora, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 63(1), 119-135. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-33222011000100011

Ouellon, T., Lefebvre, R., Marcotte, D., Boutin, A., Blais, V., & Parent, M. (2008). Hydraulic conductivity heterogeneity of a local deltaic aquifer system from the kriged 3D distribution of hydrofacies from borehole logs, Valcartier, Canada. *Journal of Hydrology*, 351(1-2), 71-86. DOI: 10.1016/J.JHYDROL.2007.11.040

Poehls, D., & Smith, G. (2009). *Encyclopedic dictionary of hydrogeology*. New York, USA: Academic Press.

Poeter, E., & Gaylord, D. R. (1990). Influence of aquifer heterogeneity on contaminant transport at the hanford site. *Ground Water*, 28(6), 900-909. DOI: 10.1111/j.1745-6584.1990.tb01726.x

Rivas, P., Pérez del Villar, L., Cruz, B., Gómez, P., Tunero, M., Hernández, A., Marín, C., García, M., Pelayo, M., & Pardillo, J. (1993). El proyecto de El Berrocal: síntesis preliminar. *Estudios Geológicos*, 49(3-4), 175-186. DOI: 10.3989/egeol.93493-4348

Saucier, W. J. (1955). *Principles of meteorological analysis*. Chicago, USA: The University of Chicago 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/)

Suárez, J. (2009). Capítulo 12: Instrumentación y monitoreo. En: *Deslizamientos: análisis geotécnico. Vol. I* (pp. 497-526). Bucaramanga, Colombia: Universidad Industrial de Santander.

Suárez, N., & Suárez, J. (2006). *Caracterización, análisis y diagnóstico de los flujos de lodos y detritos en la Cuenca de la Quebrada Angulito en Girón, Santander* (tesis de pregrado). Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Colombia.

Teichert, C. (1958). Concepts of facies. *AAPG Bulletin*, 42(11), 2718-2744. Recuperado de http://archives.datapages.com/data/bulletns/1957-60/data/pg/0042/0011/2700/2718.htm?doi=10.1306%2F0BDA5C0C-16BD-11D7-8645000102C1865D

UIS-AMB, Universidad Industrial de Santander, Área Metropolitana de Bucaramanga. (2017). *Estudio de amenaza, vulnerabilidad y riesgo por movimientos en masa del sector norte de Bucaramanga (barrios Lizcano, Esperanza III, Mirador, José María Córdoba, Villa Helena, Villa Rosa, Villa María)* (informe técnico). Bucaramanga, Colombia: Universidad Industrial de Santander, Área Metropolitana de Bucaramanga.

Van der Kamp, G., & Schmidt, R. (1997). Monitoring of total soil moisture on a scale of hectares using groundwater piezometers. *Geophysical Research Letters*, 24(6), 71-722.

Veloso, F., Navarrete, R., Soria, A., & Meléndez, M. (2013). Estudio de afloramiento de escala intermedia como almacén geológico (Aliaga, provincia de Teruel). En: García-Hidalgo, J., Gil Barroso, F., Diaz 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/)

Neira, J. (eds.). *V Congreso Cretácico de España* (pp. 136-139). Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.

Villegas, L., & Mero, G. (2017). *Caracterización hidrogeológica de una terraza fluvial del río Tahuando mediante el estudio sedimentológico y estratigráfico, Ibarra, Imbabura* (tesis de pregrado). Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador.

Ward, D., Goldsmith, R., Cruz, J., & Restrepo, A. (1973). Geología de los cuadrángulos H12 y H13, Pamplona, Departamento de Santander. *Boletín geológico – Ingeominas*, 21(1-3), 1-132.

2020, Instituto Mexicano 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-2020-04-05

Artículos

# Remoción de bacterias patógenas del agua mediante electrocoagulación con ánodos de aluminio

# Removal of pathogenic microorganisms from water by electrocoagulation with aluminum electrodes

Alonso Gamero-Quijano[1], ORCID: https//:orcid.org/0000-0002-7173-2861

Pilar García[2], https://orcid.org/0000-0002-8275-3684

Adolfo La Rosa-Toro-Gómez[3], ORCID: https//:orcid.org/0000-0001-8143-9936

[1]University of Limerick, Limerick, Irlanda, daniel.gamero@ul.ie

[2]Universidad Nacional de Ingeniería, Lima, Perú, pagarcia@uni.edu.pe

[3]Universidad Nacional de Ingeniería, Lima, Perú, toro@uni.edu.pe

Autor para correspondencia: Alonso Gamero-Quijano, daniel.gamero@ul.ie ; Adolfo La Rosa-Toro-Gómez, toro@uni.edu.pe

## Resumen

La electrocoagulación es un método alternativo a los métodos convencionales de coagulación-floculación usados en tratamiento 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/)

aguas residuales. Hoy en día, esta técnica se emplea para el tratamiento de aguas residuales domésticas, industriales y sanitarias. En el proceso de electrocoagulación se generan iones metálicos *in situ* (p. ej., iones generados por el paso de corriente eléctrica, electrólisis). Estos iones son precursores de una variedad de especies coagulantes y su producción puede controlarse con facilidad por el tiempo de la electrólisis y los parámetros establecidos en la celda electrolítica (p. ej., corriente o potencial). Las especies coagulantes pueden presentar diversas cargas superficiales y el proceso de coagulación se da por interacción de dichas especies con los contaminantes contenidos en las aguas residuales. Estos coagulantes son capaces de atrapar partículas coloidales o incluso los microorganismos patógenos que podrían crecer en las aguas. La sobreproducción de coagulantes durante la electrólisis favorece la formación de flóculos, que a su vez precipitan en la celda electrolítica. Una vez finalizada la electrólisis, el precipitado se remueve con facilidad por filtración simple.

En el presente manuscrito se evaluó la eficiencia de la electrocoagulación, usando ánodos de aluminio comercial obtenidos a partir de latas de bebidas convencionales (latas de refrescos o cerveza). El aluminio comercial se caracterizó electroquímicamente y se comparó con aluminio de alta pureza. La caracterización electroquímica demostró que el aluminio comercial produce mayores cantidades de agentes coagulantes bajo las mismas condiciones experimentales. Por ello, el aluminio comercial se utilizó como material anódico para el tratamiento de aguas artificiales infectadas con tres tipos de bacterias: *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia coli*

2020, Instituto Mexicano 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 *Staphylococcus aureus*, respectivamente. Los resultados experimentales han mostrado una efectividad de remoción de 100% cuando las aguas están infectadas de *Pseudomonas aeruginosa* o *Escherichia coli*, mientras que las aguas infectadas con *Staphylococcus aureus* presentaron una eficiencia de remoción de 99.86%.

**Palabras clave**: electrocoagulación, electro-corrosión, remoción de bacterias, desinfección de aguas, UFC $mL^{-1}$

## Abstract

The electrocoagulation is considered as a technique with great potential to replace the conventional method of coagulation-flocculation induced by chemical reagents. Currently, this technique has been taken with interest in wastewater treatments in public services of water supplies, industries, and sanitation. Briefly, the electrocoagulation generates in-situ the metallic ions, which are the precursors of a broad range of coagulant species. The amount of generated ions is easily controlled with the time of electrolysis and the cell parameters set-up (e. g., potential or current). The coagulants will be composed by a variety of oligomeric species with different surface charges. These coagulants will destabilize and "catch" pathogenic microorganisms or colloidal particles from the wastewaters. Afterward, the excess of coagulants will entail the formation of precipitates (a.k.a. flocculation) which are easily removed by filtration. Herein, two different qualities of metallic aluminum were tested for the electrogeneration of coagulant species: a) aluminum obtained from soda drink cans, and b) pristine

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

aluminum. The electrochemical characterization has shown that the aluminum coming from commercial soda drinks produces higher loads of coagulant agents than the pristine aluminum under the same experimental conditions. Hence, commercial aluminum was chosen as anodic material for the treatment of artificial waters infected with three types of bacteria: Pseudomonas aeruginosa, Escherichia coli, and Staphylococcus aureus, respectively. The experimental results have shown an effectiveness of the 100% on the removal of Pseudomonas aeruginosa and Escherichia coli, whereas for Staphylococcus aureus the removal efficiency was 99.86%.

**Keywords**: Electrocoagulation, aluminum, removal of bacteria, water treatment.

Recibido: 04/02/2018

Aceptado: 22/10/2019

# Introducción

La reutilización de las aguas residuales es una acción fundamental en el marco de la gestión integrada de los recursos hídricos. La gestión de aguas tratadas es buena estrategia para solventar problemas relacionados con escasez de agua a nivel global. Por ejemplo, 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/)

reutilización del agua es muy valiosa para la agricultura de regadío, dado que garantiza el agua de forma continua y mejora el reciclaje de nutrientes (WHO, 2014).

La electrocoagulación es un proceso electroquímico que emplea electrodos de sacrificio como fuente de iones metálicos para el tratamiento de aguas residuales (Demirbas & Kobya, 2017; Elabbas *et al*., 2016; Fekete, Lengyel, Cserfalvi, & Pajkossy, 2016; Heidmann & Calmano, 2008; Jiménez, Sáez, Cañizares, & Rodrigo, 2016; Kabdaşli, Arslan-Alaton, Ölmez-Hancı, & Tünay, 2012; Llanos, Cotillas, Cañizares, & Rodrigo, 2017; Martínez-Huitle & Brillas, 2009; Nidheesh & Singh, 2017; Ramcharan & Bissessur 2017; Sayiner, Kandemirli, & Dimoglo, 2008; Zidane *et al*., 2008. Estos iones, en contacto con el agua producen especies oligoméricas de hidróxidos metálicos que actúan como coagulantes y que son estables a condiciones controladas de pH (Zhao, Liu, & Qu, 2009). Los oligómeros de aluminio son especies catiónicas con carga superficial definida, que son capaces de atraer y "atrapar" microorganismos patógenos, los cuales tienen la particularidad de poseer membranas externas de carga negativa (Delaire, Van Genuchten, Nelson, Amrose, & Gadgil, 2015; Marlière & Dhahri, 2015; Ricordel, Miramon, Hadjiev, & Darchen, 2014; Wei, Elektorowicz, & Oleszkiewicz, 2011). Estas interacciones (oligómeros-bacterias) favorecen la formación de flóculos, que en el transcurso del proceso precipitan y posteriormente son separados del agua, permitiendo así una remoción completa de los contaminantes (Delaire *et al*., 2015; Hakizimana *et al*., 2016).

El proceso de electrocoagulación puede ser dividido en cuatro etapas:

2020, Instituto Mexicano 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) Electro-corrosión del aluminio (aluminio como ánodo).

2) Formación de oligómeros a partir de los iones de aluminio generados (formación de coagulantes).

3) Desestabilización de partículas en suspensión con la formación de flóculos.

4) Sedimentación y separación de los flóculos del agua.

En la primera etapa del proceso, los iones de aluminio son generados por electro-corrosión del electrodo de aluminio metálico. La eficiencia de proceso de corrosión dependerá de la densidad de corriente anódica aplicada, así como de la resistencia interna del material anódico; esta última puede aumentar debido a procesos de pasivación superficial. En la segunda etapa, los iones $Al^{+3}$ generados, en combinación con los $OH^-$ de la solución acuosa reaccionan formando hidróxido de aluminio, y algunas especies monoméricas o diméricas, como $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al_2(OH)_2^{4+}$; y otras oligoméricas: $Al_6(OH)_{15}^{3+}$, $Al_7(OH)_{17}^{4+}$, $Al_8(OH)_{20}^{4+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ y $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$ (Zhao & Qu, 2009). La tercera etapa corresponde al inicio del proceso de floculación y remoción. Las especies catiónicas de aluminio y las partículas de $Al(OH)_{3(s)}$ producidas electroquímicamente desestabilizan las partículas en suspensión (coloides o bacterias), esta neutralización de cargas favorece la formación de flóculos que precipitan como un hidrogel, a primera vista, de aspecto amorfo y gelatinoso (Demirbas & Kobya; Jiménez *et al*., 2016; Llanos *et al*., 2017) . Este hidrogel de aluminio contiene una gran área superficial con propiedades absorbentes, y puede ser considerado adecuado para procesos de adsorción y atracción de bacterias u otro tipo de partículas en suspensión.

2020, Instituto Mexicano 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 reacciones químicas de las dos primeras etapas son:

En el ánodo:

$$2\mathrm{Al}_{(s)} \rightarrow 2\mathrm{Al}^{3+}_{(aq)} + 6e^{-} \quad (1)$$

En el cátodo:

$$6\mathrm{H_2O}_{(l)} + 6e^{-} \rightarrow 3\mathrm{H}_{2(g)} + 6\mathrm{OH}^{-}_{(aq)} \quad (2)$$

Y las reacciones de las etapas de formación de hidróxidos y especies oligoméricas son:

$$2\mathrm{Al}^{3+}_{(aq)} + 6\mathrm{H_2O}_{(l)} \rightarrow 6\mathrm{Al(OH)}_{3(\mathrm{s})} + 3\mathrm{H}^{+}_{(aq)} \quad (3)$$

$$\mathrm{nAl(OH)_3} \rightarrow \mathrm{Al_n\,(OH)_{3n}} \quad (4)$$

Una de las características atractivas del proceso de electrocoagulación es la autorregulación del pH, *i.e.*, efecto Buffer (Bazrafshan & Mahvi, 2012). De acuerdo con la Ecuación (2), en el cátodo se generan iones $OH^-$ que podrían elevar el pH final de la solución; sin embargo, con base en la Ecuación (3), la acidez de Lewis de los iones aluminio da como producto iones $H^+$, los cuales neutralizan los iones hidroxilo electrogenerados en el cátodo. Esta característica difiere bastante de los procesos de coagulación



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 136-178. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

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/)

convencionales con sales de aluminio, que por lo general disminuyen el pH de la solución (pH ≤ 4) y después necesitan un ajuste del pH final. El efecto Buffer favorece una formación continua de especies oligoméricas de hidróxidos de aluminio, que son precursores de macrocoágulos que posteriormente floculan y precipitan. Es importante mencionar que durante la electrólisis del agua (proceso catódico) se genera una gran cantidad de gas hidrógeno, dando lugar a la formación de burbujas que pueden ser absorbidas por los flóculos, emergiendo hacia la superficie, generándose así una capa de material flotante (electro-flotación), y que podría ser retirada del agua tratada durante o después del proceso de electrocoagulación (Holt, Barton, & Mitchell, 2005; Jiménez *et al*., 2016).

## Ventajas del proceso de electrocoagulación frente al de coagulación

Bajo costo de operación ante la posibilidad de emplear aluminio de bajo coste (envases de bebidas o chatarra); este proceso elimina el uso de las sales de aluminio y aditivos neutralizantes (bases).

La electrocoagulación utiliza equipos simples y de fácil operación para la generación de oligómeros de aluminio.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Obtención *in situ* de oligómeros de aluminio, eliminando todo proceso logístico para el almacenamiento y manipulación de las sales de aluminio.

Produce flóculos más grandes que aquellos formados en la coagulación química y contienen menos agua ligada, facilitando la disposición final de los lodos (Llanos *et al*., 2017; Martínez-Huitle & Brillas, 2009).

La electrólisis favorece el movimiento de las partículas en solución, incrementando la eficiencia de la formación de flóculos.

Parte de los flóculos es arrastrada a la superficie del agua por el hidrógeno generado en la electrólisis, posibilitando su remoción con mayor facilidad.

No obstante, el uso de agua residual tratada no está exento de riesgos en lo referente a su posible falta de idoneidad agronómica para riego, o por cuestiones sanitarias, debido a la posible presencia de microorganismos patógenos, agentes biológicos, metales pesados, y diversos compuestos orgánicos que son capaces de producir efectos perjudiciales a largo plazo en cualquier comunidad.

En el presente artículo se estudia la electrocoagulación como técnica de remoción de bacterias de agua infectadas. De acuerdo con las características bioquímicas de la membrana externa de las bacterias, éstas pueden ser divididas en grampositivas o gramnegativas. Los resultados sugieren que la eficiencia de remoción está relacionada directamente con las características bioquímicas de la membrana externa de las bacterias. A pesar de que ambas membranas son de naturaleza aniónica, la membrana celular 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/)

desempeñó un rol clave en la "captura" y remoción de agentes patógenos, siendo éstas las que interaccionan con los coágulos catiónicos y flóculos de aluminio.

# Metodología

## Diseño experimental

Caracterización elemental y electroquímica de materiales de aluminio. Determinar las condiciones óptimas para un proceso de electrocoagulación eficiente. Estudio de la efectividad del proceso de electrocoagulación para descontaminar y remover bacterias patógenas (grampositiva y gramnegativa) inoculadas en las muestras problemas.

### Obtención de ánodos de aluminio a partir de latas de bebidas de refrescos

2020, Instituto Mexicano 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 latas de bebidas por lo general presentan color y el logo de la bebida. Además, en su interior tienen una capa pasivante que evita el contacto directo de la bebida con el envase; esto se aplica para todo envase de bebida por temas de salubridad y sabor. La limpieza de las latas se llevó a cabo siguiendo el método de decapado de metales industriales. La lata de aluminio limpia se sumergió en ácido sulfúrico concentrado por 5 minutos. Luego la lata de aluminio se lavó con abundante agua para eliminar cualquier resto de ácido. Una vez limpia la lata, se procedió a cortar láminas de 0.4 $cm^2$, que se usaron como ánodos o electrodos de trabajo, respectivamente.

## Caracterización elemental

El análisis elemental se llevó a cabo mediante espectroscopia de emisión atómica de chispa eléctrica (espectrómetro de metales Horiba Jobin Yvon). Se determinó la composición química de dos materiales de aluminio: 1) aluminio puro Riedel-de Haën, y 2) aluminio comercial obtenido de latas de bebidas, los cuales se seleccionaron como posibles candidatos para ser utilizados en procesos de electrocoagulación, a fin de remover bacterias de agua contaminada.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

## Caracterización electroquímica

Los experimentos de voltametría cíclica, voltametría de barrido lineal y cronoamperometría se efectuaron con un potenciostato Methrom Autolab conectado a una celda electroquímica de tres electrodos: a) un electrodo de trabajo: lámina de aluminio químicamente puro o comercial; b) un contra electrodo: alambre de platino, y (c) un electrodo de referencia Ag/AgCl/KCl (saturado). Para asegurar la reproducibilidad del estudio, el electrodo de trabajo se reemplazó por uno nuevo en cada experiencia.

## Preparación de disoluciones artificiales de *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Staphylococcus aureus*

Las soluciones artificiales se prepararon inoculando 1, 3 y 5 ml de cada una de las cepas bacterianas (de 18 horas de incubación en caldo nutritivo), en 150 ml de solución estéril de NaCl 0.017 M.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 136-178. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

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/)

## Electrocoagulación de las disoluciones artificiales

Se usó una malla de acero inoxidable como cátodo, mientras que para el ánodo fueron láminas de aluminio comercial. Ambos electrodos se sumergieron en la disolución artificial de 150 ml ya descrita. Los electrodos se conectaron a una fuente externa de corriente continua y estabilizada marca Blausonic, estableciéndose así una celda electrolítica simple (dos electrodos). En seguida se aplicó una corriente constante de 200 mA durante 12 min y se llevaron a cabo medidas de conductividad (mS), pH y masa (g) de aluminio disuelto. La disolución electrocoagulada se dejó en reposo cerca de 24 horas, para favorecer la sedimentación. Es importante mencionar que cada prueba de electrocoagulación se llevó a cabo con láminas nuevas de aluminio comercial; además, ambos electrodos usados en la celda electrolítica (ánodo y cátodo) presentaron las mismas dimensiones, con un área geométrica de 4 $cm^2$.

## Cultivo bacteriano en medio sólido de las disoluciones electrocoaguladas

Se extrajo una alícuota de 1 ml y se realizó una dilución 1:1 000 ml para el sembrado de bacterias en placas Petri, por la técnica 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/)

inmersión en agar nutritivo. Tras 24 h de cultivo se realizó el recuento de unidades formadoras de colonia (UFC). Cada experiencia se hizo por triplicado. Todos los productos químicos utilizados fueron de grado analítico.

# Resultados y discusión

## Análisis elemental de láminas de aluminio químicamente puro y aluminio obtenido a partir de envases de bebidas

En la Tabla 1 se puede observar la composición química obtenida para un aluminio químicamente puro (Riedel-de_Haën). Como era de esperar, este material presentó un máximo contenido en aluminio de ≈ 99.5% y muy pocas impurezas, destacando entre ellas hierro y silicio, ambos con 0.20% en contenido.

**Tabla 1**. Composición química de láminas de aluminio puro (Riedel-de-Haën).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| Elemento | Composición química (%) |
|---|---|
| Al | 99.47 |
| Fe | 0.20 |
| Cu | 0.02 |
| Si | 0.20 |
| Ti | 0.03 |
| Zn | 0.08 |

La composición química del aluminio obtenido de las latas de refresco también se analizó. La Tabla 2 muestra que estos envases poseen mayores impurezas, teniendo un contenido de ≈ 98.4% en aluminio; como segundo mayor componente el hierro ≈ 0.55%; en tercer lugar silicio y manganeso ≈ 0.3 y 0.23%, respectivamente.

**Tabla 2**. Composición química de láminas de aluminio obtenidas a partir de envases de bebidas.

| Elemento | Composición química (%) |
|---|---|
| Al | 98.37 |
| Cr | 0.09 |
| Cu | 0.16 |
| Fe | 0.55 |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 136-178. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

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/)

| | |
|---|---|
| Mg | 0.15 |
| Mn | 0.23 |
| Si | 0.29 |
| Ti | 0.09 |

A pesar de las impurezas, el alto contenido en aluminio hace de los envases de bebidas una materia prima barata y de interés en el proceso de electrocoagulación, el cual podría considerarse amigable con el medio ambiente (electroquímica verde). Cabe mencionar que el uso de estos envases podría considerarse como una nueva vía eficiente de reciclaje de residuos metálicos (chatarra), pues la electrocoagulación no es exclusiva de materiales de aluminio. El proceso de electrocoagulación también se puede llevar a cabo con materiales de alto contenido en hierro, con muy buenos resultados en tratamientos de aguas (Kabdaşli *et al*., 2012; Ndjomgoue-Yossa, Nanseu-Njiki, Kengne, & Ngameni, 2015; Sayiner & Dimoglo, 2008; Zaied & Bellakhal, 2009). La razón por la cual el uso de electrodos de aluminio tiene mayor atractivo sobre los de hierro se debe al aspecto final del agua tratada. El agua tratada con electrodos de aluminio es incolora, mientras que en agua tratada con ánodos de hierro presenta coloración amarillenta muy leve.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

# Caracterización electroquímica de láminas de aluminio químicamente puro y aluminio obtenido a partir de envases de bebidas

Como etapa inicial se realizaron estudios por voltametría cíclica sobre láminas de aluminio de alta pureza. Este estudio es necesario para identificar el posible comportamiento electroquímico del aluminio metal, y establecer así una diferencia entre materiales de aluminio de alta pureza y aluminio comercial obtenido de latas de bebidas. En la Figura 1 se muestran los voltagramas cíclicos del aluminio puro en una solución de $Na_2SO_4$ 0.1 M. El incremento de corriente a los extremos de la ventana de potencial se atribuye a la electrólisis del agua, procesos de oxidación (extremo positivo, producción de oxígeno) y reducción (extremo negativo, producción de hidrógeno) del agua. De acuerdo con estos estudios, se observa que la intensidad de corriente disminuye en los extremos de la ventana de potencial; esta caída de intensidad fue progresiva a medida que se incrementaba el número de barridos cíclicos (curva negra ciclo 10 *vs*. curva roja ciclo 16). El decaimiento gradual de corriente es perjudicial, ya que demandaría mayor potencial eléctrico y, por ello, mayores costos de operación (energía eléctrica consumida). Esta caída en la corriente de debe a la formación de una película pasivante de óxido de aluminio ($AlO_3$) de naturaleza no conductora (Doche, Rameau, Durand, & Novel-Cattin, 1999; Gudic, Radosevic, & Kliskic, 1996; Mance, Cerović, & Mihajlović,1984; Rangel & Travassos, 1992).



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 136-178. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

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/)

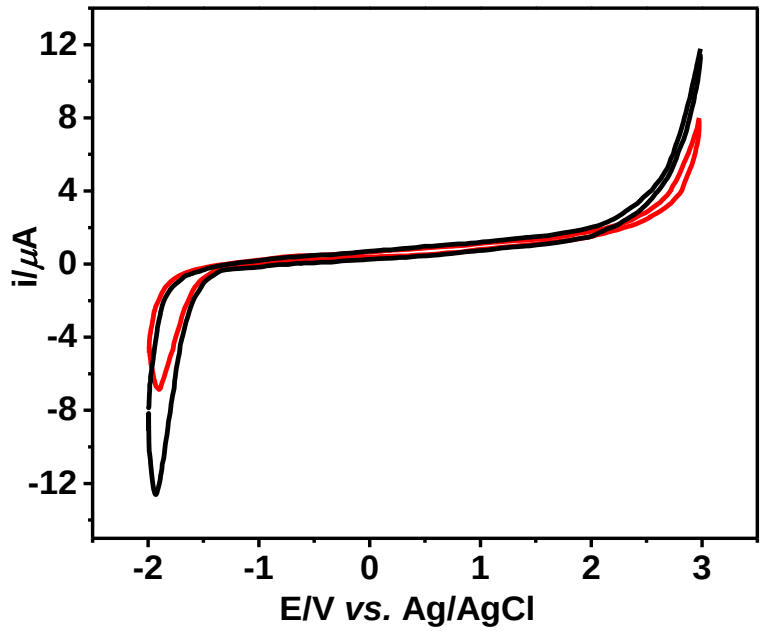



**Figura 1**. Voltagramas cíclicos de láminas de aluminio puro (Riedel-de-Haën) en una disolución de $Na_2SO_4$ 0.1M. Ciclo 10 (curva negra) y ciclo 16 (curva roja). Velocidad de barrido: 200 mV $s^{-1}$.

El efecto de pasivación electroquímica del electrodo de aluminio se comprobó de forma sencilla aplicando un potencial constante, lo suficientemente positivo para generar la capa de óxido pasivante. Para ello se aplicaron 4 V sobre dos electrodos de aluminio durante 540 y 2 160 segundos, respectivamente. En seguida, se llevó a cabo un estudio por voltametría de barrido lineal. La Figura 2 muestra las curvas voltamperométricas de láminas de aluminio puro polarizadas de manera previa a 4 V. La curva a) registra la corriente de un electrodo sin capa pasivante, cuya característica es la de presentar altas densidades de corriente a bajos potenciales de barrido, luego de

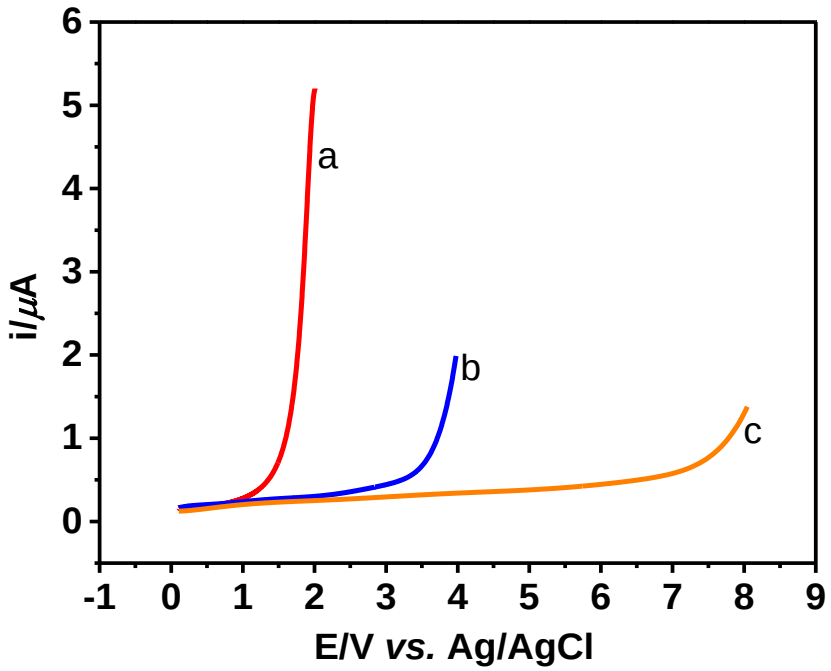


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 136-178. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

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/)

polarizar durante 540 s; en la curva b) se observa un decaimiento considerable de la intensidad de corriente y es necesario aplicar mayor potencial para observar un leve incremento, este comportamiento electroquímico indica la formación de la capa pasivante de $AlO_3$ luego de largos periodos de polarización; en la curva c) se observa una caída drástica de corriente y son necesarios más de 7 V para observar un incremento de ésta, dicho impedimento al paso de corriente se atribuye a la presencia de mayor espesor de capa de $AlO_3$ (no conductor); la capa de aluminio es producida durante la etapa de polarización a potenciales mayores de 1V. Este estudio deja claro que para obtener un proceso eficiente de electro-corrosión del aluminio es necesario evitar la formación de capas pasivantes de $AlO_3$.






*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 136-178. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

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**. Voltametría de barrido lineal de láminas de aluminio puro (Riedel-de-Haën) en $Na_2SO_4$ 0.1 M, las cuales han sido previamente polarizadas a 4 V durante a) $t$ = 0 s; b) $t$ = 540 s; c) $t$ = 2 160 s. Velocidad de barrido: 200 mV $s^{-1}$.

Para evitar la formación de capas pasivantes y poder promover la corrosión continua de las láminas de aluminio, se decidió incorporar iones cloruro a la solución de trabajo. De esta forma se garantizó una producción constante de iones de aluminio, necesarios para el proceso de coagulación-floculación (Tomcsányi, Varga, Bartik, Horányi, & Maleczki, 1989).

El papel de los iones cloruro es de actuar como agente despolarizante del aluminio, por ser considerado como agente corrosivo en el campo de la química y electroquímica (Edeleanu & Evans, 1951). La Figura 3 muestra los voltamperogramas de las láminas de aluminio puro y aluminio comercial (latas de bebidas) en presencia de 10 ppm de iones cloruro. En el caso del aluminio comercial (curva roja), el proceso de electro-corrosión se inicia aproximadamente a 0.1 V, seguido de un incremento constante de corriente hasta el final del barrido anódico. En el caso del aluminio puro (curva negra), el proceso de electro-corrosión se inicia a un potencial mucho más anódico, como consecuencia de la pasivación del aluminio puro, registrándose un incremento de corriente a partir de 1.3 V. La razón del porqué los potenciales de corrosión de ambos electrodos son tan diferentes, a pesar de que ambos presentan aluminio como principal componente, es la actividad despolarizante adicional que ejercen las impurezas metálicas presentes en 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/)

láminas del aluminio comercial, sobre todo la del hierro (ver Tabla 2), el cual, en conjunto con los iones cloruro en la solución electrolítica favorecen una electro-corrosión rápida del ánodo. Casos similares se han observado en la literatura, donde el hierro o cobre pueden favorecer la corrosión de tubos de plomo, que son utilizados por lo común en el transporte sanitario de agua, soldaduras o juntas de latón (Clark, Clair, & Edwards, 2015; Trueman *et al*., 2017).

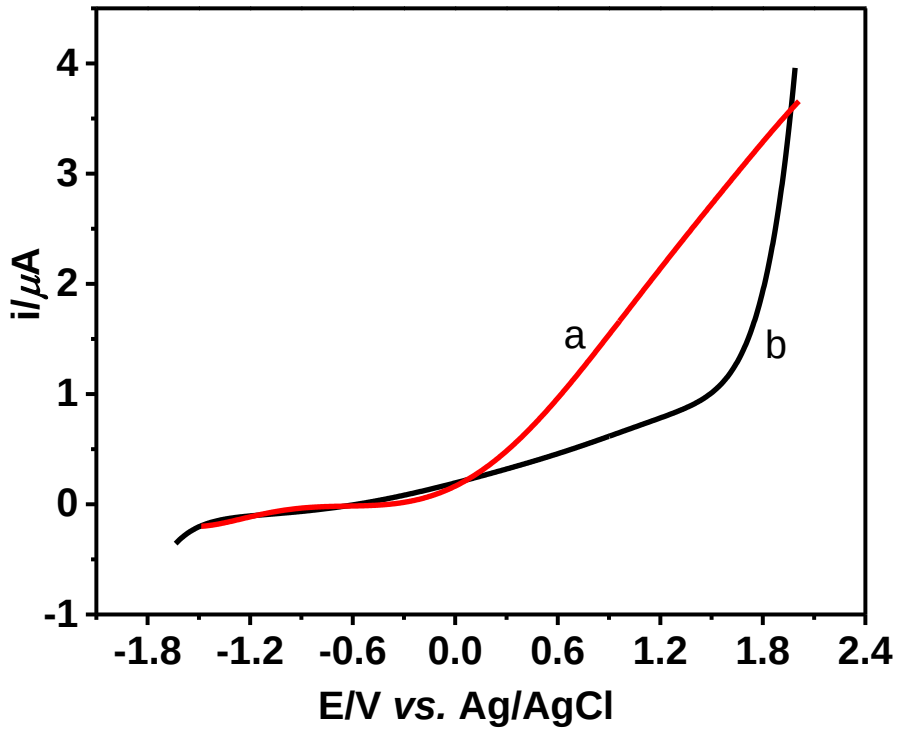



**Figura 3**. Voltametría de barrido lineal de: a) aluminio comercial de envases de bebidas y b) aluminio puro (Riedel-de-Haën), en solución 0.1 M de $Na_2SO_4$ + 10 pm de cloruro de sodio. Velocidad de barrido: 200 mV $s^{-1}$.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 136-178. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

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/)

De los resultados anteriores se deduce que el uso de aluminio comercial extraído de latas de bebidas produciría mayor cantidad de iones de aluminio que, en contacto con la solucion, formaría agentes coagulantes en menor tiempo y a bajos potenciales.

Esta caracterización electroquímica demuestra que el uso de láminas de aluminio extraídas de latas de bebidas tiene cierta ventaja sobre un aluminio químicamente puro. Por ello, se llevaron a cabo estudios adicionales de cronoamperometría sobre las láminas de aluminio de bebidas en una celda de tres electrodos. Estos electrodos se sumergieron en una solución 0.1 M de $Na_2SO_4$ y 10 ppm de iones cloruro y fueron polarizados a diferentes potenciales indicados en la Tabla 3, donde se pueden observar las distintas densidades de corriente alcanzadas a diferentes valores de potencial, así como la masa de aluminio solubilizada luego de 300 s de electrólisis. La masa de aluminio solubilizada es un valor obtenido experimentalmente, en donde la lámina de aluminio se pesó antes y después del proceso de electrocoagulación. Luego esta masa de aluminio empírica se comparó con la masa disuelta que, en teoría, debería haberse obtenido. La masa teórica se calculó a partir de la ecuación de Faraday, que relaciona corriente transferida y masa ($m = \frac{i.t.M}{F}$). De esta manera se obtuvo la eficiencia porcentual del proceso de electro-corrosión del aluminio (eficiencia: $\frac{m_{experimental}}{m_{teórica}}.100\%$). Cabe mencionar que los valores de masa de aluminio disuelta son valores corregidos, tomando en cuenta la composición química obtenida por el análisis elemental mediante espectroscopia de emisión atómica de chispa eléctrica.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 136-178. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

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/)

**Tabla 3**. Valores experimentales de cronoamperometría obtenidos con láminas de aluminio de bebidas. *E* (potencial aplicado sobre el ánodo *vs*. Ag/AgCl); densidad de corriente límite (*j*), expresada en amperios por decímetro cuadrado (A. $dm^{-2}$); *m* (masa disuelta experimental durante el proceso de electro-corrosión). Área geométrica del ánodo: 0.4 $cm^2$.

| ***E*(V) aplicado** | ***m*disuelta (g)** | ***j* (A. $dm^{-2}$)** | **Eficiencia (%)** |
|---|---|---|---|
| 0.1 | 0.0003 | 3.89 | 120.8 |
| 0.5 | 0.0008 | 7.97 | 108.3 |
| 0.7 | 0.0010 | 9.03 | 127.2 |
| 0.8 | 0.0013 | 11.53 | 125.9 |
| 0.9 | 0.0014 | 15.41 | 121.2 |

Los estudios mostraron que incluso a bajas densidades de corriente o a bajos potenciales se puede obtener buena eficiencia de corrosión superior a 100%. Por otro lado, se comprobó que inclusive a bajas concentraciones de cloruros disueltos en agua, el proceso de electro-corrosión de las láminas de aluminio de bebidas se da de forma eficiente. Se hace énfasis en que los valores de potencial registrados en una celda de tres electrodos (reportados en la Tabla 3) son referidos a un electrodo de referencia, lo que implica que estos valores nominales de potencial no serán los mismos cuando se use una celda de dos electrodos; además, es importante mencionar 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/)

un valor elevado de densidad de corriente conlleva a la producción descontrolada de oxígeno e hidrógeno, gases que podrían afectar la estabilidad estructural de los flóculos de aluminio formados. Un descontrol del proceso puede llevar a la pérdida de estabilidad mecánica del ánodo metálico, produciendo partículas metálicas micrométricas de aluminio en disolución. La aparición de partículas de aluminio en las aguas tratadas es un gran riesgo sanitario, que debe tomarse en cuenta, pues el consumo de aluminio está directamente relacionado con enfermedades neurodegenerativas, como el Alzheimer (Rondeau, Commenges, Jacqmin-Gadda, & Dartigues, 2000).

Asimismo, otro parámetro a controlar es el potencial aplicado en la celda electrolítica. Potenciales elevados pueden oxidar los iones cloruro en solución, generando cloro gaseoso, el cual es altamente irritante y tóxico, lo que implica que para llevar a cabo un proceso de electrocoagulación óptimo y seguro es necesario establecer un compromiso entre corriente y potencial aplicado. En el presente manuscrito, la eficiencia de electro-corrosión ha sido elevada en todos los casos (ver Tabla 3), por ello se decidió trabajar a una densidad de corriente baja (2.5 $A.dm^{-2}$), con disoluciones inoculadas con bacterias. Experimentos con bajas densidades de corriente implican potenciales de celda menores y baja producción de gases. De este modo, sólo se puede evaluar el proceso de coagulación-floculación de las bacterias y se evita cualquier factor adicional que pueda llevar a cuestionamientos de la técnica *per se*. Entre los factores adicionales, se podría mencionar eliminación de bacterias por producción de cloro gaseoso, donde el hipoclorito podría formar parte

2020, Instituto Mexicano 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 proceso (Reychler *et al*., 2009); o estrés de las bacterias por el campo eléctrico aplicado en solución, inactivándolas por largos periodos (Luo & Qian, 2005; Stratford *et al*., 2019); ambos factores darían falsos positivos y pueden ser fácilmente descartados en condiciones bajas de corriente y potencial.

## Ensayos experimentales de remoción de *Pseudomona aeruginosa*, *Escherichia coli* y *Staphylococcus aureus*

Estos experimentos se llevaron a cabo en una celda electrolítica de dos electrodos. Los ánodos de aluminio utilizados en esta serie de experimentos se obtuvieron a partir de latas de bebidas. Además, a diferencia de los experimentos en celdas de tres electrodos, estos experimentos se hicieron en ausencia de electrólito soporte (*i.e*., 0.1M $Na_2SO_4$). Con el objetivo de emular la conductividad que presentan las aguas residuales (≈ 2 – 200 mS $cm^{-1}$), se decidió trabajar con una solución 0.017 M de iones cloruro (Hakizimana *et al*., 2016; Morrison, Fatoki, Persson, & Ekberg, 2001).

## Ensayo de remoción de *Pseudomonas aeruginosa* (gramnegativa)



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 136-178. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

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 Figura 4 muestra imágenes de un experimento control para determinar las unidades formadoras de colonias (UFC) de *Pseudomonas aeruginosa*. A la izquierda, una placa Petri con agar nutritivo; a la derecha, una placa Petri de agar inoculada con la cepa bacteriana. Como se observa en la imagen de la derecha, cada punto es una unidad formadora de colonias; la cepa bacteriana está en la fase de crecimiento a las 18 horas de incubación en caldo nutritivo. Se realizó un recuento de bacterias usando una cámara de Neubauer, obteniéndose un valor inicial de $1.8 \times 10^9$ UFC $ml^{-1}$.

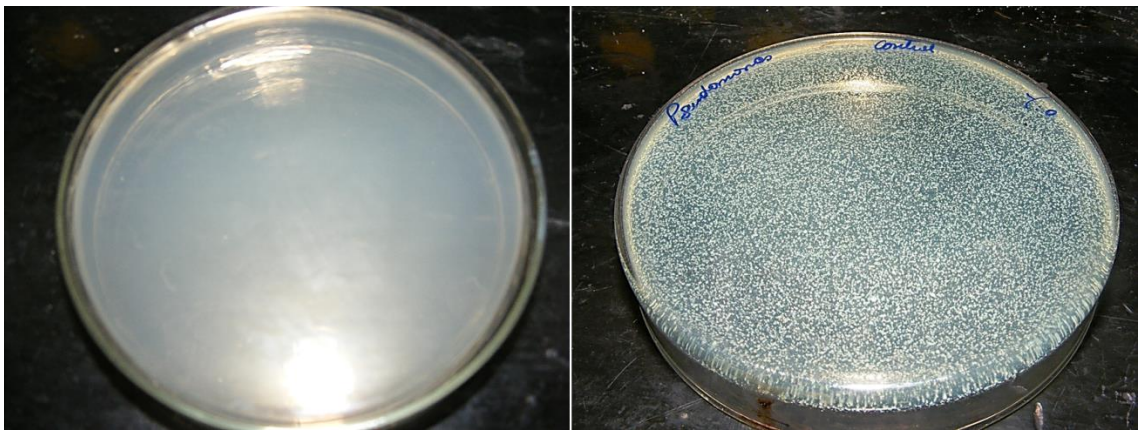


**Figura 4**. Izquierda: placa Petri con agar nutritivo (blanco); derecha: placa Petri inoculada de *Pseudomonas aeruginosa*, $1.8 \times 10^9$ UFC $ml^{-1}$.

Una vez establecida la UFC $mL^{-1}$ inicial se procedió a inocular volúmenes de 1, 3 y 5 ml en 150 ml de solución 0.017 M NaCl. La celda electrolítica utilizada en las experiencias de electrocoagulación

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

está representada en la Figura 5 (izquierda). Como se puede observar, las soluciones iniciales presentaron elevada turbiedad debido a la alta concentración de la cepa bacteriana. Cabe mencionar que las UFC $mL^{-1}$ iniciales están por arriba cinco órdenes de magnitud del nivel permitido en aguas de refrigeración industrial (Iervolino, Mancini, & Cristino, 2017) y por arriba de siete ordenes de magnitud del nivel permitido en aguas de riego para pastos (Cho, Luong, Lee, Oh, & Lee, 2011).

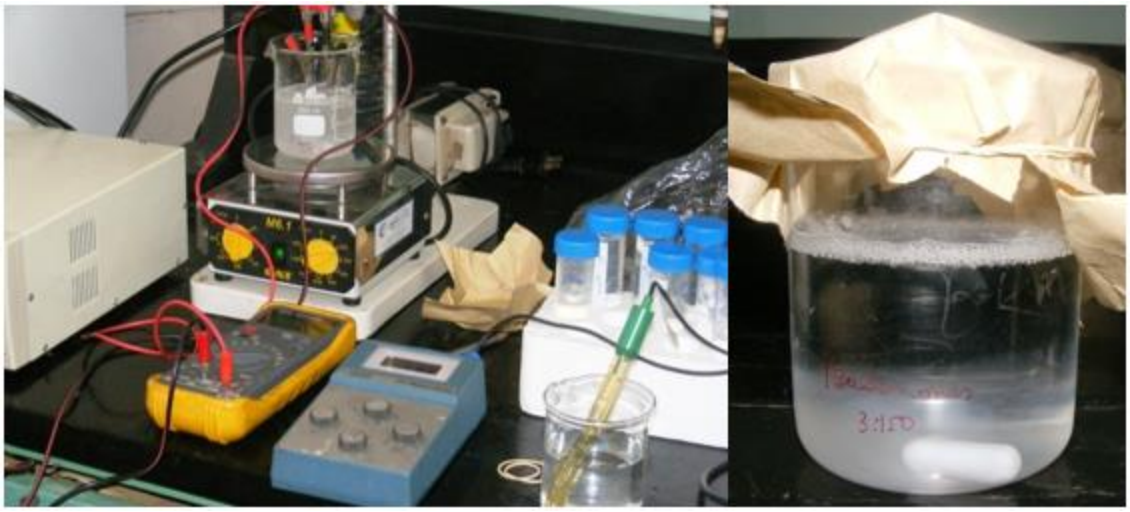


**Figura 5**. Izquierda: sistema electroquímico utilizado para la electrocoagulación de soluciones inoculadas con bacterias; derecha: solución electrocoagulada luego de un reposo de 24 horas.

Cabe señalar que las muestras de estudio son altamente concentradas en comparación con los estudios reportados en la literatura, donde se suelen estudiar soluciones problema con concentraciones de $4.10^{-4}$ UFC $mL^{-1}$ (Hakizimana *et al*., 2016).

2020, Instituto Mexicano 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 electrocoagulación se llevó a cabo galvanostáticamente, aplicando 200 mA (equivalente a 2.5 $A.dm^{-2}$, área del electrodo 4 $cm^2$) por 12 minutos. Esto equivale a alrededor de 1 mg de aluminio disuelto de manera electroquímica. La muestra electrocoagulada presentó tres fases definidas (Figura 5, derecha), en comparación con la solución turbia de referencia mostrada en la Figura 5 (izquierda). Luego del proceso de electrocoagulación, se puede visualizar con claridad un sobrenadante con burbujas. En este caso, las burbujas se atribuyen al hidrógeno molecular producido en el cátodo de acero durante la electrólisis. La interface traslúcida es agua libre de bacterias, y la fase turbia es atribuida a los flóculos de bacteria e hidróxido de aluminio precipitados. Esta muestra electrocoagulada se dejó en reposo durante 24 horas. Si bien dejar durante 24 horas en reposo una solución tratada no es viable en el ámbito industrial, el objetivo de esta etapa de reposo fue demostrar que las bacterias no son capaces de escapar y volver a la solución una vez atrapadas dentro del hidróxido de aluminio.

Las características iniciales y finales de tipo físico-químico y biológico del agua tratada se reportan en la Tabla 4. Los valores iniciales y finales de pH demuestran el efecto Buffer del proceso con una autorregulación del pH (Bazrafshan & Mahvi, 2012). El pH del agua se mantuvo dentro de los niveles permitidos para su reutilización. La conductividad (σ) fue invariable, un resultado que indicaría la ausencia de nuevas especies iónicas en disolución; *i.e.*, la mayoría de especies catiónicas precipitan y pueden ser removidas.

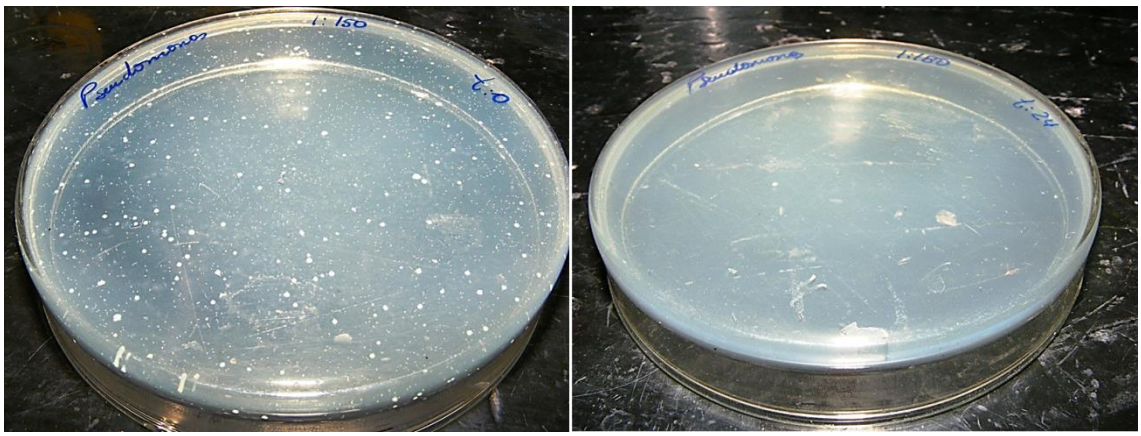
**Tabla 4**. Resultado de la remoción de *Pseudomonas aeruginosa*.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| Vol. inoculado (ml) | UFC $ml^{-1}$ inicial | $pH_0$ | $pH_f$ | $\sigma_{inicial}$ (mS) | $\sigma_{final}$ (mS) | J (A $dm^{-2}$) | UFC $ml^{-1}$ final |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | $1.2 \times 10^7$ | 5.12 | 7.95 | 2.20 | 2.20 | 2.5 | ____ |
| 3 | $3.6 \times 10^7$ | 5.18 | 7.38 | 1.95 | 1.95 | | ____ |
| 5 | $6.0 \times 10^7$ | 5.22 | 7.76 | 2.05 | 2.05 | | 9 |

Tras el reposo de 24 horas se hizo un filtrado simple y se tomó una alícuota de 1 ml directamente de la muestra. En seguida, se procedió al sembrado en agar nutritivo. La Figura 6 (izquierda) muestra una placa control del estado inicial de la muestra no electrocoagulada ($1.2 \times 10^7$UFC $ml^{-1}$). Claramente se puede observar una variedad de puntos blancos, unos de mayor diámetro que otros, que son indicadores de colonias de *Pseudomonas aeruginosa*. Esta placa control indica la gran actividad de las bacterias cuando están en contacto del agar nutritivo.



2020, Instituto Mexicano 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**. Electrocoagulación (12 min) de 1.2 x $10^7$ UFC $ml^{-1}$ de *Pseudomonas aeruginosa* en 150 ml de solución de cloruro de sodio 0.017M; izquierda, muestra inicial no electrocoagulada (tiempo cero); derecha, cultivo de 1 ml de muestra electrocoagulada con 24 horas de reposo. Resultado: no se observaron colonias de *Pseudomonas aeruginosa.*

A la derecha se observa una placa Petri inoculada con solución tratada por electrocoagulación. La muestra electrocoagulada no presentó la formación de ninguna colonia de *pseudomonas* (ausencia de puntos blancos). Esto indicó que el proceso de electrocoagulación puede remover de manera efectiva muestras contaminadas con bacteria del tipo *Pseudomonas aeruginosa.* Sin embargo, la muestra con 6.0 x $10^7$ UFC $ml^{-1}$ mostró cierta actividad bacteriana tras ser electrocoagulada (9 UFC $ml^{-1}$). No obstante, este último caso debe ser considerado extremo debido a la proliferación bacteriana que está fuera del rango de casos reales en aguas contaminadas.

La *Pseudomonas aeruginosa* es una bacteria gramnegativa. Es decir, presenta una pared celular compuesta de lipolisacáridos, proteínas y fosfolípidos, siendo estos últimos los responsables de proporcionar una carga negativa neta a la pared celular (Beveridge, 1999; Jiang *et al*., 2004; Nikaido & Nakae, 1980; Usacheva, Teichert & Biel, 2001). Esta es de aluminio formados durante el proceso de electrocoagulación. Estas cargas superficiales son la razón por la cual el método de electrocoagulación fue tan efectivo (Oñate-Garzón & Patiño, 2017). No obstante, el efecto de la corriente constante sobre la membrana celular no debe descartarse. Se ha reportado que 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/)

densidades de corriente superiores a 5 $A.dm^{-2}$, las membranas celulares incrementan su hidrofobicidad, causando un alisado celular y, en algunos casos, ruptura de la membrana celular (Luo, Wang, Zhang, & Qian, 2005). Además, a densidades de corriente menores se demostró que las *Pseudomonas aeruginosa* forman *biofilms* sobre superficies sólidas (Luo *et al*., 2005). Este último caso podría ser parte del mecanismo de remoción aquí reportado.

## Ensayo de remoción de *Escherichia coli* (gramnegativa)

Siguiendo el mismo protocolo descrito en el ensayo de remoción de la parte a), se llevaron a cabo estudios de electrocoagulación sobre muestras inoculadas con *Escherichia coli*. La Tabla 5 muestra las condiciones iniciales de las muestras. De nueva cuenta cabe resaltar que las UFC $ml^{-1}$ iniciales exceden por varios órdenes de magnitud los valores estudiados en la literatura para el caso de la *E. coli*, que están alrededor de $10^3$ a $10^4$ UFC $ml^{-1}$ (Boudjema *et al*., 2014; Delaire *et al*., 2015). Similar al caso anterior, el valor de pH y la conductividad inicial variaron dentro de los parámetros permitidos.

**Tabla 5**. Resultado de la remoción de *Escherichia coli*.

| Vol. inoculado | UFC $mL^{-1}$ inicial | $pH_0$ | $pH_f$ | $\sigma_{inicial}$ (mS) | $\sigma_{final}$ (mS) | J ($A.dm^{-2}$) | UFC $ml^{-1}$ final |
|---|---|---|---|---|---|---|---|

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| (ml) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | $1.2 \times 10^7$ | 5.63 | 6.46 | 2.00 | 1.95 | 2.5 | ____ |
| 3 | $3.6 \times 10^7$ | 5.90 | 6.52 | 1.90 | 1.90 | | |
| 5 | $6.0 \times 10^7$ | 5.90 | 6.48 | 2.00 | 2.00 | | |

En este caso, el proceso de electrocoagulación removió al 100% la *E. coli* para todos los volúmenes inoculados (1, 3 y 5 ml). Efectividad que no se alcanza en procesos de electrocoagulación donde se emplean ánodos de hierro, en los cuales sólo se atenúa el contenido bacteriano en solución (Delaire *et al*., 2015).

La *E. coli*, al igual que la *Pseudomonas aeruginosa* es una bacteria gramnegativa, por ello el mecanismo de floculación y precipitación-remoción debería ser similar.

## Ensayo de remoción de *Staphylococcus aureus* (grampositiva)

De forma similar a los ensayos a) y b), se siguió el mismo protocolo establecido. De nuevo el proceso de electrocoagulación fue eficiente para todas las muestras inoculadas (ver Tabla 6); pero para la muestra tratada de mayor contenido de cepa bacteriana se detectaron 70 UFC $ml^{-1}$. Estos resultados apuntan a que la naturaleza de la pared bacteriana podría estar jugando un rol durante el proceso

2020, Instituto Mexicano 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 coagulación-floculación (diferentes tipos de interacción o afinidad), por lo que para una completa remoción de 100% quizá se necesiten mayores tiempos de electrocoagulación.

**Tabla 6**. Resultado de la remoción de *Staphylococcus aureus*.

| Vol. inoculado (ml) | UFC $ml^{-1}$ Inicial | $pH_0$ | $pH_f$ | $\sigma_{inicial}$ (mS) | $\sigma_{final}$ (mS) | J ($A.dm^{-2}$) | UFC $ml^{-1}$ final |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | $1.2 \times 10^7$ | 4.53 | 6.02 | 2.21 | 2.21 | 2.5 | ___ |
| 3 | $3.0 \times 10^7$ | 4.50 | 6.20 | 2.21 | 2.20 | | ___ |
| 5 | $5.0 \times 10^7$ | 4.51 | 6.12 | 2.20 | 2.20 | | 70 |

En el caso de la bacteria grampositiva, presenta en su pared celular polisacáridos ácidos denominados ácidos teicoicos (polímeros con unidades glicerolfosfato o de ribitolfosfato), siendo estos componentes los responsables de la carga negativa neta de la superficie (Jiang *et al*., 2004; Lee *et al*., 2009; Navarre & Schneewind, 1999; Salton & Freer, 1965). La membrana celular de esta bacteria podría considerarse más hidrofóbica debido a la presencia del ácido lipoteicoico, lo que conlleva a menos interacción con los hidrogeles de aluminio (Gutiérrez-Venegas & Cardoso-Jiménez, 2006). Se ha reportado que la eliminación de *Staphylococcus aureus* es más efectiva con especies neutras que con especies de carga superficial catiónica (Oñate-Garzón & Patiño, 2017), lo que explicaría el remanente bacteriano en solución.

La Tabla 7 muestra todos los resultados obtenidos en el presente manuscrito, en donde se ha de resaltar la eficiencia del

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

proceso de electrocoagulación para la remoción de tres tipos de bacterias perjudiciales para el ser humano.

**Tabla 7**. Eficiencia de remoción de los microorganismos patógenos.

| Tipo de Bacteria | ID | UFC $ml^{-1}$ inicial | UFC $ml^{-1}$ final | % remoción |
|---|---|---|---|---|
| **Bacteria Gram (-)** | *Pseudomonas aeruginosa* | $1.2 \times 10^7$ | 0 | 100 |
| | | $3.6 \times 10^7$ | 0 | 100 |
| | | $6.0 \times 10^7$ | 9 | 99.99 |
| | *Escherichia coli* | $1.2 \times 10^7$ | 0 | 100 |
| | | $3.6 \times 10^7$ | 0 | 100 |
| | | $6.0 \times 10^7$ | 0 | 100 |
| **Bacteria Gram (+)** | *Staphylococcus. aureus* | $1.0 \times 10^7$ | 0 | 100 |
| | | $3.0 \times 10^7$ | 0 | 100 |
| | | $5.0 \times 10^7$ | 70 | 99.86 |

Por último, el cultivo de los sedimentos filtrados, luego de la electrocoagulación, reveló la existencia de microorganismos vivos en estos sólidos. Por ende, la gestión y eliminación del filtrado demandaría el contrato de personal cualificado debido a la peligrosidad del material.

2020, Instituto Mexicano 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

- La caracterización electroquímica de los electrodos de aluminio comercial y aluminio puro ha demostrado que ambos materiales presentan distintas respuestas anódicas en el rango de potencial empleado. Dichas repuestas están asociadas con la diferente composición química de cada material; las impurezas metálicas presentes en el aluminio extraído de latas de bebidas actúan como un despolarizante estructural, favoreciendo su corrosión, permitiendo la mayor disponibilidad de iones aluminio en la solución (eficiencias de corrosión arriba de 100%).

- Partiendo del hecho de que el tamaño que presentan las bacterias (≥ 0.5 µm) es superior al tamaño de las partículas coloidales, pueden considerarse como partículas en suspensión. Dichas bacterias son removidas básicamente bajo el mecanismo de atracción electrostática entre especies oligoméricas de aluminio y las paredes celulares negativas de las bacterias; tal interacción conlleva a una formación de flóculos posterior, los cuales posibilitan su sedimentación, facilitando su remoción.

- Las soluciones electrocoaguladas revelaron un valor de UFC $ml^{-1}$ igual a cero para la mayoría de los casos, resaltando la efectividad del proceso de electrocoagulación con ánodos de aluminio reciclado.

- La diferencia en la eficiencia de remoción de acuerdo con el tipo de bacteria puede estar relacionado con la diferencia del valor de



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 136-178. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-05

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/)

carga negativa de la membrana celular y la hidrofobicidad de la misma.

- Para lograr alcanzar una remoción completa, se recomienda un estudio específico para cada tipo de bacteria grampositiva o gramnegativa. Para cada caso se podría mejorar la eficiencia de remoción aumentando el tiempo de electrólisis, el potencial o la densidad de corriente.

## Agradecimientos

Al CONCYTEC y al Instituto de Investigación de la Facultad de Ciencias de la UNI, por el apoyo para la realización del trabajo.

## Referencias

Bazrafshan, E., Ownagh, K. A., & Mahvi, A. H. (2012). Application of electrocoagulation process using iron and aluminum electrodes for fluoride removal from aqueous environment. *E-Journal of Chemistry*, 9(4), 2297-2308.

Beveridge, T. J. (1999). Sructure of Gram-negative cell walls and their derived mebrane vesicles. *Journal of Bacteriology*, 181(16), 4725-4733.

Boudjema, N., Drouiche, N., Abdi, N., Grib, H., Lounici, H., Pauss, A., & Mameri, N. (2014). Treatment of Oued El Harrach River water by electrocoagulation noting the effect of the electric field on microorganisms. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 45(4), 1564-1570.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Cho, S., Luong, T. T., Lee, D., Oh, Y. K., & Lee, T. (2011). Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102(18), 8639-8645.

Clark, B., St. Clair, J., & Edwards, M., (2015) Copper deposition corrosion elevates lead release to potable water. *Journal American Water Works Association*, 107(11), E627-E637.

Delaire, C., Van Genuchten, C. M., Nelson, K. L., Amrose, S. E., & Gadgil, A. J. (2015). *Escherichia coli* attenuation by Fe electrocoagulation in synthetic bengal groundwater: Effect of pH and natural organic matter. *Environmental Science and Technology*, 49(16), 9945-9953.

Demirbas, E., & Kobya, M. (2017). Operating cost and treatment of metalworking fluid wastewater by chemical coagulation and electrocoagulation processes. *Process Safety and Environmental Protection*, 105, 79-90.

Doche, M. L., Rameau, J. J., Durand, R., & Novel-Cattin, F. (1999). Electrochemical behaviour of aluminium in concentrated NaOH solutions. *Corrosion Science*, 41(4), 805-826.

Edeleanu, C., & Evans, U. R. (1951). The causes of the localized character of corrosion on aluminium. *Transactions of the Faraday Society*, 47, 1121-1135.

Elabbas, S., Ouazzani, N., Mandi, L., Berrekhis, F., Perdicakis, M., Pontvianne, S., Pons, M. N., Lapicque, F., Leclerc, J. P. (2016). Treatment of highly concentrated tannery wastewater using electrocoagulation: Influence of the quality of aluminium used

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

for the electrode. *Journal of Hazardous Materials*, 319, 69-77.

Fekete, É., Lengyel, B., Cserfalvi, T., & Pajkossy, T. (2016). Electrochemical dissolution of aluminium in electrocoagulation experiments. *Journal of Solid State Electrochemistry*, 20(11), 3107-3114.

Gudic, S., Radosevic, J., & Kliskic, M. (1996). Impedance and transient study of aluminium barrier-type oxide films. *Journal of Applied Electrochemistry*, 26(10), 1027-1035.

Gutiérrez-Venegas, G., & Cardoso-Jiménez, P. (2006). Ácido lipoteicoico: receptores y mecanismo de transducción. *Revista de Educación Bioquímica*, 25(2), 41-49.

Hakizimana, J. N., Gourich, B., Vial, Ch., Drogui, P., Oumani, A., Naja, J., & Hilali, L.(2016). Assessment of hardness, microorganism and organic matter removal from seawater by electrocoagulation as a pretreatment of desalination by reverse osmosis. *Desalination*, 393, 90-101.

Heidmann, I., & Calmano, W., (2008). Removal of Zn(II), Cu(II), Ni(II), Ag(I) and Cr(VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 152(3), 934-941.

Holt, P. K., Barton, G. W., & Mitchell, C. A. (2005). The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*, 59(3), 355-367.

Iervolino, M., Mancini, B., & Cristino, S. (2017). Industrial cooling tower disinfection treatment to prevent *Legionella* spp. *International Journal of Environmental Research and Public*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

*Health*, 14(10), 1-14.

Jiang, W., Saxena, A., Song, B., Ward, B. B, Beveridge, T. J., & Myneni, S. C. B. (2004). Elucidation of functional groups on gram-positive and gram-negative bacterial surfaces using infrared spectroscopy. *Langmuir : The ACS Journal of Surfaces and Colloids*, 20(26), 11433-11442.

Jiménez, C., Sáez, C., Cañizares, P., & Rodrigo, M. A. (2016). Optimization of a combined electrocoagulation-electroflotation reactor. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(10), 9700-9711.

Kabdaşli, I., Arslan-Alaton, I., Ölmez-Hancı, T., & Tünay, O. (2012). Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: A critical review. *Environmental Technology Reviews*, 1(1), 2-45.

Lee, E. Y., Choi, D. Y., Kim, D. K., Kim, J. W., Park, J. O., Kim, S., Kim, S. H., Desiderio, D. M., Kim, Y. K., Kim, K. P., & Gho, Y. S. (2009). Gram-positive bacteria produce membrane vesicles: Proteomics-based characterization of *Staphylococcus aureus*-derived membrane vesicles. *Proteomics*, 9(24), 5425-5436.

Llanos, J., Cotillas, S., Cañizares, P., & Rodrigo, M. A. (2017). Electrocoagulation as a key technique in the integrated urban water cycle. A case study in the centre of Spain. *Urban Water Journal*, 14(6), 650-654.

Luo, Q., Wang, H., Zhang, X., & Qian, Y. (2005). Effect of direct electric current on the cell surface properties of phenol-degrading bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(1), 423-427.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Mance, A., Cerović, D., & Mihajlović, A. (1984). The effect of small additions of indium and thallium on the corrosion behaviour of aluminium in sea water. *Journal of Applied Electrochemistry*, 14(4), 459-466.

Marlière, C., & Dhahri, S., (2015). An *in vivo* study of electrical charge distribution on the bacterial cell wall by atomic force microscopy in vibrating force mode. *Nanoscale*, 7(19), 8843-8857.

Martínez-Huitle, C. A., Brillas, E. (2009). Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 87(3-4), 105-145.

Morrison, G., Fatoki, O. S., Persson, L., & Ekberg, A. (2001). Assessment of the impact of point source pollution from the Keiskammahoek Sewage Treatment Plant on the Keiskamma River-pH, electrical conductivity, oxygen-demanding substance (COD) and nutrients. *Water SA*, 27(4), 475-480.

Navarre, W. W., & Schneewind, O. (1999). Surface proteins of gram-positive bacteria and mechanisms of their targeting to the cell wall envelope. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 63(1), 174-229.

Ndjomgoue-Yossa, A. C., Nanseu-Njiki, C. P., Kengne, I. M., & Ngameni, E. (2015). Effect of electrode material and supporting electrolyte on the treatment of water containing *Escherichia coli* by electrocoagulation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(6), 2103-2110.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Nidheesh, P. V., & Singh, T. S. (2017). Ananth. Arsenic removal by electrocoagulation process: Recent trends and removal mechanism. *Chemosphere*, 181, 418-432.

Nikaido, H., & Nakae, T. (1980). The outer membrane of Gram-negative bacteria. *Advances in Microbial Physiology*, 20(C), 163-250.

Oñate-Garzón, J. F., Manrique-Moreno, M., Patiño, G. E. (2017) Antimicrobial activity of cationic peptides designed from neutral peptide. *Acta Biológica Colombiana*, 22(2), 157-164.

Ramcharan, T., & Bissessur, A. (2017). Treatment of laundry wastewater by biological and electrocoagulation methods. *Water Science and Technology*, 75(1), 84-93.

Rangel, C. M., & Travassos, M. A. (1992). The passivation of aluminium in lithium carbonate/bicarbonate solutions. *Corrosion Science*, 33(3), 327-343.

Reychler, G., Leonard, A., Van Ossel, C., Godding, V., Gigi, J., Simon, A., & Lebecque, P. (2009). Impact of hypochlorite-based disinfection on bacterial contamination of cystic fibrosis patients' home-nebulisers. *Journal of Hospital Infection*, 72(4), 351-357.

Ricordel, C., Miramon, C., Hadjiev, D., & Darchen, A. (2014). Investigations of the mechanism and efficiency of bacteria abatement during electrocoagulation using aluminum electrode. *Desalination and Water Treatment*, 52, 5380-5389

Rondeau, V., Commenges, D., Jacqmin-Gadda, H., & Dartigues, J. F. (2000). Relation between aluminum concentrations in drinking

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

water and Alzheimer's disease: An 8-year follow-up study. *American Journal of Epidemiology*, 152(1), 59-66.

Salton, M. R. J., & Freer, J. H. (1965). Composition of the membranes isolated from several Gram-positive bacteria. *Biochimica et Biophysica Acta*, 107, 531-538.

Sayiner, G., Kandemirli, F., Dimoglo, A. (2008). Evaluation of boron removal by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Desalination*, 230(1-3), 205-212.

Stratford, J. P., Edwards, C., Ghanshyam, M. J., Malyshev, D., Delise, M., Hayashi, Y., & Asally, M. (2019). Electrically induced bacterial membrane-potential dynamics correspond to cellular proliferation capacity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(19), 9552-9557.

Tomcsányi, L., Varga, K., Bartik, I., Horányi, H., & Maleczki, E. (1989). Electrochemical study of the pitting corrosion of aluminium and its alloys-II. Study of the interaction of chloride ions with a passive film on aluminium and initiation of pitting corrosion. *Electrochimica Acta*, 34(6), 855-859.

Trueman, B. F., Sweet, G. A., Harding, M. D., Estabrook, H., Bishop, D. P., & Gagnon, A. (2017). Galvanic corrosion of lead by iron (oxyhydr) oxides: Potential impacts on drinking water quality. *Environmental Science and Technology*, 51(12), 6812-6820.

Usacheva, M. N., Teichert, M. C., & Biel, M. A.(2001). Comparison of the methylene blue and toluidine blue photobactericidal efficacy against Gram-positive and Gram-negative microorganisms. *Lasers in Surgery and Medicine,* 173, 165-173.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Wei, V., Elektorowicz, M., & Oleszkiewicz, J. A. (2011). Influence of electric current on bacterial viability in wastewater treatment. *Water Research*, 45(16), 5058-5062.

WHO, World Health Organization. (2006). 4. Excreta and greywater use in agriculture. In: *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and grey water*. Paris, France: WHO Press.

Zaied, M., & Bellakhal, N. (2009). Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 995-1000.

Zhao, H., Liu, H., Qu, J. (2009). Effect of pH on the aluminum salts hydrolysis during coagulation process: Formation and decomposition of polymeric aluminum species. *Journal of Colloid and Interface Science*, 330, 105-112.

Zidane, F., Drogui, P., Lekhlif, B., Bensaid, J., Blais, J. F., Belcadi, S., & Kacemi, K. (2008). Decolourization of dye-containing effluent using mineral coagulants produced by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 155, 153-163.

2020, Instituto Mexicano 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-2020-04-06

Artículos

# Predicción de lluvias máximas para la república mexicana mediante modelos probabilísticos no estacionarios

# Prediction of maximum rainfall in Mexico through non-stationary probabilistic models

Gabriela Álvarez-Olguín[1], https://orcid.org/0000-0002-7144-2426

Saúl Martínez-Ramírez[2], https://orcid.org/0000-0003-1014-2427

Brenda I. G. Licona-Morán[3], https://orcid.org/0000-0003-1309-8871

[1]Universidad Tecnológica de la Mixteca, Huajuapan de León, Oaxaca, México, galvarez@mixteco.utm.mx

[2]Universidad Tecnológica de la Mixteca, Huajuapan de León, Oaxaca, México, saulmr@mixteco.utm.mx

[3]Universidad Tecnológica de la Mixteca, Huajuapan de León, Oaxaca, México, brenda@mixteco.utm.mx

Autora para correspondencia: Gabriela Álvarez Olguín, galvarez@mixteco.utm.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**

La predicción de eventos de lluvia máxima es la base del diseño de estructuras hidráulicas para la mitigación de inundaciones. Esta predicción se hace tradicionalmente a partir de métodos de análisis de frecuencias, que consisten en estudiar eventos pasados para estimar las probabilidades de ocurrencias futuras. Sin embargo, debido a que la variabilidad climática provoca cambios en la media y la varianza de las series de tiempo de lluvia, los eventos de diseño no son confiables si se estiman a partir de técnicas válidas para condiciones estacionarias. Para México, existe evidencia de que los patrones de lluvia se están modificando; en consecuencia, para que las predicciones sean confiables, se requieren aplicar métodos que contemplen cambios en las características estadísticas de los datos a través del tiempo. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue estimar eventos de lluvia máxima en 24 horas, a través de modelos probabilísticos no estacionarios. Se analizaron 769 series a las que se aplicaron las pruebas de Pettitt, Mann-Kendall y Descomposición de Modos Empíricos por Conjuntos, para verificar su estacionaridad. Se propusieron diferentes modelos probabilísticos, en los que parámetros de las funciones de distribución lognormal, gamma, gumbel, weibull y general de valores extremos tienen como covariables al tiempo y al índice de oscilación decadal del Pacífico. Los resultados indican que para las series no estacionarias los modelos propuestos representan mejor la variabilidad de los datos que los modelos estacionarios convencionales.

2020, Instituto Mexicano 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**: análisis de frecuencias, eventos hidrometeorológicos extremos, oscilación decadal del Pacífico, puntos de cambio, tendencias y variabilidad climática.

## Abstract

The prediction of maximum rainfall is the basis of the design of hydraulic structures for flood mitigation. This prediction is traditionally made from frequency analysis methods that consist of studying past events in order to define the probabilities of future occurrences. However, because climatic variability causes changes in the mean and variance of rainfall time series, design events are unreliable if they are estimated from techniques valid for stationary conditions. For Mexico, there is evidence that rainfall patterns are changing, consequently for predictions to be reliable, it is necessary to apply methods that contemplate changes in the statistical characteristics of the data over time. Therefore, the aim of this study was to estimate annual maximum 24-hour rainfall events associated with different return periods, through non-stationary probabilistic models. We analyzed 769 series to which were applied the Pettitt, Mann-Kendall and Ensemble Empirical Mode Decomposition tests to verify the seasonality. Different probabilistic models were proposed, in which parameters of the Lognormal, Gamma, Gumbel, Weibull and Generalized Extreme Value distribution have as covariates to time and Pacific Decadal Oscillation index. The results indicated that for the non-stationary series the proposed models represent the variability of the data better than conventional stationary models.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

**Keywords**: Frequency analysis, extreme hydro-meteorological events, Pacific Decadal Oscillation, change point and trend and climatic variability.

Recibido: 03/05/2019

Aceptado: 22/10/2019

# Introducción

Los patrones de las variables hidrometeorológicas están cambiando (Gleick, 1989; Voss, May, & Roeckner, 2002; Held & Söden, 2006) y se espera que en el futuro los desastres provocados por eventos hidrometeorológicos sean más frecuentes e intensos debido al calentamiento global (IPCC, 2007). Una forma de reducir el riesgo de tales desastres es por medio de una planeación basada en la probabilidad de los eventos extremos. Por ejemplo, para reducir el riesgo de inundaciones se deben construir estructuras hidráulicas para drenaje y control de escurrimientos, diseñadas a partir de eventos de lluvia asociados con un periodo de retorno determinado.

La metodología clásica para predecir eventos de diseño de variables hidrometeorológicas se basa en la teoría de valores extremos de series

2020, Instituto Mexicano 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 tiempo estacionarias (Khaliq, Ouarda, Ondo, Gachon, & Bobée, 2006; Villarini & Smith, 2010). Bajo condiciones de estacionaridad, la distribución de la variable de interés es invariante en el tiempo, sin tendencias, cambios ni periodicidades (Villarini & Smith, 2010). No obstante, la estacionaridad de las series de tiempo ha dejado de existir debido al cambio en el clima del planeta, que está alterando la media y los extremos de la precipitación, evapotranspiración y gastos de los ríos (Milly *et al*., 2008). La no estacionaridad de las series hidrometeorológicas debida al cambio climático por lo usual se manifiesta como una tendencia o un salto repentino en las características estadísticas de los datos (Khaliq *et al*., 2006). La presencia de una tendencia tiene un efecto considerable en el ajuste de una distribución de probabilidad convencional a una muestra de observaciones no estacionarias; por lo tanto, la comprensión y el diagnóstico de un comportamiento no estacionario es muy importante (Khaliq *et al*., 2006).

En México existe evidencia del incremento en la frecuencia e intensidad de los eventos extremos (Jáuregui, 2000; Peralta-Hernández, Balling, & Barba-Martínez, 2009), por lo que las técnicas tradicionales de predicción son incapaces de estimar con precisión su magnitud. Si la predicción de eventos extremos de diseño no es adecuada, las obras hidráulicas tienen mayor riesgo de falla, y sus efectos pudieran ser socialmente inaceptables aguas abajo. Por el contrario, una sobreestimación de los eventos incrementaría la seguridad de la estructura, pero con elevados costos económicos (Escalante-Sandoval & Reyes-Chávez, 2010). Ante esta situación, se requieren emplear técnicas que consideren la falta de estacionaridad de las series. Sin embargo, 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/)

México, son pocas las investigaciones (Campos-Aranda, 2016; Álvarez-Olguín & Escalante-Sandoval, 2016; Álvarez-Olguín & Escalante-Sandoval, 2017) que incluyen la falta de estacionaridad de las series en los análisis de predicciones hidrometeorológicas. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue estimar para la república mexicana eventos de lluvia máxima en 24 horas, asociados con periodos de retorno de 2, 5, 10, 50 y 100 años, mediante modelos probabilísticos no estacionarios. Los resultados muestran la influencia de la variabilidad climática en la predicción de la lluvia máxima, lo cual es útil para obtener mejores estimaciones que podrían contribuir a disminuir el riesgo de falla de las obras hidráulicas.

# Datos y métodos

Los datos utilizados corresponden a la lluvia diaria medida en las estaciones climatológicas convencionales del Servicio Meteorológico Nacional de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Esta información se extrajo de la base de datos *Clicom* (*Climate Computing Project*) y sólo se consideraron estaciones con al menos 64 años de registros en el periodo de 1950 a 2013, y por lo menos 90% de información disponible. La localización de estas estaciones se muestra en la Figura 1. Para deducir

2020, Instituto Mexicano 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 faltantes se aplicó el método de interpolación de la distancia inversa ponderada (Shepard, 1968), considerando dos estaciones de apoyo y un exponente de distancia igual a dos. Se verificó si existe mejora en la estimación de la media y la varianza de las muestras extendidas, mediante el criterio de información relativa (I), definido con la Ecuación (1), descrita por Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez (2002).

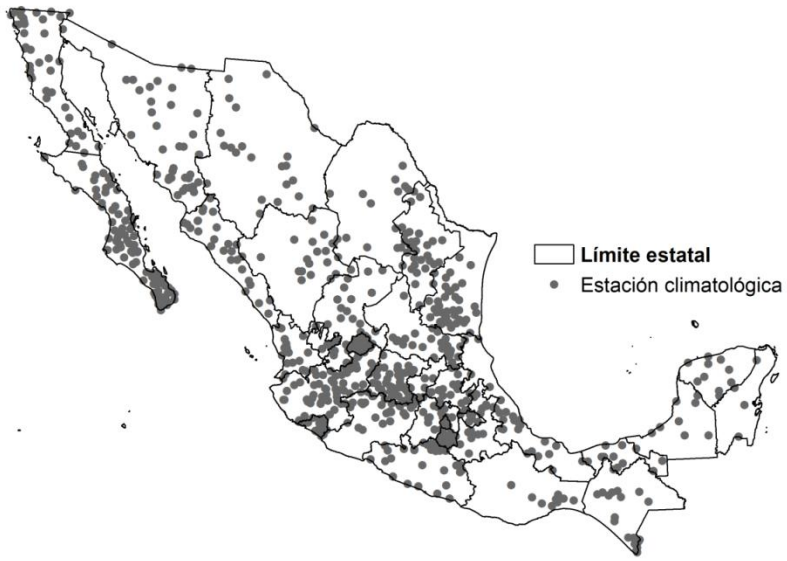



**Figura 1**. Localización de las 769 estaciones usadas en el estudio.

$$I = \frac{Var(S_{y_1}^2)}{Var(S_y^2)} \qquad (1)$$



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

Donde $Var(S_{y_1}^2)$ es la varianza de la varianza de la serie original y $Var(S_y^2)$ es la varianza de la varianza de la serie extendida.

Si $I > 1$, entonces la varianza de la varianza de la serie extendida no excede a la original; en consecuencia, la extensión de los registros es adecuada. De esta forma, se obtuvieron datos confiables de lluvia diaria de 769 estaciones, con los que se lograron las series anuales de lluvia máxima en 24 horas, para el periodo comprendido entre 1950 y 2013.

El siguiente paso fue verificar la estacionaridad de las series anuales de lluvia máxima en 24 horas. Para comparar de modo espacial los cambios ocurridos en las series de lluvia, se tomó como base la regionalización de la lluvia obtenida por Álvarez-Olguín y Escalante-Sandoval (2017). La homogeneidad de las series se verificó mediante la ausencia de cambios abruptos en la media, a través de la prueba de Pettitt (Pettitt, 1979). La presencia de tendencias en las series se evaluó con la prueba de Mann-Kendall (Kendall, 1975), aplicada a las series anuales de lluvia máxima en 24 horas. Las tendencias también se evaluaron mediante la gráfica de los residuales de las series obtenidas por el método de descomposición de modos empíricos por conjuntos (EEMD, *Ensemble Empirical Mode Decomposition*), desarrollado recientemente (Huang *et al*., 1998; Wu & Huang, 2009) para descomponer señales en funciones de modos intrínsecos (*Intrinsic Mode Function*). En este método, el cociente de la desviación estándar de la señal de ruido blanco gaussiano adicionada a los datos fue de 0.2.

Es común que la no estacionaridad de una serie hidrometeorológica se deba a la presencia de una tendencia y/o un salto repentino en 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/)

características estadísticas de los datos (Yevjevich & Jeng, 1969; Khaliq *et al*., 2006). La presencia de una tendencia tiene un efecto considerable en la interpretación de los resultados cuando se ajusta una distribución de probabilidad convencional a una muestra de observaciones no estacionarias (Khaliq *et al*., 2006). No se ha desarrollado una teoría general para el análisis de frecuencia de procesos no estacionarios, pero una práctica aceptada consiste en modificar las distribuciones de probabilidad estándar para obtener versiones no estacionarias de las mismas (Coles, 2001). Una distribución no estacionaria combina parámetros de la distribución estacionaria con algunas covariables, como el tiempo o índices de circulación atmosférica a gran escala (ENOS, DOP, OMA y NAO), para generar un nuevo tipo de parámetro para la estimación. Por ejemplo, de la distribución general de valores extremos (GVE), con parámetros $\upsilon$, $\alpha$ y β (ubicación, escala y forma, respectivamente), se puede obtener un modelo para estimar una variable $x_t$ en función del tiempo, como se indica en la Ecuación (2).

$$x_t \sim GEV\big(\upsilon(t), \alpha(t), \beta(t)\big) \tag{2}$$

Donde cada parámetro $\upsilon(t)$, $\alpha\,(t)$ y $\beta\,(t)$ tiene una expresión en términos del tiempo. El parámetro $\upsilon(t)$ se puede expresar como se muestra en la Ecuación (3).

$$\upsilon(t) = \upsilon_0 + \upsilon_1 t \tag{3}$$



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

Donde *t* es un índice que depende del tiempo. Así, las variaciones a través del tiempo en los procesos observados se modelan como una tendencia lineal.

En esta investigación, el análisis de las series se realizó con las funciones para valores máximos descritos en la Tabla 1 y los modelos incluidos en la Tabla 2. Para el caso estacionario, se utilizaron los modelos $M_0$; los modelos $M_1$, $M_2$ y $M_3$ corresponden al caso no estacionario, y sus parámetros se expresan en términos del tiempo e índice de oscilación decadal del Pacífico (PDO). Este índice se seleccionó por ser una de las fluctuaciones de periodo largo de mayor correlación con la lluvia en México (Álvarez-Olguín & Escalante-Sandoval, 2017). Las series anuales del índice PDO se obtuvieron del promedio de los valores mensuales para el periodo comprendido entre 1950 y 2013 (NOAA, 2014).

**Tabla 1**. Funciones de densidad de probabilidad para valores máximos utilizadas.

| Distribución | Función de distribución | Restricción |
|---|---|---|
| Log Normal 3p (LN3) | $f(x)=\frac{1}{(x-x_0)\sigma_z\sqrt{2\pi}}e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{\ln(x-x_0)-\mu_z}{\sigma_z}\right)^2}$ | $x > x_0$ |
| Gamma 3p (GA3) | $f(x)=\frac{1}{\alpha\Gamma(\beta)}\left(\frac{x-x_0}{\alpha}\right)^{\beta-1}e^{-\left(\frac{x-x_0}{\alpha}\right)}$ | $\alpha > 0$ |
| Gumbel (G) | $f(x)=\frac{1}{\alpha}e^{-e^{-\left(\frac{x-\upsilon}{\alpha}\right)}}e^{-\left(\frac{x-\upsilon}{\alpha}\right)}$ | $\alpha > 0$ |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

| | | |
|---|---|---|
| Weibull (W) | $f(x) = \left(\frac{k}{\varphi}\right)\left(\frac{x}{\varphi}\right)^{\kappa-1} e^{-\left(\frac{x}{\varphi}\right)^{k}}$ | $\varphi > 0, \kappa > 0$ |
| General de valores extremos (GVE) | $f(x) = \frac{1}{\alpha} e^{-\left[1+\beta\left(\frac{x-\upsilon}{\alpha}\right)\right]^{-\frac{1}{\beta}}} \left[1+\beta\left(\frac{x-\upsilon}{\alpha}\right)\right]^{-1-\frac{1}{\beta}}$ | $\alpha > 0$ |

**Tabla 2**. Modelos propuestos para los parámetros de las funciones de distribución de probabilidad para valores máximos.

| **Distribución** | **Estacionario ($M_0$)** | **No estacionario** | | |
|---|---|---|---|---|
| | | ***M*₁** | ***M*₂** | ***M*₃** |
| Log Normal 3p (LN3) | $\mu_z(t) = \mu_0$<br>$\sigma_z(t) = \sigma_z$<br>$x_0(t) = x_0$ | $\mu_z(t) = \mu_0 + \mu_1 t$<br>$\sigma_z(t) = \sigma_z$<br>$x_0(t) = x_0$ | $\mu_z(t) = \mu_0 + \mu_1 \text{PDO}_t$<br>$\sigma_z(t) = \sigma_z$<br>$x_0(t) = x_0$ | $\mu_z(t) = \mu_0 + \mu_1 t + \mu_2 \text{PDO}_t$<br>$\sigma_z(t) = \sigma$<br>$x_0(t) = x_0$ |
| Gamma 3p (GA3) | $x_0(t) = \lambda_0$<br>$\alpha(t) = \alpha$<br>$\beta(t) = \beta$ | $x_0(t) = \lambda_0 + \lambda_1 t$<br>$\alpha(t) = \alpha$<br>$\beta(t) = \beta$ | $x_0(t) = \lambda_0 + \lambda_1 \text{PDO}_t$<br>$\alpha(t) = \alpha$<br>$\beta(t) = \beta$ | $x_0(t) = \lambda_0 + \lambda_1 t + \lambda_2 \text{PDO}_t$<br>$\alpha(t) = \alpha$<br>$\beta(t) = \beta$ |
| Gumbel (G) | $\upsilon(t) = \upsilon_0$<br>$\alpha(t) = \alpha$ | $\upsilon(t) = \upsilon_0 + \upsilon_1 t$<br>$\alpha(t) = \alpha$ | $\upsilon(t) = \upsilon_0 + \upsilon_1 \text{PDO}_t$<br>$\alpha(t) = \alpha$ | $\upsilon(t) = \upsilon_0 + \upsilon_1 t + \upsilon_2 \text{PDO}_t$<br>$\alpha(t) = \alpha$ |
| Weibul (W) | $\varphi(t) = \varphi_0$<br>$\kappa(t) = \kappa$ | $\varphi(t) = \varphi_0 + \varphi_1 t$<br>$\kappa(t) = \kappa$ | $\varphi(t) = \varphi_0 + \varphi_1 \text{PDO}_t$<br>$\kappa(t) = \kappa$ | $\varphi(t) = \varphi_0 + \varphi_1 t + \varphi_2 \text{PDO}_t$<br>$\kappa(t) = \kappa$ |
| General de valores ex. (GVE) | $\upsilon(t) = \upsilon_0$<br>$\alpha(t) = \alpha$<br>$\beta(t) = \beta$ | $\upsilon(t) = \upsilon_0 + \upsilon_1 t$ | $\upsilon(t) = \upsilon_0 + \upsilon_1 \text{PDO}_t$ | $\upsilon(t) = \upsilon_0 + \upsilon_1 t + \upsilon_2 \text{PDO}_t$ |

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | | $\alpha(t) = \alpha$<br>$\beta(t) = \beta$ | $\alpha(t) = \alpha$<br>$\beta(t) = \beta$ | $\alpha(t) = \alpha_0$<br>$\beta(t) = \beta$ |

$t$ es un índice que depende del tiempo, para 1950 $t = 1$.

$PDO_t$ es el valor promedio anual del índice PDO, correspondiente a $t$.

La estimación de los parámetros de los modelos se realizó por medio del método de máxima verosimilitud, que se considera el más eficiente, pues proporciona la menor varianza muestral de los parámetros y de los eventos estimados, en comparación con otros métodos. Además, tiene la ventaja de adaptarse a cambios en la estructura del modelo (Katz, Parlange, & Naveau, 2002).

Para el caso de la función de densidad de probabilidad GVE (general de valores extremos), la función logarítmica de verosimilitud se expresa como:

$$l = -n\ln(\alpha) - \sum_{t=1}^{n}\left[1+\beta\left(\frac{x_t-\upsilon(t)}{\alpha}\right)\right]^{-\frac{1}{\beta}} - \left(1+\frac{1}{\beta}\right)\sum_{t=1}^{n}\ln\left[1+\beta\left(\frac{x_t-\upsilon(t)}{\alpha}\right)\right] \quad (4)$$

Donde $\upsilon(t)$, $\alpha$ y $\beta$ son los parámetros de ubicación, escala y forma, respectivamente.

Para el modelo GVE_$M_3$ (modelo $M_3$ de la función general de valores extremos), se consideró al parámetro de escala en función del tiempo y del índice PDO, por lo tanto, la función logarítmica de verosimilitud propuesta es:



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

$$l = -n\ln(\alpha) - \sum_{t=1}^{n}\left[1+\beta\left(\frac{x_t-(\upsilon_0+\upsilon_1 t+\upsilon_2 PDO_t)}{\alpha}\right)\right]^{-\frac{1}{\beta}} - \left(1+\frac{1}{\beta}\right)\sum_{t=1}^{n}\ln\left[1+\beta\left(\frac{x_t-(\upsilon_0+\upsilon_1 t+\upsilon_2 PDO_t)}{\alpha}\right)\right] \quad (5)$$

Donde $\upsilon_0$, $\upsilon_1$ y $\upsilon_2$ son los parámetros de ubicación; $\alpha$ es el parámetro de escala y $\beta$ es el parámetro de forma; *t* es un índice que depende del tiempo (*t* = 1 para el año 1950), y $PDO_t$ es el valor promedio anual del índice PDO correspondiente a *t*.

Los modelos que mejor describen la variabilidad de los datos se seleccionaron mediante el criterio de información de Akaike (Akaike, 1974), donde se utilizó la Ecuación (6). El mejor modelo es el que tuvo el menor valor de AIC. En el caso de tener valores similares, se seleccionó el modelo con menos parámetros.

$$AIC = -2(l) + 2K \quad (6)$$

Donde *l* es el máximo valor de la función de verosimilitud y *K* es el número de parámetros estimados.

Además, se utilizó el método descrito por Coles (2001) para comparar la validez de un modelo $M_1$ contra otro $M_0$, tal que $M_0 \subset M_1$, en el cual se utiliza la medida de discordancia definida por la Ecuación (7). Valores grandes de *D* indican que el modelo $M_1$ es más adecuado y explica mejor la variación de los datos, en comparación con el modelo $M_0$. 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/)

estadístico *D* se distribuye de acuerdo con la distribución *chi*-cuadrada ($\chi^2_\nu$). El parámetro $\nu$ es la diferencia entre el número de parámetros de los modelos $M_1$ y $M_0$. Valores de *D* más grandes que las cantidades de la distribución $\chi^2_\nu$ para un nivel de confianza particular se consideran significantes, entonces se rechaza $M_0$ en favor del modelo $M_1$:

$$D = 2\{l_1(M_1) - l_0(M_0)\} \quad (7)$$

Donde $l_i(M_i)$ es la función logarítmica de verosimilitud maximizada del modelo $M_i$.

Para verificar que los modelos seleccionados se ajustan de forma adecuada a los datos observados, fue necesario transformarlos mediante una estandarización (Krzysztofowicz, 1997). De esta manera, tras ordenar los valores estandarizados y asociarlos con los correspondientes de la distribución empírica de Weibull, se elaboraron las gráficas de residuales (Q-Q) y *worm plots* (Buuren & Fredriks, 2001). En una "worm plot", el eje vertical es la diferencia entre los valores empíricos y los teóricos, y contiene el intervalo de confianza al 95%, estimado como:

$$\pm 1.96 g(z)^{-1} \sqrt{(p(1-p)/n))} \quad (8)$$

Donde $g(z)$ es la función de densidad normal; $z$, un evento asociado con una probabilidad $p$, y $n$ es el tamaño de la muestra.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

Por último, se estimaron eventos de diseño relacionados con diferentes periodos de retorno. Para el modelo GVE_$M_3$, los eventos de diseño se estimaron por medio de la Ecuación (9):

$$\hat{X} = \hat{\upsilon}_0 + \hat{\upsilon}_1 t_0 + \hat{\upsilon}_2 \widehat{PDO} - \frac{\hat{\alpha}}{\hat{\beta}}\left\{1 - [-\ln(p)]^{-\hat{\beta}}\right\} \quad (9)$$

Donde $\widehat{\upsilon}_0$, $\widehat{\upsilon}_1$ y $\widehat{\upsilon}_2$ son los estimadores del parámetro de ubicación; $\widehat{\alpha}$ es el estimador del parámetro de escala; $\widehat{\beta}$ es el estimador del parámetro de forma; $t_0$ es el valor del índice del tiempo para un año determinado; $\widehat{\mathrm{PDO}}$ es un valor promedio del índice PDO *y* $\hat{X}$ es el evento de diseño asociado con una probabilidad de no excedencia *p.* El valor $\widehat{PDO}$ se estimó como la media aritmética de los valores PDO correspondientes al mayor periodo de anomalías, es decir, al mayor periodo con persistencia de eventos superiores a cero.

Los datos utilizados en los análisis son del periodo 1950-2013. Por lo tanto, al primer año (1950) le corresponde el valor de $t_0$ = 1; para los años siguientes, el valor de $t_0$ aumenta de modo consecutivo una unidad cada año. De esta forma, al escenario del año 2013 se asignó un valor de $t_0$ = 64 y al escenario de 2040 un valor de $t_0$ = 94.

# Resultados y discusión



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

A través de la prueba de Pettitt se verificó la presencia de cambios abruptos en las series, mientras que con las pruebas de Mann-Kendall y EEMD se evaluaron tendencias. Las series identificadas como no estacionarias a un nivel de significancia de 0.05, se clasificaron en los siguientes tipos:

1. Series con cambio descendente: presentan un cambio abrupto descendente en la media. La media después del cambio es menor a la del periodo antes del cambio.
2. Series con cambio ascendente: presentan un cambio abrupto ascendente en la media. La media después del cambio es mayor a la del periodo antes del cambio.
3. Series con tendencia decreciente significativa: presentan un decrecimiento gradual a través del tiempo.
4. Series con tendencia creciente: presentan un crecimiento gradual a través del tiempo.
5. Series con cambio descendente y tendencia decreciente: tienen tanto un cambio abrupto descendente como una tendencia decreciente.
6. Series con cambio ascendente y tendencia creciente: tienen tanto un cambio abrupto ascendente como una tendencia creciente.

2020, Instituto Mexicano 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 total, 22% (167) de las series analizadas se consideró no estacionaria (Figura 2). Corresponde a estaciones ubicadas en las regiones 1 y 2, en el centro y noroeste del país, donde se tienen 67 y 32 estaciones, respectivamente (Tabla 3). De estas series, 89% tiene puntos de cambio ascendentes y/o tendencias monótonas crecientes significativas.

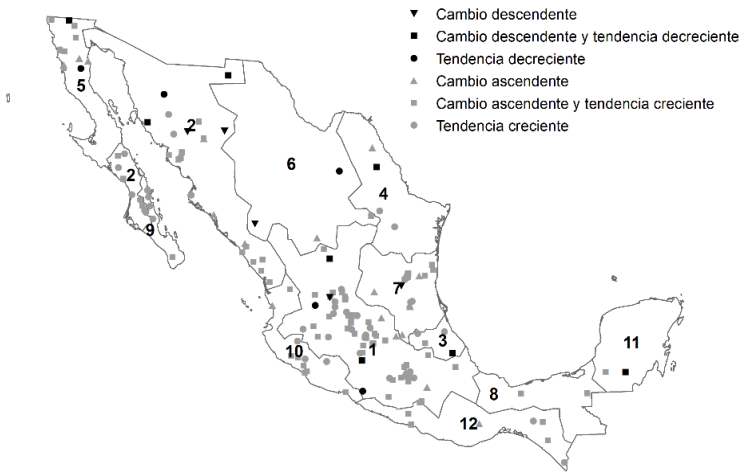



**Figura 2**. Series anuales no estacionarias de lluvia máxima en 24 horas.

**Tabla 3**. Cantidad de estaciones analizadas, series de lluvia máxima en 24 horas estacionarias, no estacionarias y tipo de series no estacionarias.

| | | | | **Causa de no estacionaridad** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Región** | **Total** | **E** | **NE** | **A** | **D** | **TC** | **TD** | **A&TC** | **D&TD** |
| 1 | 270 | 203 | 67 | 4 | 1 | 16 | 2 | 42 | 2 |

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2 | 106 | 74 | 32 | 3 | 2 | 8 | 1 | 16 | 2 |
| 3 | 18 | 14 | 4 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 |
| 4 | 45 | 41 | 4 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 |
| 5 | 43 | 31 | 12 | 4 | 0 | 0 | 1 | 6 | 1 |
| 6 | 45 | 41 | 4 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| 7 | 72 | 56 | 16 | 5 | 1 | 2 | 0 | 8 | 0 |
| 8 | 23 | 21 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| 9 | 41 | 36 | 5 | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 |
| 10 | 51 | 40 | 11 | 1 | 0 | 3 | 0 | 7 | 0 |
| 11 | 20 | 18 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| 12 | 35 | 27 | 8 | 1 | 0 | 2 | 0 | 5 | 0 |
| Total | 769 | 602 | 167 | 20 | 5 | 39 | 5 | 90 | 8 |

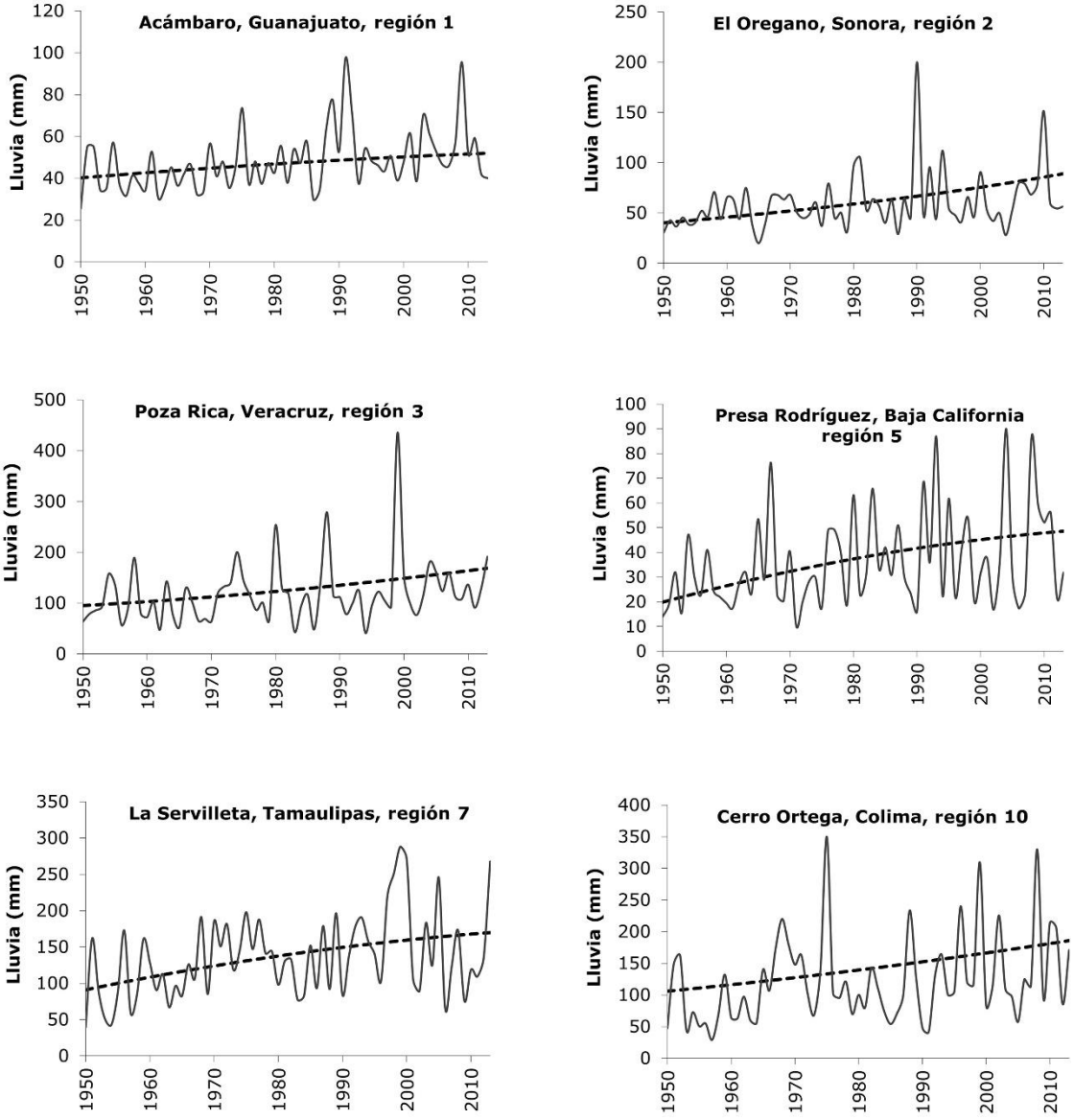
E = estacionaria; NE = no estacionarias; A = punto de cambio ascendente; D = punto de cambio descendiente; TC = tendencia creciente; TD = tendencia decreciente; A&TC = punto de cambio ascendente y tendencia creciente; D&TD = punto de cambio descendente y tendencia decreciente.

En la Figura 3 se muestra la variación temporal de la lluvia máxima y los residuales de algunas series no estacionarias; para éstas se determinaron tendencias monótonas crecientes significativas. También se identificaron cambios ascendentes significativos en las series de las estaciones Acámbaro, El Novillo, Presa Rodríguez, La Servilleta y Cerro Ortega; en éstas, tanto la prueba de Pettitt como de Mann-Kendall indicaron incrementos abruptos y graduales, respectivamente. En el caso de Acámbaro, se encontró un punto de cambio en 1987 y una tendencia

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

creciente (Tabla 4). Además, con la gráfica del residual obtenido por EEMD se aprecia que la tendencia es monótona.






*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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 3**. Series de lluvia anual máxima en 24 horas no estacionarias y residuales obtenidos por descomposición de modos empíricos por conjuntos (EEMD).

**Tabla 4**. Resultados de las pruebas de estacionaridad realizadas a las series de las estaciones San Vicente y Acámbaro.

| Prueba | Estadístico/condición | Estación | |
|---|---|---|---|
| | | **Acámbaro** | **San Vicente** |
| Pettitt | Punto de cambio | 1987 | 1975 |
| | $K_T$ | 529 | 429 |
| | *p*-value | 0.0036 | 0.031 |
| | Cambio | Ascendente | Ascendente |
| | Significativo ($\alpha$ = 0.05) | Sí | Sí |
| Mann-Kendall | $\tau$ | 0.290 | 0.157 |
| | *S* | 585 | 317 |
| | *Z* | 3.38 | 1.83 |
| | Tendencia | Creciente | Creciente |
| | *p*-value | 0.0007 | 0.067 |
| | Significativo ($\alpha$ = 0.05) | Sí | No |
| Estacionaria | | No | No |
| Causa de no estacionaridad | | Cambio ascendente y tendencia | Cambio ascendente |

Las tendencias crecientes indican que en los próximos años las lluvias extremas serán más intensas y habrá mayor probabilidad de que ocurran desastres relacionados con estos eventos, sobre todo en las regiones del centro y noroeste del país. El aumento en las intensidades de lluvia en Norteamérica está referido por Peterson, Zhang, Brunet-India y Vázquez-Aguirre (2008), y Cavazos *et al*. (2008). Entre las causas

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

probables de dicho cambio están el aumento del contenido de humedad atmosférica derivado del calentamiento global (IPCC, 2007; Meehl, Arblaster, & Tebaldi, 2005) y la influencia de fenómenos oscilatorios que regulan la variabilidad climática global.

Hay evidencias de la relación entre el comportamiento de la lluvia en México y fenómenos oscilatorios de gran escala como ENSO (El Niño *Southern Oscillation*), PDO (*Pacific Decadal Oscillation*) (Magaña, Vázquez, Pérez, & Pérez, 2003; Méndez-González, Návar-Cháidez, González-Rodríguez, & Treviño-Garza, 2007; Méndez-González, Ramírez-Leyva, Cornejo-Oviedo, Zárate-Lupercio, & Cavazos-Pérez, 2010; Méndez & Magaña, 2009). Por lo tanto, es de esperarse que influyan en las características estadísticas de las series. Ejemplo de la influencia de la PDO sobre las lluvias máximas en el noroeste del país se muestra en la serie de la estación San Vicente, Ensenada, Baja California (Figura 4), que se localiza en la región 5, la única del país con clima mediterráneo, donde 46.7% de la aportación a la precipitación anual se presenta durante el invierno (Álvarez-Olguín & Escalante-Sandoval, 2017). Para la serie, se identificó un punto de cambio ascendente significativo en el año 1975 (Tabla 4), el cual coincide con el inicio de la fase positiva de la PDO, que abarcó el periodo 1976-1998. Se observó que durante esta fase se presentaron tres de los eventos más intensos, en los años 1978, 1993 y 1997. La fase positiva de PDO favorece las lluvias invernales en el norte de México (Mantua, Hare, Zhang, Wallace, & Francis, 1997; Méndez *et al*., 2010), por lo cual la falta de estacionaridad de la serie se puede atribuir a la influencia de la PDO.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

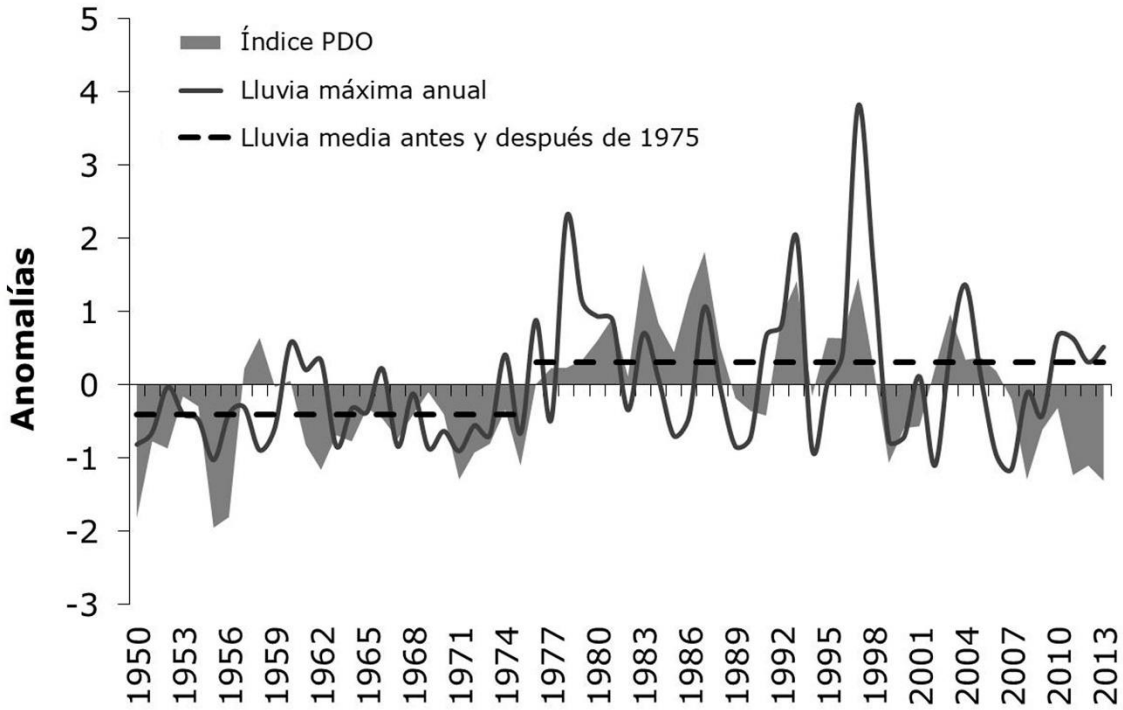



**Figura 4**. Lluvia anual máxima en 24 horas registrada en la estación San Vicente, Ensenada, Baja California.

Como resultado del análisis de frecuencias, se determinó que para 83% (139) de las series no estacionarias se seleccionó modelos no estacionarios, como los que mejor representan la variabilidad de los datos. Para las 28 series no estacionarias restantes, si bien con el estadístico AIC los modelos no estacionarios aparentemente fueron mejores, el estadístico *D* fue inferior a 3.84 (valor de $\chi^2_\nu$ a un nivel $\alpha$ = 0.05), por lo que no se justificó estadísticamente la utilización de un



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

modelo $M_1$, $M_2$ o $M_3$ en lugar de un $M_0$. Por otro lado, predominan los modelos de tipo *GVE_*$M_1$ elegidos para 91 series (Figura 5). La mayoría de éstas pertenece a estaciones localizadas en las regiones 1 y 7 (centro del país), con un total de 42 y 10, respectivamente (Tabla 5).

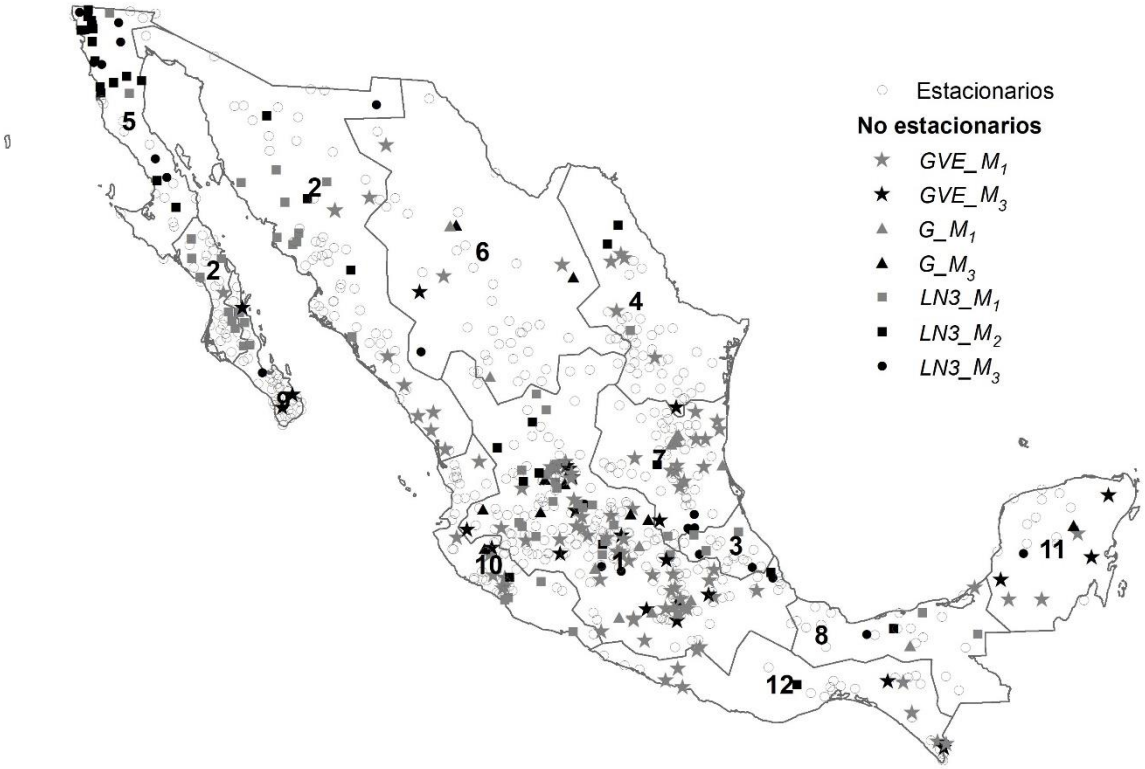



**Figura 5**. Tipos de modelos seleccionados para la predicción de lluvia máxima en 24 horas.

**Tabla 5**. Cantidad de series correspondientes a los tipos de modelos probabilísticos seleccionados.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

| Modelo | Total de estaciones | Región | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **1** | **2** | **3** | **4** | **5** | **6** | **7** | **8** | **9** | **10** | **11** | **12** |
| GVE_$M_0$ | 299 | 94 | 50 | 8 | 23 | 7 | 22 | 29 | 7 | 20 | 20 | 10 | 9 |
| GVE_$M_1$ | 91 | 42 | 10 | 0 | 5 | 0 | 3 | 12 | 1 | 0 | 7 | 3 | 8 |
| GVE_$M_3$ | 23 | 11 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 3 | 1 | 3 | 2 |
| G_$M_0$ | 68 | 47 | 3 | 2 | 3 | 0 | 3 | 2 | 1 | 0 | 3 | 1 | 3 |
| G_$M_1$ | 15 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| G_$M_3$ | 11 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| LN3_$M_0$ | 125 | 28 | 19 | 1 | 8 | 11 | 11 | 9 | 4 | 11 | 14 | 1 | 8 |
| LN3_$M_1$ | 55 | 22 | 17 | 3 | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 0 | 0 |
| LN3_$M_2$ | 32 | 6 | 3 | 0 | 2 | 16 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 |
| LN3_$M_3$ | 22 | 4 | 1 | 3 | 0 | 7 | 1 | 3 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| GA3_$M_0$ | 20 | 2 | 2 | 1 | 2 | 0 | 0 | 7 | 4 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| W_$M_0$ | 8 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 3 | 0 | 0 | 1 |
| Total | 769 | 270 | 106 | 18 | 45 | 43 | 45 | 72 | 23 | 41 | 51 | 20 | 35 |

En la región 5 de la península de California se tiene la mayor cantidad de estaciones (23), con modelos *LN*3_$M_2$ y *LN*3_$M_3$, en los que el parámetro de escala está en función del índice PDO. La selección de modelos del tipo $M_2$ y $M_3$ ratifica la asociación entre el índice PDO y las lluvias máximas en la península.

Al comparar la Figura 2 y la Figura 5 se aprecia una correspondencia entre los sitios del país con series no estacionarias y los sitios para los que, a su vez, se han seleccionado modelos no estacionarios, por lo cual



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

se puede determinar que los resultados bajo el enfoque no estacionario son consistentes con las pruebas de estacionaridad realizadas.

En la Tabla 6 se muestran los resultados de las pruebas de bondad de ajuste y los estimadores de los parámetros de las estaciones Acámbaro y San Vicente, elegidas para mostrar la metodología seguida. Para San Vicente, los estadísticos de bondad de ajuste indicaron que el valor más bajo del AIC es de 517.53 y corresponde al modelo *LN*3_$M_2$. Además, el estadístico *D* del modelo $M_2$ con respecto al $M_0$ es de 12.68, superior al valor $\chi^2$ = 3.84. Por lo tanto, el modelo $M_2$ es más adecuado y explica mejor la variación de los datos que el modelo $M_0$. En el caso de la estación Acámbaro, tanto el modelo *G*_$M_1$, como el modelo *GVE*_$M_1$ tienen valores AIC bajos, iguales a 496.8; sin embargo, el estadístico *D* para este último es de 14.0 (superior al de la función Gumbel), por lo cual se consideró que el mejor modelo es el *GVE*_$M_1$.

**Tabla 6**. Resultados de las pruebas de bondad de ajuste y estimadores de los parámetros.

| **Función** | **Estación San Vicente** | | | | | | | **Estación Acámbaro** | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ***AIC*** | ***D*** | **Estimadores de los parámetros** | | | | | ***AIC*** | ***D*** | **Estimadores de los parámetros** | | | | |
| | | | $\hat{\mu}_0$ | $\hat{\mu}_1$ | $\hat{\mu}_2$ | $\hat{x}_0$ | $\hat{\sigma}_z$ | | | $\hat{\mu}_0$ | $\hat{\mu}_1$ | $\hat{\mu}_2$ | $\hat{x}_0$ | $\hat{\sigma}_z$ |
| LN3_$M_0$ | 528.2 | - | 3.111 | | | 9.212 | 0.638 | 508.8 | - | 3.360 | - | | 16.576 | 0.427 |
| LN3_$M_1$ | 527.0 | 3.2 | 2.942 | 0.007 | | 7.912 | 0.581 | 497.2 | 13.6 | 2.963 | 0.01 | | 17.87 | 0.404 |
| LN3_$M_2$ | 517.5 | 12.7 | 3.275 | | 0.289 | 6.845 | 0.513 | 510.7 | 0.1 | 3.356 | | 0.02 | 16.74 | 0.429 |
| LN3_$M_3$ | 518.2 | 10.8 | 3.182 | 0.004 | 0.257 | 5.889 | 0.486 | 498.8 | 0.4 | 2.960 | 0.01 | -0.04 | 17.54 | 0.397 |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

| | | | $\hat{\lambda}_0$ | $\hat{\lambda}_1$ | $\hat{\lambda}_2$ | $\hat{\alpha}$ | $\hat{\beta}$ | | | $\hat{\lambda}_0$ | $\hat{\lambda}_1$ | $\hat{\lambda}_2$ | $\hat{\alpha}$ | $\hat{\beta}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| GA3_$M_0$ | 526.5 | - | 13.513 | | | 13.77 | 1.669 | 509.4 | - | 22.716 | - | | 7.403 | 3.430 |
| GA3_$M_1$ | 526.4 | 2.0 | 16.508 | -0.05 | | 16.99 | 1.263 | 496.9 | 14.5 | 20.753 | 0.21 | | 7.921 | 2.578 |
| GA3_$M_2$ | 526.1 | 2.4 | 12.259 | | 3.818 | 10.61 | 2.339 | 509.6 | 1.8 | 25.923 | | 1.34 | 8.857 | 2.529 |
| GA3_$M_3$ | 523.6 | 4.9 | 19.041 | -0.08 | 1.078 | 19.15 | 1.008 | 497.4 | 1.5 | 21.687 | 0.23 | -0.98 | 9.073 | 2.073 |
| | | | $\hat{v}_0$ | $\hat{v}_1$ | $\hat{v}_2$ | $\hat{\alpha}$ | | | | $\hat{v}_0$ | $\hat{v}_1$ | $\hat{v}_2$ | $\hat{\alpha}$ | |
| G_$M_0$ | 531.5 | - | 28.932 | - | | 12.21 | | 507.4 | - | 41.935 | - | | 10.33 | |
| G_$M_1$ | 532.2 | 1.3 | 26.123 | 0.091 | | 12.24 | | 496.8 | 12.6 | 34.969 | 0.23 | | 9.229 | |
| G_$M_2$ | 525.6 | 7.9 | 30.415 | | 5.812 | 11.8 | | 509.1 | 0.3 | 42.061 | | 0.78 | 10.28 | |
| G_$M_3$ | 527.5 | 6.7 | 29.616 | 11.83 | 0.024 | 5.656 | | 498.6 | 0.2 | 34.719 | 9.21 | 0.23 | -0.570 | |
| | | | $\hat{\varphi}_0$ | $\hat{\varphi}_1$ | $\hat{\varphi}_2$ | $\hat{\beta}$ | | | | $\hat{\varphi}_0$ | $\hat{\varphi}_1$ | $\hat{\varphi}_2$ | $\hat{\beta}$ | |
| W_$M_0$ | 541.9 | - | 41.337 | - | | 2.206 | | 528.2 | - | 53.321 | - | | | 3.370 |
| W_$M_1$ | 534.3 | 9.6 | 27.246 | 0.444 | | 2.432 | | 517.5 | 12.7 | 41.074 | 0.37 | | | 3.754 |
| W_$M_2$ | 523.5 | 20.4 | 42.717 | | 10.06 | 2.680 | | 529.9 | 0.3 | 53.113 | | -1.47 | | 3.389 |
| W_$M_3$ | 520.7 | 15.6 | 36.414 | 0.188 | 9.102 | 2.806 | | 515.4 | 4.1 | 37.172 | 0.47 | -4.83 | | 3.950 |
| | | | $\hat{v}_0$ | $\hat{v}_1$ | $\hat{v}_2$ | $\hat{\alpha}$ | $\hat{\beta}$ | | | $\hat{v}_0$ | $\hat{v}_1$ | $\hat{v}_2$ | $\hat{\alpha}$ | $\hat{\beta}$ |
| GVE_$M_0$ | 530.1 | - | 27.561 | - | | 10.93 | 0.217 | 508.8 | - | 41.525 | - | | 10.04 | 0.074 |
| GVE_$M_1$ | 532.0 | 0.1 | 27.092 | 0.020 | | 11.07 | 0.194 | 496.8 | 14.0 | 34.722 | 0.22 | | 8.665 | 0.139 |
| GVE_$M_2$ | 527.1 | 5.0 | 29.754 | | 4.932 | 11.39 | 0.077 | 510.2 | 0.6 | 41.576 | | 0.95 | 9.893 | 0.092 |
| GVE_$M_3$ | 531.7 | 2.3 | 27.886 | 0.013 | 2.932 | 11.24 | 0.134 | 498.2 | 0.6 | 34.371 | 0.23 | -1.07 | 8.636 | 0.138 |

Los modelos seleccionados para las series de las estaciones San Vicente y Acámbaro (Figura 6) indican que, para las dos estaciones, los datos de las *worm plot* están dentro de los límites de confianza, y en las gráficas cuantil-cuantil (Q-Q) los datos están cerca de la diagonal unitaria. Por tal razón, los modelos seleccionados se ajustan de forma adecuada con los datos.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

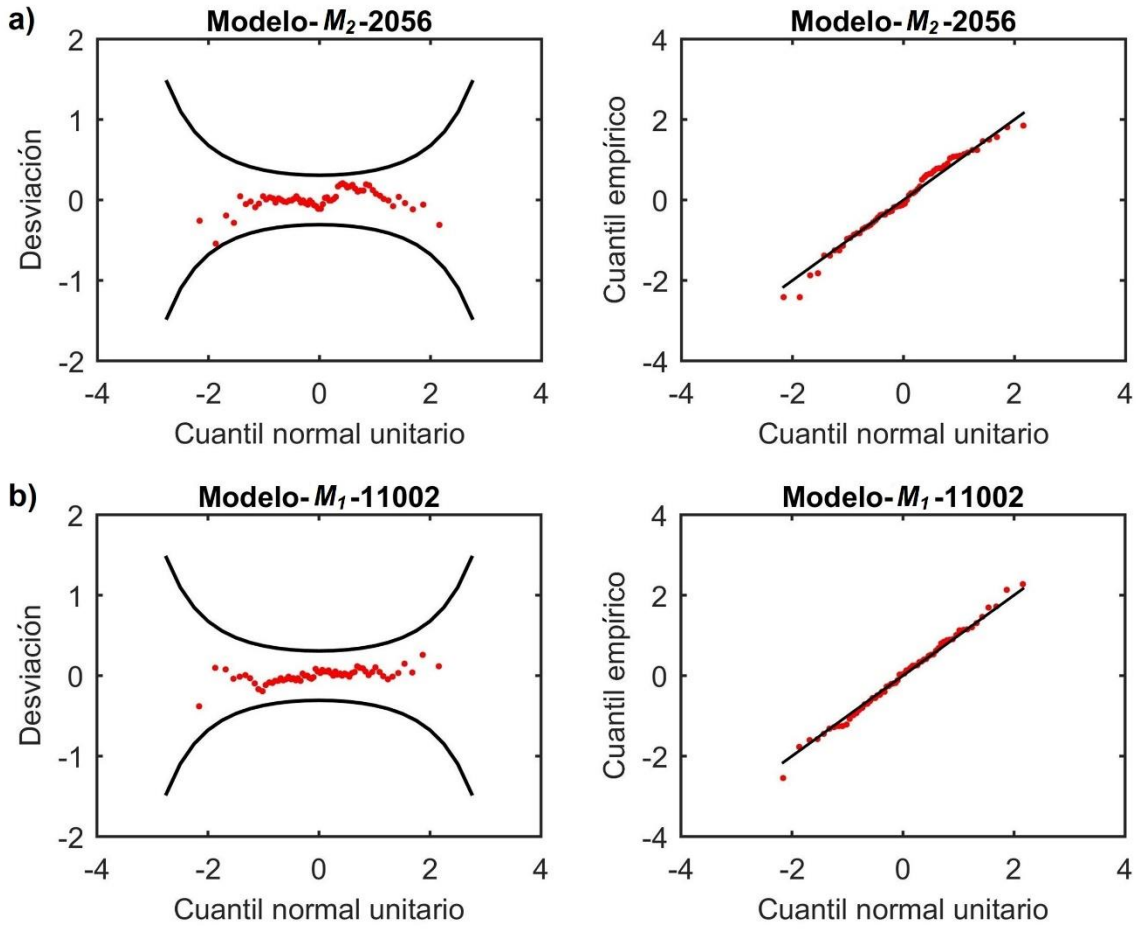



**Figura 6**. Gráficas *worm plot* (izquierda) y *Q-Q* (derecha) para el análisis visual del ajuste de los modelos seleccionados: a) estación San Vicente (2056), Ensenada, Baja California; b) estación Acámbaro (11002), Acámbaro, Guanajuato.

Los eventos de diseño de la estación San Vicente asociados con diferentes periodos de retorno se estimaron al resolver la Ecuación (10),



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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/)

Ecuación (11) y Ecuación (12). El valor $\widehat{PDO}$ de la Ecuación (11) se estimó como la media aritmética de los valores *PDO* mensuales de la fase positiva de esta oscilación, comprendida en el periodo 1976-1998. A pesar de que el modelo $M_2$ seleccionado no depende del tiempo, se consideró que es un modelo no estacionario. De acuerdo con Villarini y Smith (2010), bajo condiciones de estacionaridad, la distribución de la variable de interés es invariante en el tiempo, sin tendencias, cambios ni periodicidades, por lo que se considera válido asumir que un modelo tipo $M_2$ es no estacionario debido a la periodicidad intrínseca del PDO incluido como covariable:

$$\hat{X} = \hat{x}_o + exp\{F^{-1}(p|\hat{\mu},\hat{\sigma})\} = 6.845 + exp\{F^{-1}(p|3.44, 0.513)\} \quad (10)$$

$$\hat{\mu} = \hat{\mu}_0 + \hat{\mu}_2\widehat{PDO} = 3.275 + 0.289(0.574) = 3.44 \quad (11)$$

$$p = F(x|\hat{\mu},\hat{\sigma}) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}}\int_{-\infty}^{x} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{z-\hat{\mu}}{\sigma}\right)^2} \quad (12)$$

Donde $F^{-1}$ es la función de distribución de probabilidad log normal inversa, y $p$ es la probabilidad de no excedencia en función de un periodo de retorno $T$, $p = 1\text{-}1/T$.

Los eventos de diseño obtenidos con el modelo convencional son inferiores a los estimados con el modelo no estacionario (Figura 7). La diferencia es mayor en periodos de retorno de 2, 5 y 10 años, en comparación con los periodos de 50 y 100 años. Por ejemplo, los eventos

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

estimados para un periodo de retorno de 10 años fueron de 60.02 y 67.03 mm, para los casos estacionario y no estacionario, respectivamente. Con lo anterior, se puede determinar que al no considerar la influencia del PDO en la variabilidad de la lluvia en la estación se tendría una subestimación de los eventos de lluvia máxima, principalmente en los de menor periodo de retorno.

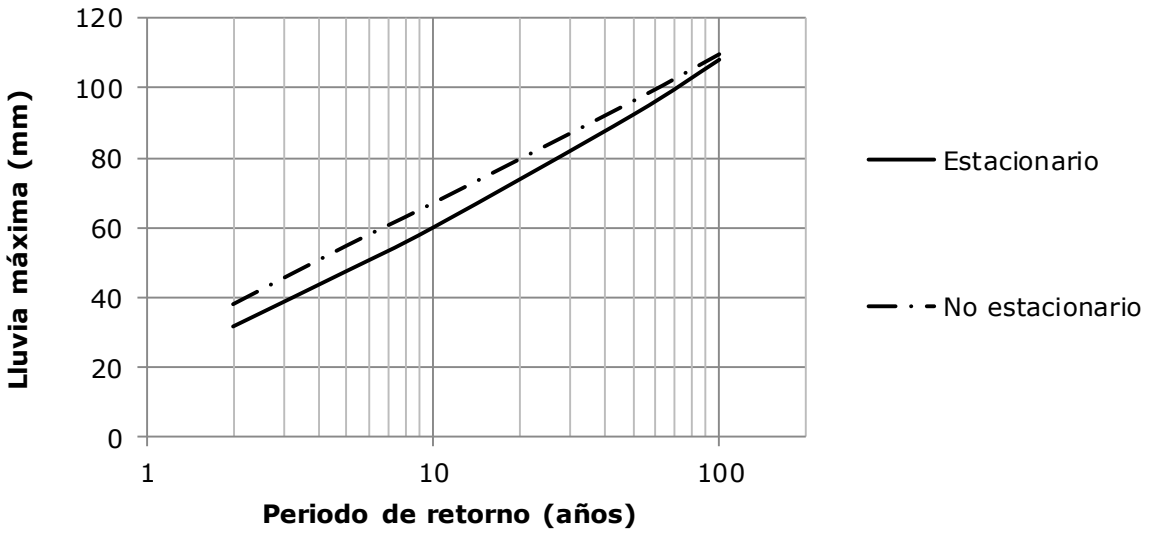



**Figura 7**. Eventos de diseño de la lluvia anual en 24 horas de la estación San Vicente, Ensenada, Baja California.

Por otro lado, los eventos de la estación Acámbaro se obtuvieron con la Ecuación (13) y la Ecuación (14). Al considerar una dependencia lineal con respecto al tiempo en el parámetro de ubicación de la función GVE, se pudo predecir el incremento de la lluvia máxima de diseño en el futuro. Así, la lluvia máxima de diseño para un periodo de retorno de 10



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

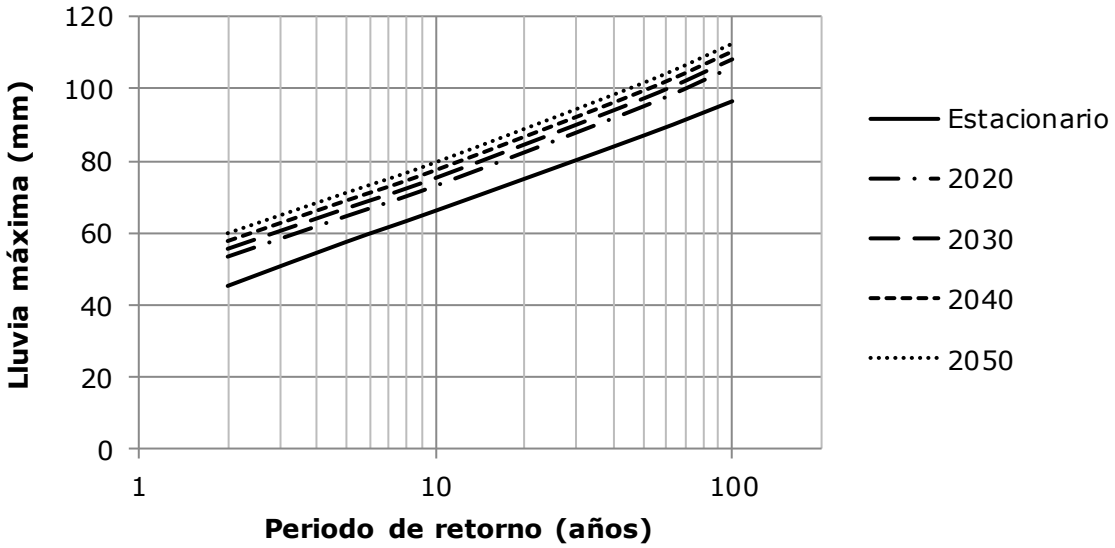
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

años será de 73.1 mm en el año 2020; para el año 2050, para el mismo periodo de retorno, se predice una lluvia máxima de 79.6 mm (Figura 8), es decir, la lluvia se incrementará 6.5 unidades en un lapso de 30 años:

$$\hat{X} = \hat{\upsilon}(t) - \frac{\hat{\alpha}}{\hat{\beta}}\left\{1 - [-\ln(p)]^{-\hat{\beta}}\right\} = \hat{\upsilon}(t) - \frac{8.665}{0.139}\{1 - [-\ln(p)]^{-0.139}\} \quad (13)$$

$$\hat{\upsilon}(t) = \hat{\upsilon}_0 + \hat{\upsilon}_1 t_0 = 34.722 + 0.217 t_0 \quad (14)$$

Donde $t_0$ es el valor del índice del tiempo para un año determinado, $t_0$ = 71 para el año 2020 y $t_0$ = 101 para el año 2050.






*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 179-214. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-06

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 8**. Eventos de diseño de la lluvia anual en 24 horas de la estación Acámbaro, Acámbaro, Guanajuato. Las líneas discontinuas corresponden a los eventos de años futuros.

# Conclusiones

Se encontró evidencia de que 22% de las series de lluvia máxima analizadas es no estacionaria. Para 83% de éstas, los modelos no estacionarios seleccionados explican mejor la variabilidad de los datos. Con respecto a las series no estacionarias restantes, el criterio de información de Akaike indicó que los modelos no estacionarios fueron mejores, sin embargo, el estadístico de discordancia no justificó estadísticamente la utilización de un modelo $M_1$, $M_2$ o $M_3$ en lugar de un $M_0$.

Los modelos que incluyen al PDO como covariable son mejores que los estacionarios para el noroeste del país. Por otro lado, la incorporación del tiempo como un índice en los parámetros de las funciones genera mejores ajustes en las series que presentan puntos de cambio y tendencias, de las cuales, en 89% fuer ascendente y creciente, respectivamente. Para estas series, los modelos no estacionarios del tipo

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

$M_1$ se ajustan mejor a los datos. Para la estación Acámbaro, los eventos de diseño asociados con diferentes periodos de retorno indican que con el modelo no estacionario GVE_$M_1$ se predice un incremento de los valores de la lluvia máxima en el futuro.

El análisis de las series de las estaciones San Vicente y Acámbaro evidenció que, bajo el enfoque clásico estacionario, se subestima la lluvia de diseño y, en consecuencia, su uso en el diseño de alguna obra hidráulica implicaría mayor riesgo de falla.

## Referencias

Akaike, H. (1974). A new look at statistical-model identification. *Automatic Control, IEEE Transactions on*, 19(6), 716-723.

Álvarez-Olguín, G., & Escalante-Sandoval, C. A. (2017). Modes of variability of annual and seasonal rainfall in Mexico. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 53(1), 144-157.

Álvarez-Olguín, G., & Escalante-Sandoval, C. A. (2016). Análisis de frecuencias no estacionario de series de lluvia anual. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(1), 71-88.

Buuren, S. V., & Fredriks, M. (2001). Worm plot: A simple diagnostic device for modelling growth reference curves. *Statistics in Medicine*, 20(8), 1259-1277.

Campos-Aranda, D. F. (2016). Modelo probabilístico simple para análisis de frecuencias en registros hidrológicos extremos con tendencia. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(3), 171-186.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Cavazos, T., Turrent, C., & Lettenmaier, D. P. (2008). Extreme precipitation trends associated with tropical cyclones in the core of the North American monsoon. *Geophysical Research Letters*, 35(21).

Coles, G. S. (2001). *An introduction to statistical modeling of extreme values.* USA: Springer.

Escalante-Sandoval, C., & Reyes-Chávez, L. (octubre, 2010). *Aplicación de algunas distribuciones mezcladas en el análisis de gastos máximos anuales*. XXI Congreso Nacional de Hidráulica, México.

Escalante-Sandoval, C., & Reyes-Chávez, L. (2002). *Técnicas estadísticas en hidrología*. México, DF, México: Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.

Gleick, P. H. (1989). Climate change, hydrology and water resources. *Reviews of Geophysics*, 27(3), 329-344.

Held, I. M., & Söden, B. J. (2006). Robust responses of the hydrological cycle to global warming. *Journal of Climate*, 19, 5686-5699.

Huang, N. E., Shen, Z., Long, S. R., Wu, M. C., Shih, H. H., Zheng, Q., Tung, C. C., & Liu, H. H. (1998). The empirical mode decomposition and the Hilbert spectrum for nonlinear and non-stationary time series analysis. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 454(1971), 903-995.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working*

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

*Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press.

Jáuregui, E. (2000). *El clima de la Ciudad de México* (vol. 1). México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía y Plaza y Valdés.

Khaliq, M. N., Ouarda, T. B. M. J., Ondo, J. C., Gachon, P., & Bobée, B. (2006). Frequency analysis of a sequence of dependent and/or non-stationary hydro-meteorological observations: A review. *Journal of Hydrology*, 329, 534-552.

Katz, R. W., Parlange M. B., & Naveau, P. (2002). Statistics of extremes in hydrology. *Advances in Water Resources*, 25, 1287-1304.

Kendall, M. G. (1975). *Rank correlation methods* (4ª ed.). London, UK: Charles Griffin.

Krzyszfowicz, R. (1997). Transformation and normalization of variates with specified distributions. *Journal of Hydrology*, 197, 286-292.

Magaña, V. O., Vázquez, J. L., Pérez, J. L., & Pérez, J. B. (2003). Impact of El Niño on precipitation in Mexico. *Geofísica Internacional-México*, 42(3), 313-330.

Mantua, N. J., Hare, S. R., Zhang, Y., Wallace, J. M., & Francis, R. C. (1997). A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(6), 1069-1079.

Meehl, G. A., Arblaster, J. M., & Tebaldi, C. (2005). Understanding future patterns of increased precipitation intensity in climate model simulations. *Geophysical Research Letters*, 32(18), 1-4.

Méndez-González, J., Návar-Cháidez, J. D. J., González-Rodríguez, H., & Treviño-Garza, E. J. (2007). Teleconexiones del fenómeno ENSO a la precipitación mensual en México. *Ciencia UANL*, 10(3), 290-298.

Méndez-González, J., Ramírez-Leyva, A., Cornejo-Oviedo, E., Zárate-Lupercio, A., & Cavazos-Pérez, T. (2010). Teleconexiones de la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) a la precipitación y temperatura en México. *Investigaciones Geográficas*, 73, 57-70.

Méndez, M., & Magaña, V. (2009). Regional aspects of prolonged meteorological droughts over Mexico and Central America. *Journal of Climate*, 23(5), 1175-1188.

Milly, P. C. D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., & Stouffer, R. J. (2008). Stationarity is dead: Whiter water management? *Science*, 319, 573-574.

NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. (2014). *Climate Indices: Monthly atmospheric and ocean time series*. Recuperado de http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/climateindices/list/index.html

Peralta-Hernández, A. R., Balling, R. C., & Barba-Martínez, L. R. (2009). Comparative analysis of indices of extreme rainfall events:

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Variations and tendencies from southern México. *Atmósfera*, 22(2), 219-228.

Peterson, T. C., Zhang, X., Brunet-India, M., & Vázquez-Aguirre, J. L. (2008). Changes in North American extremes derived from daily weather data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(D7), 1-9.

Pettitt, A. N. (1979). A non-parametric approach to the change-point problem*. Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)*, 28 (2), 126-135.

Shepard, D. (1968). A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data*. ACM '68 Proceedings of the 1968 23rd ACM National Conference*. New York, USA.

Villarini G., & Smith, J. A. (2010). Flood peak distributions for the Eastern United States. *Water Resources Research*, 46(6), 1-17.

Voss, R., May W., & Roeckner, E. (2002). Enhanced resolution modeling study on anthropogenic climate change: Changes in extremes of the hydrological cycle*. International Journal of Climatology*, 22, 755-777.

Wu, Z., & Huang, N. E. (2009). Ensemble empirical mode decomposition: A noise-assisted data analysis method. *Advances in adaptive data analysis*, 1(01), 1-41.

Yevjevich, V. & Jeng, R.I. (1969). *Properties of non-homogeneous hydrologic time series*. Hydrology papers. Colorado, USA: Colorado State 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/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

Articles

# Comparison of energy dissipation in downstream of stepped and baffled spillways of piano key weirs

# Comparación de la disipación de energía en aguas abajo de aliviaderos escalonados y desconcertados de vertederos de tecla de piano

Seyed Mehdi Naghib Zadeh[1,2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-3282-8174

Mohammad Heidarnejad[2], ORCID: http://orcid.org/0000-0002-7306-3614

Alireza Masjedi[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-2953-3519

Amirabbas Kamanbedast[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-1351-8944

Amin Bordbar[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-7632-5766

[1]Department of Water Science Engineering, khouzestan Science and Research Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran. mh_naghibzadeh@yahoo.com

[2]Department of Water Science Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, mo_he3197@yahoo.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]Department of Water Science Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, drmasjedi.2007@yahoo.com

[4]Department of Water Science Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, ka57_amir@yahoo.com

[5]Department of Water Science Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran, asefmn@yahoo.com

Corresponding author: Mohammad Heidarnejad, mo_he3197@yahoo.com

**Abstract**

Heavy seasonal rains over a dam reservoir can lead to huge floods and consequent failure of the dam structure. One way of controlling the adverse effects of heavy rains is to use weirs with larger dimensions such as piano key weirs (PKWs). In spite of raising the overall costs of the project, these weirs are preferred due to their high culvert capacity. PKWs can cause damage to the dam by creating water jets downstream. An effort was made in the present study to examine the energy dissipation due to installation of steps and baffles with different sizes on piano key weirs. The results showed that small baffles and large steps caused maximum energy losses of 85 and 80% in the studied weirs respectively. It was also found that the weir energy dissipation over the spillway was inversely related to its slope angle (the angle between the weir outlet and the vertical wall of the steps/baffles). The other findings were: (1) increasing the flow rate reduced the effect of the steps on the energy loss;

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

(2) the Weber number was directly proportional to the energy loss; and (3) the ratio *yc/H* (critical depth to the weir head ratio) was directly proportional to the energy loss.

**Keywords**: Piano key weir, energy dissipation, stepped weir, Weber number.

## Resumen

Las fuertes lluvias estacionales sobre un embalse de la presa pueden provocar grandes inundaciones y la consiguiente falla de la estructura de la presa. Una forma de controlar los efectos adversos de las lluvias torrenciales es usar presas con dimensiones más grandes, como las presas de tecla de piano (PKW). A pesar de aumentar los costos generales del proyecto, estos vertederos son preferidos debido a su alta capacidad de alcantarilla. Los PKW pueden causar daños a la presa al crear chorros de agua abajo. Se ha hecho un esfuerzo en el presente estudio para examinar la disipación de energía debido a la instalación de escalones y deflectores con diferentes tamaños en vertederos de teclas de piano. Los resultados han mostrado que pequeños deflectores y grandes escalones causan pérdidas de energía máximas de 85 y 80% en los vertederos estudiados, respectivamente. También se ha descubierto que la disipación de energía del vertedero estaba inversamente relacionada con su ángulo de inclinación (el ángulo entre la salida del vertedero y la pared vertical de los escalones / deflectores). Los otros hallazgos son: (1) aumentar la velocidad de flujo redujo el efecto de los pasos en la pérdida de energía; (2) el número de Weber ha sido directamente proporcional a la pérdida de energía; y (3) la relación *yc*/*H* (profundidad crítica a la relación 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/)

cabeza del vertedero) ha sido directamente proporcional a la pérdida de energía.

**Palabras clave**: vertedero de tecla de piano, disipación de energía, vertedero escalonado, número de Weber.

Received: 17/11/2018

Accepted: 02/10/2019

# Introduction

Destructive human activities in recent years have resulted in severe climatic change as well as heavy rains over dam reservoirs (Beniston *et al*., 2007). Severely heavy rains would rapidly increase water volume in the dam reservoir, eventually leading to the hydrodemolition of the dam. According to the research conducted by The United States Army Corps of Engineers (USACE), 36 percent of the existing dams are unsafe, with 80 percent of them being unsafe due to the low culvert capacity of their weirs (Suprapto, 2013). Due to the catastrophic risks this problem poses to human life, engineers have paid particular attention to increasing the culvert capacity of weirs, which is achieved in most cases by enlarging the dimensions of the weir (ASDSO, 2012). However, this solution is not

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

always effective due to such limitations as insufficient dam space and high costs. For this reason, researchers have been trying to increase the efficiency of dam weirs by modifying their structure (Tiwaria & Sharmam, 2015). The piano key weir (PKW) is one such solution (Figure 1). At a width equal to that of a linear weir, the PKW can produce a larger length and discharge coefficient product (*CdL*) at a lower *Cd* (Equation (1)), thus raising its hydraulic efficiency by 3-4 times as compared to the linear weir (Tiwaria & Sharmam, 2015):

$$Q = \frac{2}{3} C_d L \sqrt{2g {H_t}^3} \qquad (1)$$

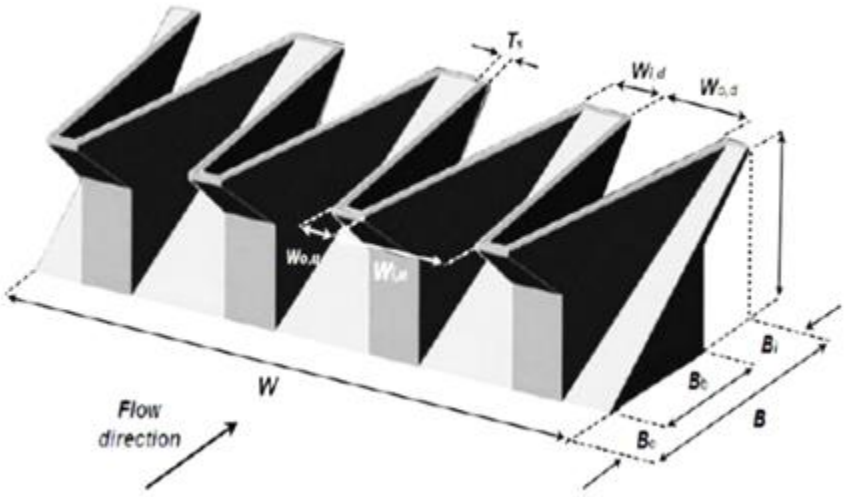



**Figure 1**. Main parameters in a piano key weir (PKW).

In Equation (1), *Q* is the flow rate; *Cd* is the discharge coefficient; *L* is the developed crest length, and $H_t$ is the total weir head (sum of the



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

velocity head and the static head) (Tullis, Young, & Chandler, 2007). Due to this advantage, the PKW has received widespread attention among researchers in recent years, prompting them to conduct much research on this type of weir (Ribeiro, Pfister, & Schleiss, 2013) (Table 1).

**Table 1**. Lists the characteristics of the PKW.

| | |
|---|---|
| ***BT*** | Total length |
| ***B*** | Base length |
| ***Bo*** | Upstream(outlet key) overhang crest length |
| ***Bi*** | Downstream(inlet key) overhang crest length |
| ***P*** | Height of the inlet entrance measured from the PKW crest |
| ***Wi*** | Inlet key width (sidewall to sidewall) |
| ***Wo*** | Outlet key width (sidewall to sidewall) |

In a PKW, energy dissipation is caused by the increase of water head at the upstream section of the dam as well as the formation of vortex regions due to the flow impacting the weir walls (in the lower parts in particular) (Kabiri-Samani & Javaheri, 2012).

The PKW was first proposed by Lempérière and Ouamane (2003). In their study, they showed that there were two dominant flows in the PKW which is classified as a multi-purpose curved weir. In the first model, the inlet key attracts the nearby flows and subsequently discharges them (via precipitation) over the inlet crest to the downstream section (similar to a sharp-crested weir with a sloped body) (Lempérière, 2017). In 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/)

second model, the flow is discharged into the downstream section of the key slope upon passing over the outlet crest (Lempérière, 2017). However, due to the jet damaging the downstream structure, measures including increasing wall thickness and building still basins at the downstream section are necessary to maintain the stability of this structure. In spite of their high initial costs, stepped weirs can reduce energy dissipation in the weir, thus reducing the overall construction costs (Chanson, 2001). The energy dissipation effect of the steps would reduce the depth, the length, and the lateral wall thickness of the downstream still basin, thus leading to substantially reduced construction costs (Chanson, 2001). In their study, Dermawan and Legono (2011) examined the residual energy and the relative energy dissipation in a model stepped weir (slope = 45°; height = 100 cm; width = 30 cm). In their test which comprised five steps, they placed 2, 4, 8, 16, and 32 steps between the weir crest and its toe, and measured five different flows (between 1.73 and 6.15 l/s) for each test step. Their obtained results showed that, no matter how many test steps were conducted, energy dissipation decreased with increasing the *yc*/*H* ratio.

In this study, the energy dissipation in a PKW was initially measured. Then, by mounting steps and baffles onto the weir, the respective energy dissipation in each case was determined.

# Materials and methods



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

The experiments were conducted in a metallic flume (length = 7 m; width = 60 cm) with glass walls at the Water and Electricity Organization Laboratory, Khuzestan, Iran. A point depth meter (measuring accuracy = 1 mm) was used to measure water height at the upstream and downstream of the weir. The flow rate was measured via a manometer and a calibrated triangular weir (Figure 2, 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/)

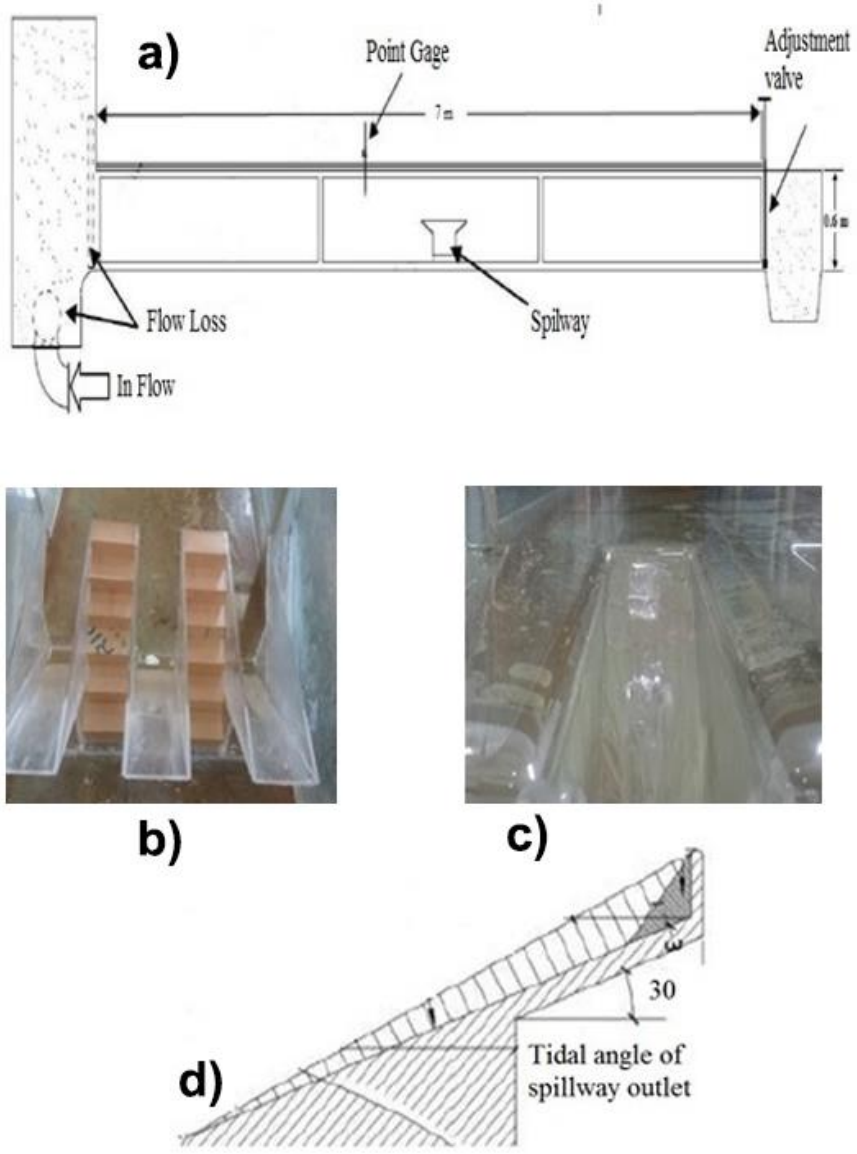



**Figure 2**. (a) Schematic of the laboratory flume; (b) stepped PKW; (c) baffled PKW, and (d) schematic of weir angle.

Three Plexiglas models with slope angles of 30, 35, and 40 were developed for simulating the PKW (Figure 2, b, c, d).



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

In this study, *Wi* is the inlet key width (= 10 cm); *W*0 is the outlet key (= 10 cm); *Wu* is the width of one cycle; *W* is the flume width; *B* is the weir length (from upstream to downstream) (= 40 cm); *Bi* is the length of the downstream slope; *Hr* is the tailwater (downstream) depth of the weir; *Hs* is water height over the crest of the weir; *P* is the weir height (= 20 cm); *L* is the weir crest length (= 40 cm), and *L*0 is the length of the outlet key

Separate parts were used to simulate the steps and baffles (*Hb* represents the step/baffle height). Upon installing the weir and sealing it with aquarium glue, a butterfly valve was used to control the water flow rate into the flume. Water depths at the weir upstream (in the laminar region 40 cm from the weir, for higher accuracy) and at the downstream of the key outlet were measured via the depth meter. Equation (2) and Equation (3) were used to calculate the energy dissipation in the weir:

$$E_0 = y_0 + \frac{{V_0}^2}{2g} \quad (2)$$

$$E_1 = y_1 + \frac{{V_1}^2}{2g} \quad (3)$$

Using the upstream water depth ($y_0$), the downstream water depth ($y_1$), and the flow velocity (calculated from Equation (4)), the energy at each section was calculated. The relative energy dissipation for the flow was then obtained from the following equation:



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

$$\Delta E_r = \frac{\Delta E}{E_0} = \frac{E_0 - E_1}{E_1} \quad (4)$$

## Dimensional analysis

The parameters affecting the energy drop are shown in Equation (5):

$$F = (W_i, W_0, W_u, W, B,\ B_i, H_r, H_s, y_c, g, \rho, \sigma, H, L_0, P, L, \mu, Q) \quad (5)$$

where $y_c$ represents the critical depth ($y_c = (q^2/g)^{1/3}$); *H* is the height of water on the weir; σ is the surface tension (for water at 20° C:0.074); ρ is the mass of a unit volume of water (998.2 kg/m$^3$); μ is the dynamic viscosity; $q$ is the specific discharge ($q = \frac{Q}{W}$), and *g* is the gravitational acceleration (9.8 m/s$^2$). The following parameters were obtained by conducting dimensional analysis using Buckingham π theorem:

$$f = (\frac{H_d}{P}, \frac{H_s}{P}, \frac{H_s}{D}, \frac{Y_c}{H}, \frac{\Delta E}{H}, \frac{W_i}{H}, \frac{L}{H}, \frac{W}{H}, \frac{P}{H}, \frac{B_i}{H}, \frac{H_t}{P}, \frac{B_o}{H}, \frac{R}{H}, \frac{E_0}{H}, N, \frac{Q}{\sqrt{2g}LH^{1.5}}, \frac{\sigma}{\rho V^2 H}, \frac{\rho VH}{\mu}, \frac{V}{\sqrt{gH}}) = 0 \quad (6)$$

In Equation (6), *S* is the ratio of $^R/_{B'}$, and the ratios of $\frac{Q}{\sqrt{2g}LH^{1.5}}, \frac{\sigma}{\rho V^2 H}, \frac{\rho VH}{\mu}, \frac{V}{\sqrt{gH}}$ are Froude number (*Fr*), Weber number (*We*), and



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

discharge coefficient (*Cd*), respectively. In Equation (5) and Equation (6), $W_i$ is the width of the inlet; $W_o$ the width of the outlet; $W_u$ the cycle width; *W* the flume width; *B*, the upstream-downstream length of weir; $B_i$, the downstream length of the overhang; $H_r$, the water depth at the base of the weir; $H_s$, the water level at the top of the weir; $Y_c$, the critical depth; *H*, the water level over the weir; σ, surface tensión; ρ, water density; μ, dynamic viscosity; *L*, the weir crest length; $L_o$ outlet length; *g*, gravitational acceleration, and *Q* is the discharge coefficient.

Since the lowest Reynolds number in this paper is 3 500, the effect of Reynolds number is neglected. Moreover, given the fixed weir geometry, the final relation for the dimensionless parameters affecting the coefficient of discharge is expressed by Equation (7):

$$C_d = f\left(\frac{H_d}{P}.\frac{Y_c}{H}.W_e.F_r\right) \quad (7)$$

It should be noted that the Froude number at the upstream of weir for all the models were below 1, meeting the conditions subcritical flow at the upstream.

# Results and discution



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

To study the effect of the steps and baffles on the energy dissipation in the weir, different experiments were designed where models with different step heights (1, 2, and 3 centimeters); three cubic baffles (with side lengths of 1, 2, and 3 centimeters), and three PKWs (with slope angles of 30, 35, and 40 degrees) were tested. Overall, 180 experiments were conducted at flow rates ranging from 1 to 50 l/s. The relative energy dissipation ($\frac{\Delta E}{E_0}$) was obtained from Equation (8):

$$\Delta E_r = \frac{\Delta E}{E_0} = \frac{E_0 - E_1}{E_1} \quad (8)$$

The respective effects of the dimensionless *yc*/*H* ratio (which expresses the effect of flow rate as well as weir water head) and the Weber number (which indicates the effect of surface tension due to direct contact between the flow and the weir structure) on the energy dissipation were duly examined. Table 2 shows the summary of the results.

**Table 2**. The summary of the results.

| Model | The angle | Max relative energy loss | *yc*/*H* |
|---|---|---|---|
| Observational | 30 | 8.2125 | 1.69 |
| Bafel 3 cm | 30 | 8.5565 | 1.93 |
| Bafel 2 cm | 30 | 8.5565 | 1.93 |
| Bafel 1 cm | 30 | 8.2125 | 1.69 |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

| | | | |
|---|---|---|---|
| Observational | 35 | 8.6487 | 1.5 |
| Bafel 3 cm | 35 | 8.1682 | 1.93 |
| Bafel 2 cm | 35 | 1.9412 | 1.13 |
| Bafel 1 cm | 35 | 6.1749 | 1.69 |
| Observational | 40 | 2.9417 | 1.04 |
| Bafel 3 cm | 40 | 1.9551 | 1.04 |
| Bafel 2 cm | 40 | 1.9551 | 1.04 |
| Bafel 1 cm | 40 | 1.6857 | 1.04 |
| Observational | 30 | 8.2125 | 1.69 |
| Stairs 3 cm | 30 | 7.2535 | 1.69 |
| Stairs 2 cm | 30 | 7.7988 | 1.5 |
| Stairs 1 cm | 30 | 6.8365 | 1.52 |
| Observational | 35 | 8.6487 | 1.5 |
| Stairs 3 cm | 35 | 6.2094 | 1.5 |
| Stairs 2 cm | 35 | 7.0511 | 1.59 |
| Stairs 1 cm | 35 | 6.3829 | 1.57 |
| Observational | 40 | 2.9417 | 1.04 |
| Stairs 3 cm | 40 | 3.5269 | 1.39 |
| Stairs 2 cm | 40 | 3.407 | 4.71 |
| Stairs 1 cm | 40 | 3.8271 | 1.34 |

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

## Effect of *yc*/*H* on relative energy loss

The effect of *yc*/*H* on the relative energy dissipation was studied in two parts. In the first part (depicted in Figure 3), the effect of step/baffle height on energy loss; and in the second part (shown in Figure 4), the effect of slope angle on energy dissipation was studied.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

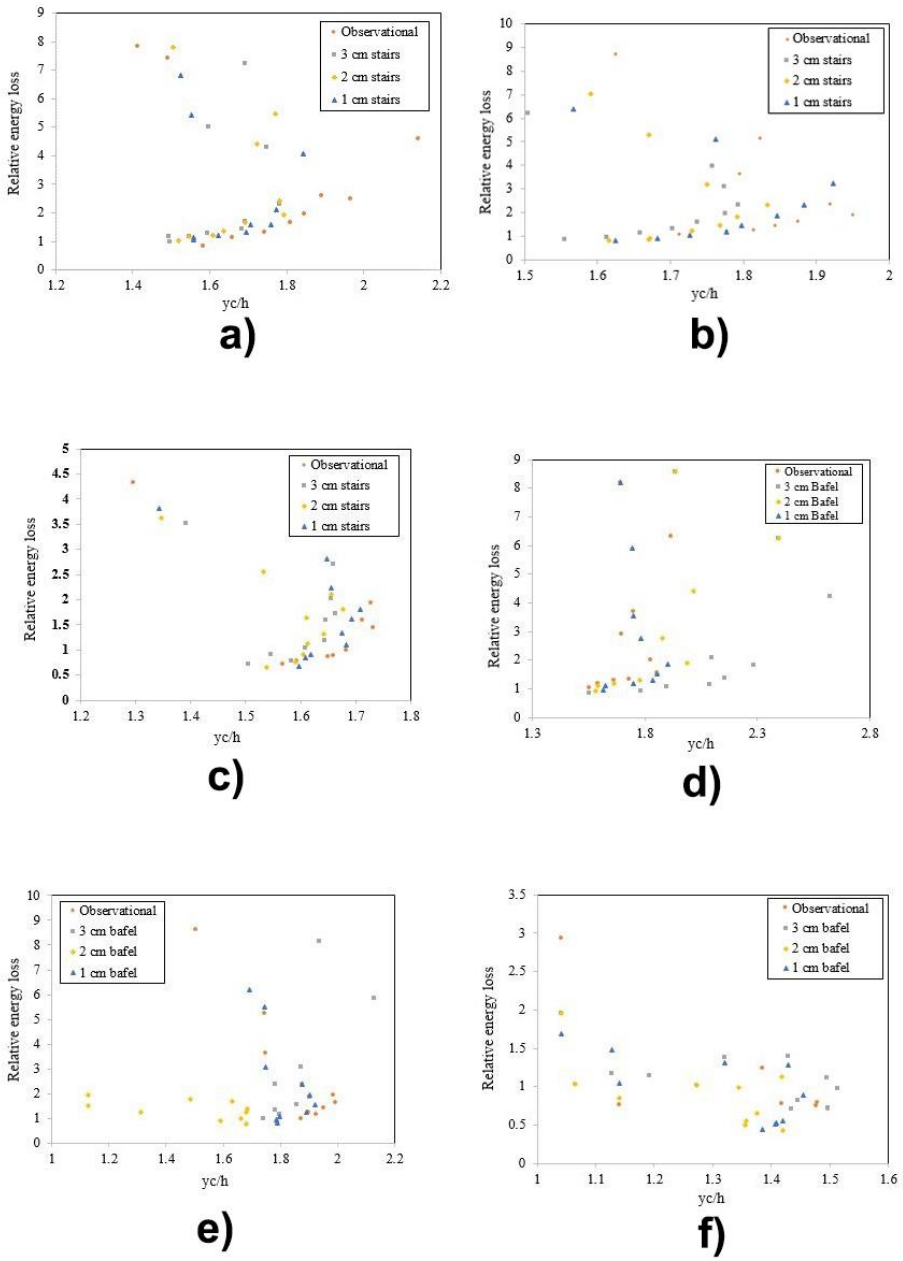



**Figure 3**. Stepped weir with (a) 30° slope angle; (b) 35° slope angle; (c) 40° slope angle and baffled weir with (d) slope angle of 30; (e) slope angle of 35°; (f) slope angle of 40°.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

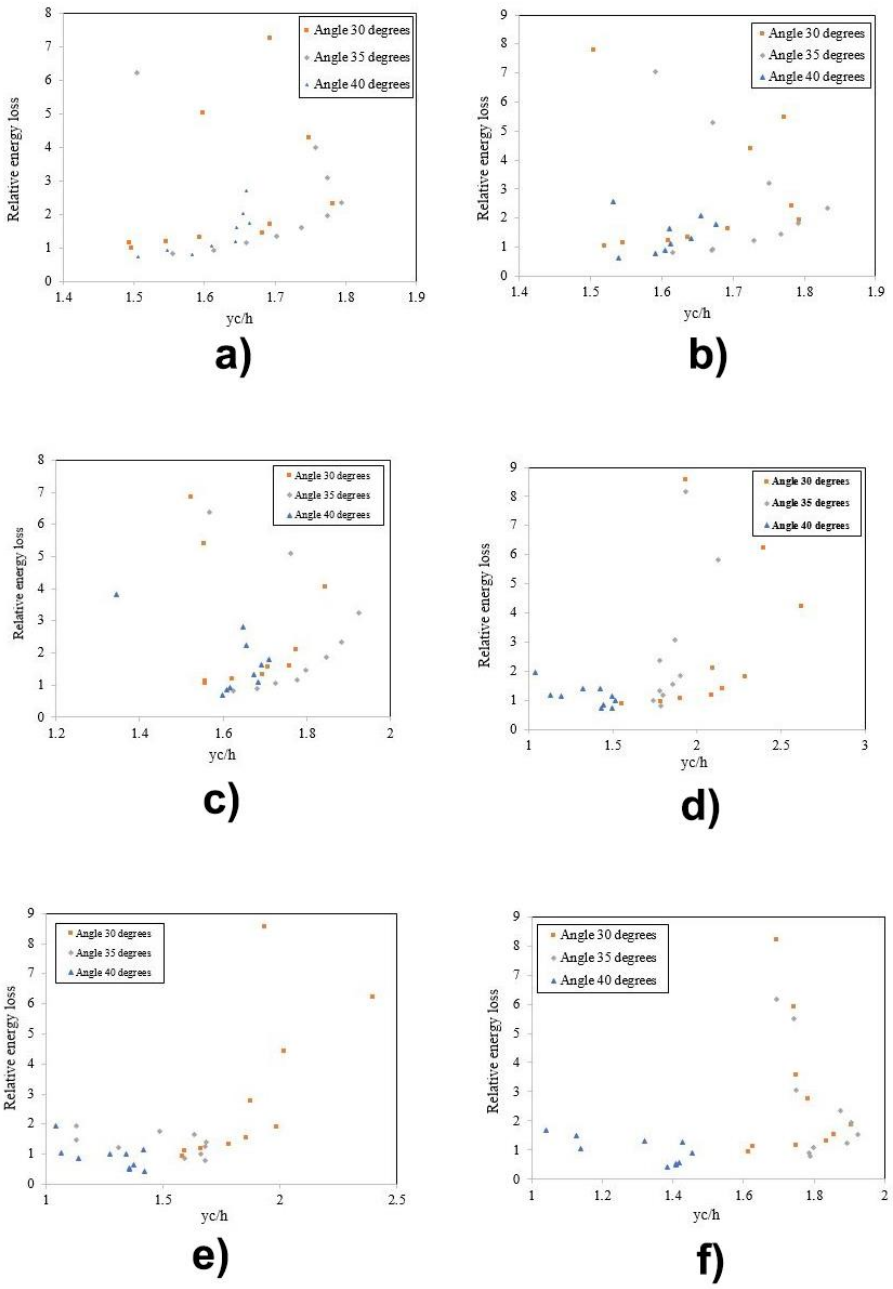



**Figure 4**. (a) A large step (height = 3 cm); (b) a medium step (height = 2 cm); (c) a small step (height = 1 cm); (d) a large baffle (height = 3



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

cm); (e) a medium baffle (height = 2 cm); (f) a small baffle (height = 1 cm).

As can be observed in Figure 3 (a, b, c) (where energy losses corresponding to three different slope angles were calculated), increasing *yc*/*H* from 1.5 to 1.7 increased the relative energy loss. However, this trend was reversed as *yc*/*H* was increased from 1.3 to 1.4, which led to a corresponding decrease in the energy loss. According to these diagrams, increasing the step height increased energy loss. However, the greatest energy dissipation in the unstepped weir occurred at *yc*/*H* > 1.3. Since *yc*/*H* exhibits the effect of flow rate, and this increase in energy dissipation occurred at smaller *yc*/*H* values, we can conclude that, at lower flow rates (*i.e.*, lower flow velocities), a smaller flow separation area was formed in the unstepped weir, thus causing greater energy loss.

As can be observed in Figure 3 (d, e, f), increasing dimensions of the cubic baffles decreased energy dissipation at all the three slope angles. This result was enhanced as the flow rate increased since, at lower flow rates, the energy dissipation difference among the three models was very small. The greatest energy dissipation was obtained for the weir with a 30° slope angle fitted with a small baffle. This result confirms the fact that reducing the outlet key space would increase the flow rate as well as the energy in a PKW. Hence, smaller baffles must be used for obtaining greater energy loss.

Figure 4 (a, b, c) shows the effect of the slope angle on the energy dissipation in the tested stepped weirs. It was concluded from these

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

diagrams that the greatest energy dissipation corresponding to the 1.6 < *yc* / *H* < 2.0 interval was obtained in weirs with greater step heights. However, the maximum dissipation in the lower *yc*/*H* values occurred at a step height of 1 cm; indicating that, at higher velocities, the energy dissipation increased in weirs with a step height of 3 cm due to the formation of a smaller separation zone in such weirs.

Figure 4 (d, e, f) shows the effect of weir slope angle on energy dissipation in weirs with cubic baffles. As can be observed, energy dissipation is inversely related to slope angle, so that increasing the former would lead to a decrease in the latter. Therefore, the effect of baffles on energy dissipation reduction diminished as baffle height was increased.

## Effect of Weber number on relative energy dissipation

The Weber number was calculated from Equation (9):

$$We = \frac{\rho V^2 H_s}{\sigma} \qquad (9)$$

Figure 5 and Figure 6 show the results obtained in the section. As in the previous section, these results entail two parts.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

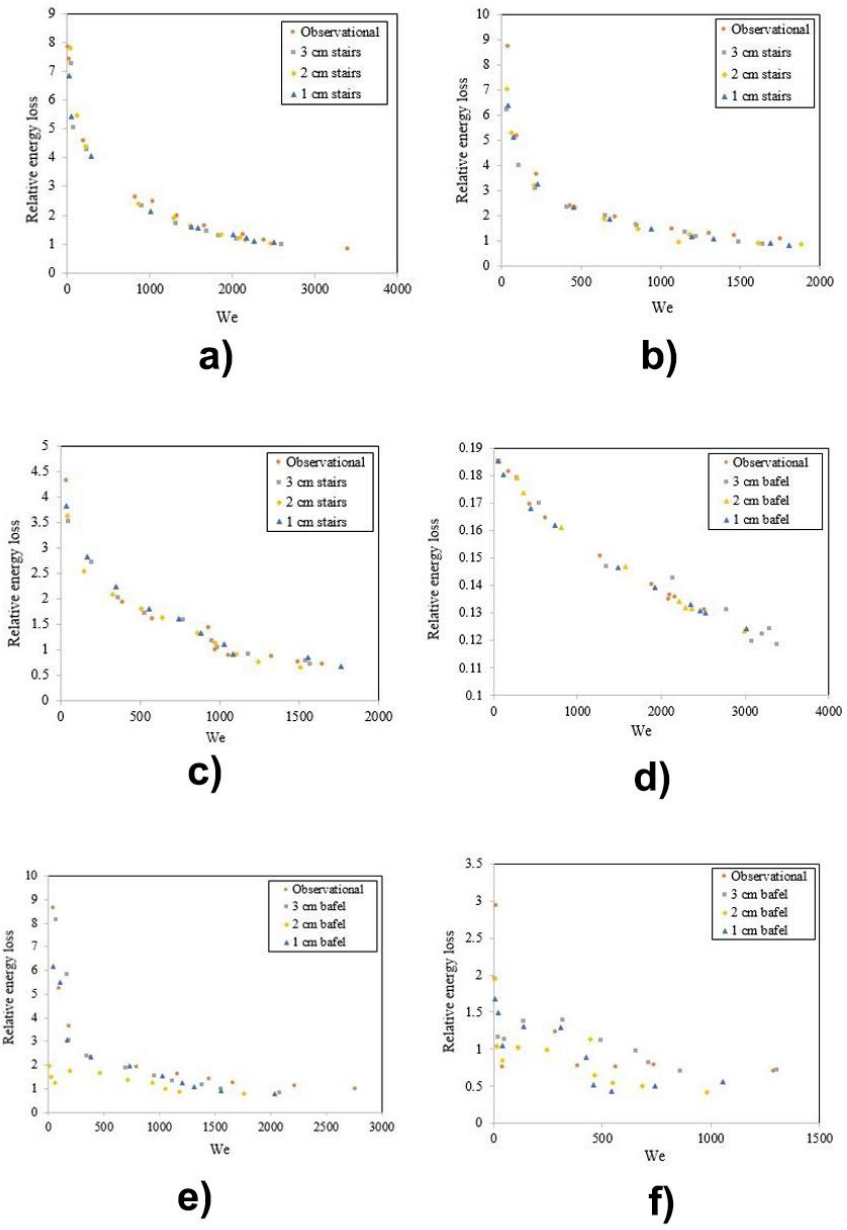



**Figure 5**. Stepped weir with (a) a slope angle of 30°; (b) a slope angle of 35°; (c) a slope angle of 40°; (d) a 30° baffle; (e) a 35° baffle; (f) a 40° baffle.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

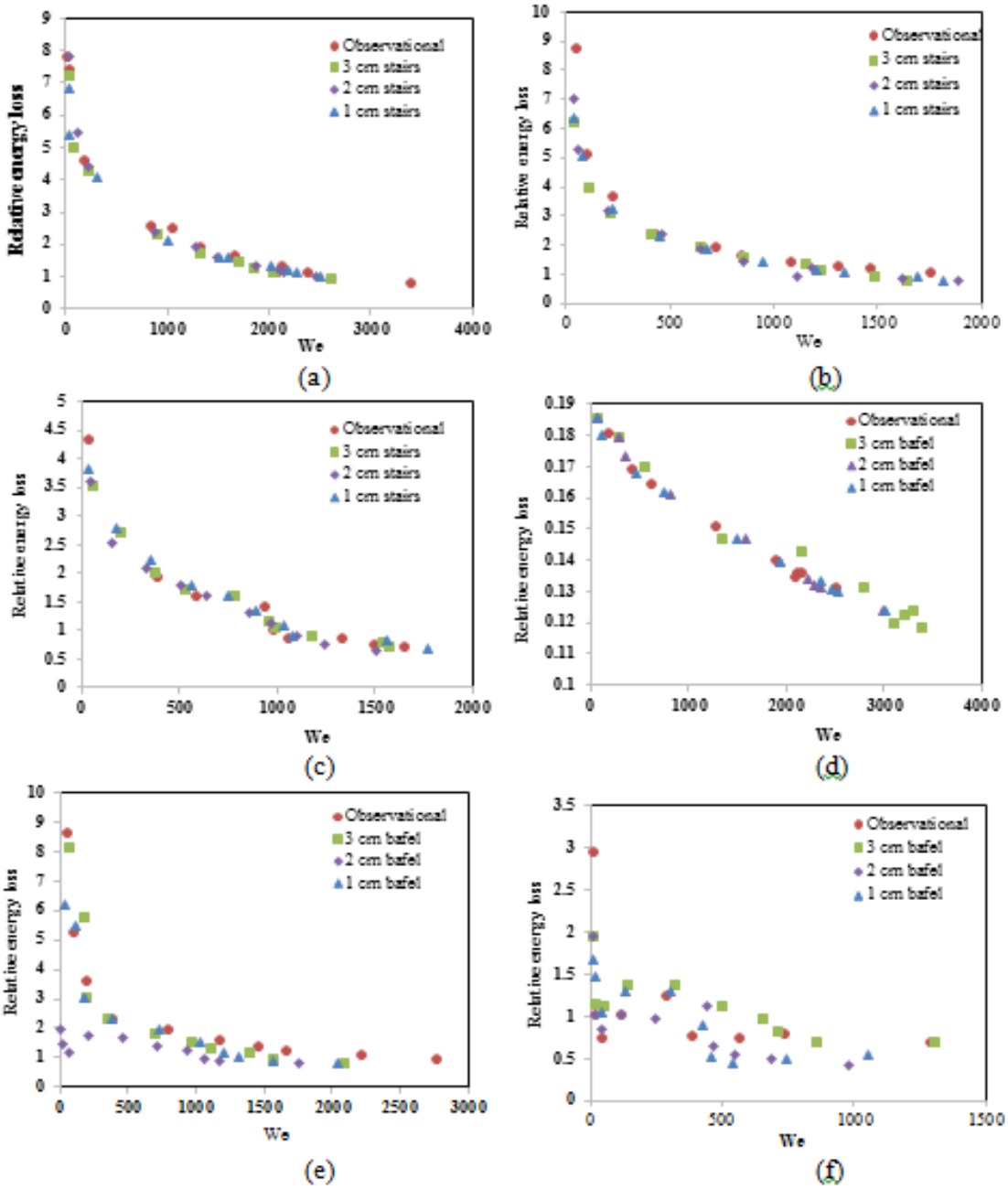



**Figure 6**. (a) A large-sized step (height = 3 cm); (b) a medium-sized step (height = 2 cm); (c) a small-sized step (height = 1 cm); (d) a



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

large-sized baffle (height = 3 cm); (e) a medium-sized baffle (height = 2 cm); (f) a small-sized baffle (height = 1 cm).

As can be observed in Figure 5 (a, b, c), increasing the Weber number reduced the energy loss. In the $1 < We < 500$ range, a 45% energy dissipation was obtained for the unstepped weir. Increasing the Weber number changed this trend however, leading to greater energy dissipation in the stepped weirs. A maximum energy dissipation of 5% was obtained at $We = 500$ in the weir with a step height of 3 cm. As can be clearly observed in these figures, the greatest relative energy losses occurred at $We > 1\,500$ for the following weirs respectively: the weir with no steps, the weir with small-sized steps, the weir with medium-sized steps, and the weir with large-sized steps. As can be observed in Figure 5 (d, e, f), increasing the Weber number led to a decrease in energy loss. Conversely, the greatest energy losses were obtained for the weirs with large baffles, medium baffles, small baffles, and the weirs without bafles, respectively.

As can be observed in Figure 6 (a, b, c), as the Weber number increased, the greatest energy losses of circa 69, 65, and 39 percent were obtained for the weirs with steps heights of 1, 2, and 3 centimeters, respectively.

As can be observed in Figure 6 (d, e, f), similarly to the stepped weirs, the energy dissipation in the baffled weirs as well as the effects of the installed steps and baffles decreased with the slope angle. However, unlike the case of stepped weirs where increasing the step height reduced

2020, Instituto Mexicano 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 relative energy dissipation, increasing the height of the cubic baffles led to a corresponding reduction in energy dissipation

## Effect of specific discharge coefficient

In this section, the effect of step height on the specific discharge coefficient (which is an index of weir efficiency) is examined (Figure 7).

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

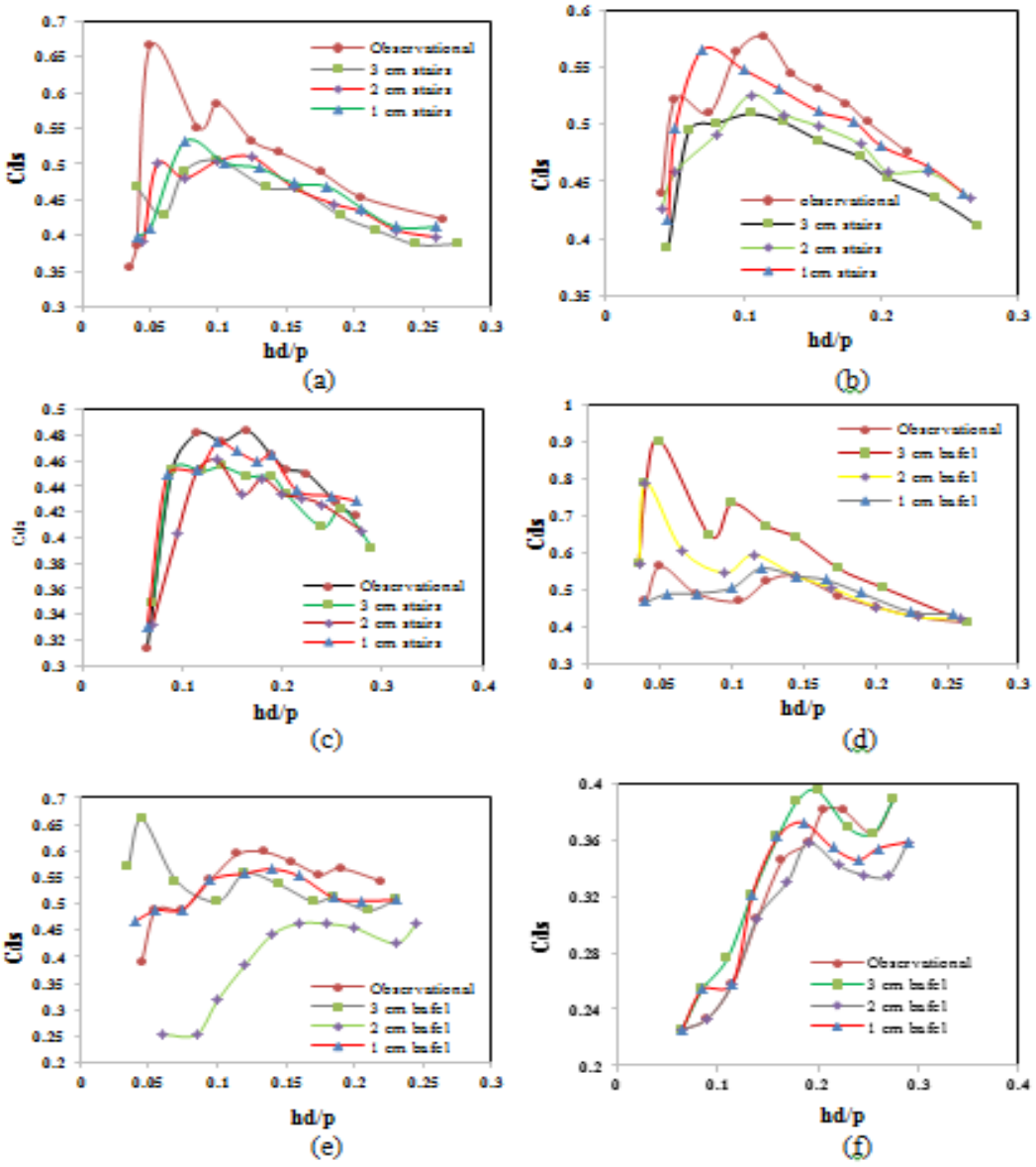



**Figure 7**. Variations of *Cds* with *hd*/*p* at (a) slope angle of 30°; (b) slope angle of 35°; (c) slope angle of 40°; (d) slope angle of 30°; (e) slope angle of 35°; (f) slope angle of 40°.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

As can be observed in the Figure 7, the maximum discharge coefficient was obtained for the unstopped weir which yielded the highest efficiency; and increasing the step height reduced the specific discharge coefficient. It can be concluded from Figure 7 that a larger baffle would increase weir efficiency beyond the observed value. This exhibits the fact that though a large baffle exhibits a negative effect in terms of energy loss, it brings about a positive effect in terms of efficiency by increasing the weir efficiency.

As can be observed in Figure 8, the maximum discharge coefficient (0.65) was obtained for the unstepped weir which also exhibited the highest efficiency. Increasing step height also led to a corresponding decrease in the specific discharge coefficient. A maximum discharge coefficient of 0.55 was obtained for the 35° weir with a step height of 1 cm, whereas a minimum discharge coefficient of 0.34 was obtained in all the three weir models for a step height of 3 cm.

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/)

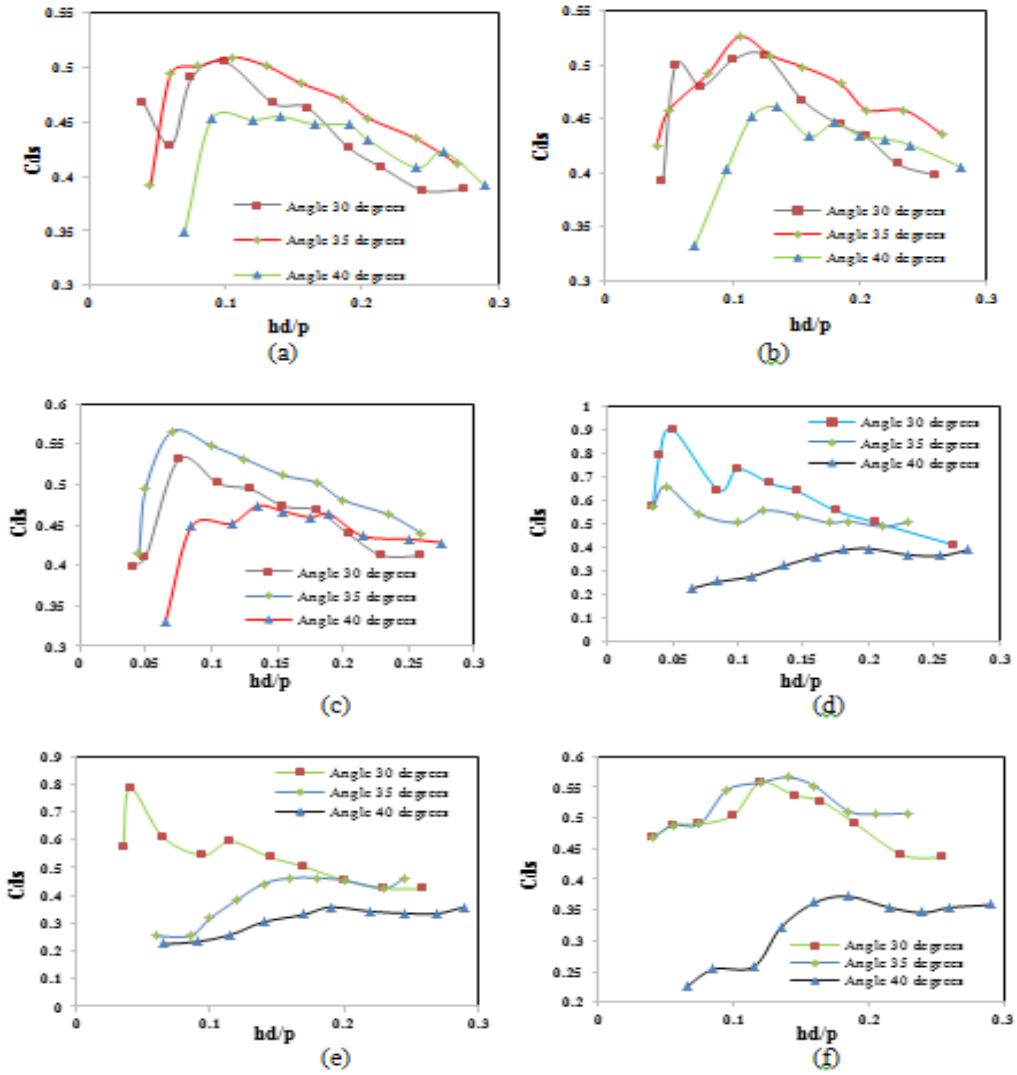



**Figure 8**. Variations of *Cds* with *hd*/*p* at (a) step height of 3 cm; (b) step height of 2 cm; (c) step height of 1 cm; (d) a 3 cm bafle; (e) for a 2 cm bafle; (f) a 1 cm baffle.

It can be concluded from Figure 7 and Figure 8 that increasing the slope angle led to a corresponding increase in weir efficiency. However, increasing the baffle dimensions decreased the efficiency: for the 3 cm



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 215-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-07

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/)

baffle, a maximum efficiency of 0.85 was obtained at an angle of 30°. For the 2 cm (medium) baffle, a maximum energy dissipation of 0.8 was measured at an angle of 30°. Ultimately, a maximum efficiency of 0.55 was obtained for the 1 cm baffle at the same angle of 30°.

# Conclusions

The results obtained in the present study showed that baffled and stepped weirs produced energy losses of 85 and 80%, respectively. Therefore, baffles have a greater effect on the energy dissipation across the weir. In addition, the slope angle of the outlet keys was found to be inversely related to the weir energy loss. However, the most significant point was that the effect of weir steps on energy dissipation decreased with increasing flow rate.

At Weber numbers lower than 1 500, the greatest energy losses were obtained for the weir with no steps, the weir with small steps, the weir with medium steps, and the weir with large steps respectively. As for the baffled weirs, the greatest losses were achieved for the weir with large baffles, the weir with medium baffles, the weir with small baffles, and the weir with no baffles respectively.

Increasing the height of steps led to a corresponding increase in the energy dissipation in the stepped weirs. In the baffled weirs, however,

2020, Instituto Mexicano 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 reverse occurred, *i.e.,* the energy dissipation increased by reducing the baffle height.

The greatest discharge coefficient (0.65) was obtained for the unstepped weir which exhibited the highest efficiency. Increasing the step height reduced the specific discharge coefficient. A larger efficiency (than the observed efficiency) was obtained by installing a large baffle on the weir; however, decreasing the baffle dimension led to a corresponding energy drop resulting in a reduction in efficiency below the observed efficiency.

## Acknowledgements

The authors wish to express their gratitude to the Water and Electricity Organization, Khuzestan, Iran, for making available the required laboratory equipment.

## References

ASDSO, Association of State Dam Safety Officials. (2012). *Summary of Existing Guidelines for Hydrologic Safety of Dams* (pp. 1-22). Lexington, USA: Federal Emergency Management Agency.

Beniston, M., Stephenson, D., Christensen, O., Ferro, C., Frei, C., Goyette, S., & Koffi, B. (2007). Future extreme events in European Climate: An exploration of regional climate model projections. *Climatic Change*, 81(1), 71-95. DOI: 10.1007/s10584-006-9226-z

Chanson, H. (2001). *The hydraulics of stepped chutes and spillways*. Lisse, The Netherlands: Balkema.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Dermawan, V., & Legono, D. (2011). Residual energy and relative energy dissipation on stepped spillway. *Journal of Applied Technology in Environmental Sanitation*, 1(4), 381-392.

Kabiri-Samani, A., & Javaheri, A. (2012). Discharge coefficients for free and submerged flow over piano key weirs. *Journal of Hydraulic Research*, 50(1), 114-120. DOI: 10.1080/00221686.2011.647888

Lempérière, F. (2017). Dams and floods. *Engineering*, 3(1), 144-149.

Lempérière, F., & Ouamane, A. (2003). The piano keys weir: A new cost-effective solution for spillways. *International Journal of Hydropower & Dams*, 5, 144-149.

Ribeiro, M. L., Pfister, M., & Schleiss, A. J. (November, 2013). Overview of piano key weir prototypes and scientific model investigations. In: *Proceedings of the 2nd International Workshop on Labyrinth and Piano Key Weirs,* Paris, France.

Suprapto, M. (2013). Increase spillway capacity using labyrinth weir. *Procedia Engineering*, 54, 440-446. DOI: 10.1016/j.proeng.2013.03.039

Tiwaria, H., & Sharma, N. (2015). Developments to improve hydraulic competence of spillways. *Aquatic Procedia*, 4, 841-846.

Tullis, B. P., Young, J. C., & Chandler, M. A. (2007). Head-discharge relationships for submerged labyrinth weirs. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(3), 248-254. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2007)133:3(248)

2020, Instituto Mexicano 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-2020-04-08

Notas

# Medidas indicativas y preventivas contra la manipulación fraudulenta de medidores de agua

# Indicative and preventive measures against tampering of water consumption meters

Stefan Ziemendorff[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9253-4250

[1]Consultor de la cooperación alemana al desarrollo, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit, Eschborn, Alemania, sziemendorff@gmail.com

Autor para correspondencia: Stefan Ziemendorff, sziemendorff@gmail.com

## Resumen

La manipulación fraudulenta de medidores de agua potable es un problema de importancia creciente en muchos países, lo cual provoca pérdidas económicas para las entidades prestadoras. En el presente artículo se analizan las formas de manipulación de medidores, señalando sus puntos vulnerables. Luego se procede a analizar y comparar las medidas indicativas y preventivas existentes para proteger los medidores, llegando a la conclusión de que acorde con cada situación

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

legal, hay medidas que de manera eficaz permiten evitar su manipulación, vandalización y robo. Por último, se recomienda para cada situación legal cuáles son las medidas a tomar.

**Palabras clave**: manipulación de medidores de agua, dispositivos de seguridad de medidores de agua, sellos de seguridad.

**Abstract**

The tampering of water consumption meters is a problem of increasing importance in many countries, resulting in economic losses for the water utilities. In the present article the great variety of tampering of meters are analyzed, defining the vulnerable points of them. Then it proceeds to analyze and compare the existing indicative and preventive measures to protect the meters, arriving at the conclusion that according to each legal situation there are measures that allow avoiding their tampering, vandalization and theft in an effective way. Finally, it is recommended for each legal situation what these measures are.

**Keywords**: Tampering of water meters, water meter security devices, security seals.

Recibido: 12/07/2018

Aceptado: 02/10/2019

# 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/)

Por la creciente escasez del agua potable, muchas entidades prestadoras han tomado medidas para disminuir sus pérdidas de agua, tanto las pérdidas físicas como las llamadas pérdidas aparentes o comerciales. Si bien se avanzó al disminuir las pérdidas físicas, controlando presiones y fugas, reduciendo las pérdidas comerciales e incrementando los índices de la micromedición, existe un componente que parece estar en constante incremento: el hurto del agua. Este ocurre a través de instalaciones ilegales y la manipulación de medidores. Aquí se tratará esta última y las formas para combatirlo.

A pesar de que este tema se trata ampliamente en diarios a lo largo de América Latina, existen datos muy escasos sobre el verdadero tamaño de la problemática. Como ejemplo se puede citar que en la ciudad de Lima, Perú, se registró en el primer cuatrimestre del 2019 casi 8 000 casos de medidores robados, manipulados o vandalizados (García, 2019).

El presente texto se refiere sólo a medidores de velocidad (chorro único y múltiple), que son usados en la mayoría de las localidades de Latinoamérica por su bajo costo. El objetivo del estudio es averiguar cuáles son las formas más efectivas para proteger estos medidores en contra de los diferentes tipos de manipulación. Para ello se procedió de la forma siguiente:


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

- Primer paso: se entrevistó a operadores de bancos de medidores de entidades prestadoras peruanas (ver agradecimientos) sobre las formas de manipulación que han visto.
- Segundo paso: se clasificaron estas formas de manipulación acorde con los puntos de los medidores que son vulnerados.
- Tercer paso: se analizó cómo las medidas preventivas e indicativas protegen a los medidores en sus puntos vulnerables.

A continuación se presenta los resultados para los tres pasos seguidos.

# Resultados

## Formas de manipulación de medidores de velocidad y sus puntos vulnerables

La manipulación de medidores se da de formas diversas, variando los patrones, dependiendo del modelo de medidor instalado, la situación legal y las medidas de seguridad tomadas por los operadores. La forma de clasificar las maneras de manipulación se da en función de su


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

visibilidad, siendo el primer grupo aquel donde la manipulación es evidente a simple vista; el segundo grupo, el que se puede notar sólo con una revisión cuidadosa del medidor; y el tercero, que no deja una evidencia visible. Algunas formas frecuentes se muestran en la Figura 1.

**Figura 1**. Formas de manipulación: A) luneta vandalizada; B) luneta perforada; C) relojería separada; D) hélices paralizados con alambre; E) dientes de engranajes quitados; F) transmisión magnética frenada con una ficha; G) hélices cortadas; H) paralización con imán.

**Grupo 1 (manipulación física permanente y visible)**. Tiene como finalidad lograr que no pueda tomarse la lectura al medidor. Son detectadas en la lectura del medidor. Las formas son:

1. **Autorrobo del medidor**: el usuario sustrae su medidor de forma definitiva, fingiendo que le fue robado. Debido a que en algunos sitios el robo de medidores es realmente masivo es muy difícil distinguir el autorrobo.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

2. **Robo de la relojería**: se extrae la relojería dejando el cuerpo. Ocurre con frecuencia si el medidor es anclado en el piso.
3. **Vandalización**: destruir el medidor golpeándolo, afectando su funcionamiento o la toma de la lectura (Figura 1, A).
4. **Rayado o pintado de la luneta**: permite que funcione el medidor, pero evita que pueda ser leído.

**Grupo 2 (manipulación física permanente, sólo visible al revisar el medidor)**. Consiste en alterar el medidor para que registre un consumo menor al real, alterando su funcionamiento interno. Es frecuente donde no se hace un seguimiento legal a la manipulación. No saltan a la vista y, en su mayoría, pueden ser constatadas sólo al desinstalar, desarmar y revisar el medidor. Las formas son:

1. **Perforación de la luneta**: se perfora un orificio en la luneta para tener acceso a la relojería, a fin de destruirla o para introducir de manera temporal objetos que paralizan el conteo del consumo (Figura 1, B).
2. **Perforación de la relojería desde el costado**: similar a la forma de manipulación anterior, pero con la diferencia de que se realiza desde los costados con un objeto metálico caliente o con taladros. Es más difícil de detectar al momento de la lectura.
3. **Perforación del cuerpo de la turbina**: modelos de medidores con cuerpos plásticos son perforables con objetos metálicos calientes para llegar a las hélices en puntos no visibles para quien toma la lectura; se pueden paralizar de modo temporal o permanente sin sacar el medidor. Si bien los cuerpos metálicos también podrían ser perforados (con un taladro), es más difícil, pues expone al

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

manipulador a ser descubierto y es casi imposible que se realice en un punto invisible.

4. **Alteración interior de las hélices**: consiste en desarmar el medidor para modificar las hélices de la turbina, con el objetivo de que se muevan a una menor velocidad de la prevista (Figura 1, G).
5. **Alteración del mecanismo de transmisión de la turbina a la relojería**: la transmisión magnética se interrumpe o frena al introducir objetos pequeños, como fichas metálicas o plásticas, entre la hélice y la relojería (Figura 1, F).
6. **Alteración interior de los engranajes de la relojería**: sacar la relojería del medidor y quitar dientes a los distintos engranajes, causando así que el consumo registrado sea inferior, en función del porcentaje de los dientes quitados (Figura 1, E).
7. **Paralización de las hélices**: paralizar las hélices, introduciendo alfileres o pegamento desde la entrada o salida del agua (Figura 1, D), desinstalado el medidor previamente.
8. **Ebullición del medidor**: consiste en desinstalar el medidor y calentarlo, para que sus partes plásticas se deformen o fundan, lo cual altera o paraliza la lectura (Goodwin, Kaggwa, & Malebo, 2013).

**Grupo 3 (manipulación temporal no visible, incluso revisando el medidor)**. Estas formas de manipulación también tienen la finalidad de que el medidor subregistre; pero no lo modifican físicamente, lo cual imposibilita la detección de la manipulación con su revisión. Las formas son:

1. **Inversión del medidor**: se voltea el medidor para que en vez de aumentar la lectura, disminuya conforme sigue el consumo.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

2. **Retiro temporal del medidor**: en periodos de alto consumo se extrae el medidor o se reemplaza por un "medidor fantasma"; pasado este periodo, se reinstala el medidor.
3. **Separación temporal de la relojería**: consiste en retirar sólo la relojería del cuerpo, mas no el medidor completo, y volver a ponerla antes de las fechas de lectura (Figura 1, C).
4. **Retrocesión de la lectura**: en este caso se usa un flujo de aire a presión con el fin de retroceder el registro. Para ello se retira el medidor, se retrocede el registro y se vuelve a instalar en posición normal.
5. **Inclinación del medidor**: algunos usuarios inclinan el medidor a un costado para que subregistre, aunque dependiendo del modelo de medidor el efecto de ello es poco, no llegando al 10% de subregistro en la mayoría de los medidores, es decir, aún se registra 90% del consumo (Arregui, Cabrera, Cobacho, & García-Serra, 2005).
6. **Introducción temporal de alambres**: consiste en que un alambre se introduce desde el predio sin que el manipulador pueda ser visto en el acto. También le permite regular su registro de consumo para que no marque cero y evitar así sospechas. Además, el alambre puede ser retirado en las fechas de lectura.
7. **Aplicación temporal de imanes**: la transmisión magnética desde la turbina a la relojería se frena con imanes potentes. Se aplican a un costado del medidor, desde donde pueden retirarse rápidamente, lo que dificulta su detección (Figura 1, H).

Con las formas de manipulación antes mencionadas se han identificado los puntos vulnerables de los medidores (Tabla 1).


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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 1**. Vulnerabilidades de medidores de velocidad identificados a partir de las distintas formas de manipulación.

| Forma de manipulación | | | Vulnerabilidad |
|---|---|---|---|
| Grupo 1: manipulación física permanente visible | 1 | Autorrobo | Retiro del medidor posible |
| | 2 | Robo de la relojería | Retiro de relojería posible |
| | 3 | Vandalización | Luneta accesible |
| | 4 | Rayado/pintado de luneta | |
| Grupo 2: manipulación física permanente, solo visible al revisar el medidor | 1 | Perforación de la luneta | |
| | 2 | Perforación de relojería por el costado | Relojería perforable |
| | 3 | Perforación de cuerpo de la turbina | Cuerpo perforable |
| | 4 | Alteración interior de hélices | Retiro de medidor o relojería posible |
| | 5 | Alteración transmisión turbina-relojería | |
| | 6 | Alteración interior de engranajes | |
| | 7 | Paralización de hélices | |
| | 8 | Ebullición del medidor | Retiro del medidor posible |
| Grupo 3: manipulación temporal no visible aun revisando el medidor | 1 | Inversión | |
| | 2 | Retiro temporal | |
| | 3 | Separación temporal de la relojería | Retiro de relojería posible |
| | 4 | Retrocesión de la lectura | Retiro del medidor posible |
| | 5 | Inclinación | Inclinación del medidor |
| | 6 | Introducción temporal de alambres | Turbina accesible por tubo |
| | 7 | Aplicación temporal con imanes | Medidor afectado con imán |

Las ocho vulnerabilidades identificadas se grafican en la Figura 2.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

| N° | Vulnerabilidad |
|---|---|
| 1 | Luneta vulnerable |
| 2 | Relojería perforable |
| 3 | Cuerpo perforable |
| 4 | Retiro del medidor posible |
| 5 | Retiro de la relojería posible |
| 6 | Inclinación del medidor posible |
| 7 | Turbina accesible por el tubo |
| 8 | Medidor afectable con imán |

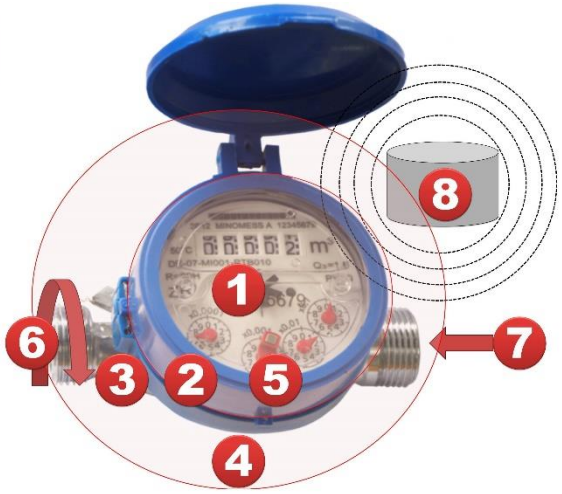



**Figura 2**. Vulnerabilidades de medidores de velocidad.

## Medidas indicativas

Son aquellas que permiten evidenciar que el medidor ha sido manipulado sin autorización. No evitan o dificultan mucho la manipulación, pero su utilidad radica en los puntos siguientes:

a) Dependiendo de la normatividad, la violación de sellos de seguridad puede ser sancionado como infracción o delito.

b) Aun si un sello violado no es aceptado como prueba, puede dar lugar a la revisión del medidor o a la aplicación de otras medidas.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

c) La presencia visible de los sellos u otra medida indicativa puede ser persuasiva para un usuario tentado de manipular su medidor.

Las medidas indicativas de manipulaciones pueden clasificarse en tres:

1. Vulnerabilidades donde las medidas indicativas pueden mostrar que una vulnerabilidad específica se aprovechó para manipularlo.
2. Vulnerabilidades que no requieren medidas indicativas.
3. Vulnerabilidades donde es imposible tomar medidas indicativas.

El **primer grupo** consiste en medidas indicativas factibles y útiles:

1. **Contra la posibilidad de perforar la relojería desde el costado** (vulnerabilidad 2). Si bien no existen sellos de seguridad para ello, hay una medida indicativa que consiste en llenar la caja del medidor con espuma expansiva y tomar una foto de ésta (Figura 3, a). Como la espuma siempre forma patrones únicos es imposible volverla a su estado anterior, una vez manipulado el medidor. De lo contrario, sólo puede ser detectada revisando con detenimiento el medidor, para lo cual es necesario desinstalarlo de manera frecuente.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

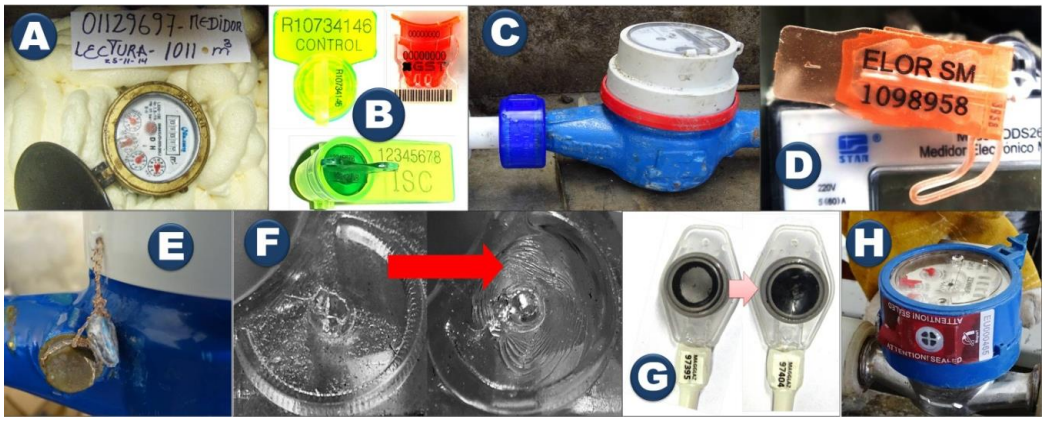



**Figura 3**. Medidas indicativas de manipulación: A) llenado de la caja de registro con espuma expansiva (cortesía Sedacusco); B) sellos transparentes; C) sello en la contratuerca del medidor; D) sello en un medidor; E) sello de plomo; F) indicador de calor antes y después de calentado; G) sello indicador de magnetismo antes y después de ser magnetizado; H) medidor con sello indicador de magnetismo.

2. **Contra la posibilidad de perforar el cuerpo** (vulnerabilidad 3). No hay sellos para ello; el método de la espuma expansiva es igual de efectivo para indicar tal tipo de manipulación.
3. **Contra el retiro del medidor** (vulnerabilidad 4). Existen varios métodos, como espuma expansiva y un precinto que asegure las contratuercas que fijan el medidor (Figura 3, C). Estas últimas permiten retirar el medidor sólo después de romper el precinto que no puede volverse a colocar sin dejar evidencia. Un tercer método es con el uso de alambre sellador, que se asegura con un sello (Figura 3, B). Para que quien toma la lectura se dé cuenta, es necesario mover el alambre, porque la parte cortada puede pegarse o esconderse de tal forma que no se note (Ríos, 2013).


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

4. **Contra el retiro de la relojería** (vulnerabilidad 5). El principal uso de sellos de seguridad con alambre sellador es para evitar el retiro de la relojería. Sirven para poder detectar si el reloj fue separado del medidor; aunque no se puede sancionar el hecho de que el sello esté roto, es útil para darse cuenta de que es necesario desarmar el medidor y revisar hélices, engranajes, etcétera, a fin de constatar si fueron o no alterados. A la par, el llenado con espuma expansiva puede servir para ello.
5. **Contra la inclinación del medidor** (vulnerabilidad 6). Un medidor inclinado no se puede detectar con facilidad si el usuario vuelve el medidor a su posición normal antes de la fecha de lectura. Para esta forma de manipulación no sirve el precinto en la contratuerca (Figura 3, C), pero sí otras dos medidas:

a) La instalación de sellos que sirve para identificar si el medidor fue desinstalado. Para esto se necesita que el alambre sellador que fija el sello de seguridad se sujete con firmeza, para que permita mover el medidor sólo después de haber cortado el alambre o se haya roto el sello.

b) El llenado de la caja con espuma expansiva.

6. **Contra el uso de imanes** (vulnerabilidad 8). Una medida consiste en usar sellos indicadores de magnetismo. Se colocan en el mismo medidor y en caso de ser sometidos a magnetismo indican, de forma irreversible, que hubo un imán cerca (Figura 3, G, H).

El **segundo grupo**, que no requiere de medidas indicativas, consiste en:


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

1. **Contra la vulnerabilidad de la luneta** (vulnerabilidad 1). La destrucción o perforación de la luneta se evidencia por sí misma al momento de la lectura, aunque se han hallado perforaciones de diámetros menores a un milímetro, que son difíciles de detectar.

El **tercer grupo** (imposible tomar medidas indicativas), refiere al punto:

1. **Contra la accesibilidad a la turbina por el tubo** (vulnerabilidad 7). No se ha encontrado una medida que evidencie que el medidor haya sido manipulado; ello ocurre por la introducción de un objeto paralizador (desde el predio) sin necesidad de tocar el medidor. Sin embargo, existe una medida preventiva: un dispositivo antialámbrico (ver más adelante).

Las medidas de seguridad indicativas se muestran en la Tabla 2.

**Tabla 2**. Medidas indicativas de manipulación según las vulnerabilidades de los medidores.

| Vulnerabilidades | | Medidas indicativas | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | **Espuma expansiva de construcción** | **Alambre sellador con sello** | **Precinto de seguridad en contratuerca** | **Sello indicador de magnetismo** |
| **1** | **Luneta es vulnerable** | No necesario | No necesario | No necesario | No necesario |
| **2** | **Relojería perforable** | Factible | No factible | No factible | No factible |
| **3** | **Cuerpo perforable** | Factible | No factible | No factible | No factible |
| **4** | **Retiro del medidor** | Factible | Factible | Factible | No factible |


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **posible** | | | | |
| **5** | **Retiro de la relojería posible** | Factible | Factible | No factible | No factible |
| **6** | **Inclinación del medidor posible** | Factible | Factible | No factible | No factible |
| **7** | **Turbina accesible por el tubo** | No factible | No factible | No factible | No factible |
| **8** | **Medidor afectable con imán** | No factible | No factible | No factible | Factible |

Además se necesitan algunas especificaciones acerca de los distintos métodos para garantizar que pueden cumplir su función:

**Acerca del uso de la espuma expansiva**. La medida es de bajo costo (de 2 a 3 dólares), pero aún no se cuenta con experiencias de que la modificación del patrón que deja la espuma se acepte como prueba legal de manipulación. En todo caso, se requiere contar con una foto para hacer la comparación con el estado actual.

**Acerca del uso de sellos de seguridad**. La gran variedad de éstos se debe a que se inventan continuamente métodos nuevos para manipular los sellos, por ello se recomienda:

1. Los números de serie de los sellos deben registrarse asociados con el medidor y encontrarse accesibles a inspectores, y de quienes toman las lecturas para poder contrastarlos. Se ha observado que muchas entidades prestadoras del servicio en el Perú no proceden así, permitiendo reemplazar el sello roto con otro sin ser detectado.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

2. Sellos de plomo (Figura 3, E), no brindan mucha seguridad, pues son fáciles de manipular con cortes o calor, imitables o envejecidos artificialmente para que sean tomados como originales (Ríos, 2013).
3. Los sellos de seguridad, de preferencia, deben ser transparentes, para que se pueda notar eventuales manipulaciones en su interior.
4. Sellos que son de varios cuerpos (como macho y hembra) deben contar con la numeración en todos estos o estar físicamente unidos, para no permitir el retiro y reemplazo de una parte; por ejemplo, con partes robadas de sellos de otros medidores (Figura 3, D, el sello es numerado en sus dos partes que además fueron unidas).
5. Una de las formas de violar sellos plásticos es con el uso de calor, que permite la remoción de partes aparentemente fijas. Por ello se recomienda que tengan indicadores de calor (Figura 3, F).

**Sobre el uso de sellos indicadores de magnetismo**. En un ensayo que se realizó en Tarapoto, Perú (Ziemendorff, 2017), resultó que para que estos sellos cumplan su función tienen que estar muy cerca del imán. Se probó con un imán de 48.7 $cm^3$; en este caso, el sello (Figura 3, G) reaccionó a una distancia de 6.5 cm, y en el caso de otro sello a una distancia de 3.5 cm; esto implica que si el usuario reconoce el sello puede adjuntar el imán al otro lado del medidor (cuyos diámetros exteriores superan los 6.5 cm) sin el peligro ser detectado. Por ende, para que los sellos funcionen, se recomienda las siguientes medidas:

a) Conseguir sellos indicadores más sensibles. Se desconoce si existen en el mercado.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

b) Usar sellos en los lados opuestos del medidor. Para que resulte efectivo, deben reaccionar al magnetismo a una distancia mínima de 4 a 5 cm (acorde con el diámetro del medidor).

c) Colocar los sellos en medio de la luneta. Para ello deben ser adheridos de tal forma que se imposible que se retiren sin dejar huella (como en la Figura 3, H).

## Medidas preventivas incorporadas en el medidor

Tienen como finalidad principal imposibilitar o dificultar la manipulación del medidor. Se pueden clasificar en dos tipos: aquellas que son incorporadas al mismo medidor y las que son dispositivos adicionales. En caso de que éstos sean violados, lo cual implica un esfuerzo mucho mayor, dejan una evidencia física, por lo que a la vez también pueden ser indicativas. Las medidas incorporadas en el medidor, en función de sus vulnerabilidades, pueden clasificarse en tres:

1. Medidas que ya se han incorporado en el diseño. Ello se refiere sobre todo a medidores observados en el Perú.
2. Medidas que son técnicamente factibles de incorporar. Se refiere a medidas que no se han observado, pero que en teoría podrían formar parte de los medidores.
3. Medidas que no son técnicamente factibles de incorporar.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

En el primer grupo se ha encontrado formas que previenen o dificultan las vulneraciones siguientes:

1. **Contra la perforación de la relojería del costado** (vulnerabilidad 2). Algunos modelos de medidores cuentan, entre la carcasa plástica y la relojería, con una cinta metálica, que impide que la relojería sea perforada con objetos puntiagudos calientes.
2. **Contra la posibilidad de perforar el cuerpo** (vulnerabilidad 3). La gran mayoría de los modelos de medidores tiene un cuerpo metálico que impide sea perforado con objetos puntiagudos calientes. En aquellos de cuerpo plástico no se han encontrado cintas o láminas metálicas equivalentes a las arriba mencionadas.
3. **Contra el retiro el medidor** (vulnerabilidad 4). Hay medidores que cuentan con roscas de entrada y salida diferenciadas, imposibilitando que sean invertidos. Sin embargo, son vulnerables contra las formas de manipulación que implican el retiro del medidor (retrocesión, etc.). Por ello no es una ventaja importante.
4. **Contra el retiro de la relojería** (vulnerabilidad 5). Casi todos los medidores permiten el retiro de la relojería, pero sólo con la rotura de algún tipo de sello de seguridad. No obstante, se ha encontrado que varios modelos permiten abrir la relojería de tal forma que el sello se mantiene intacto. Aparte de ello, se ha hallado un modelo cuya relojería es fijada con tornillos que sólo pueden ser sacados con violencia o con una llave especial (González, Val, Rocha, & Segundo, 2010).

2020, Instituto Mexicano 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. **Contra el uso de imanes**: (vulnerabilidad 8). Muchos medidores han sido provistos con escudos antimagnéticos, que consisten en anillos de aleaciones de hierro y níquel (Figura 4).

**Figura 4**. A) Escudo antimagnético simple; B) escudo doble.

Para ver la efectividad de los escudos se aplicaron tres imanes diferentes a cuatro medidores distintos de ½, en caudales de ensayo estándar (Tabla 3). Los ensayos se llevaron a cabo en Tarapoto, Perú (Ziemendorff, 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 3**. Resultados de ensayos con protección antimagnética.

| Imán | | Caudal | Chorro único | Chorro único | Chorro múltiple | Chorro múltiple |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Sin escudo antimagnético | Con escudo antimagnético simple | Con escudo antimagnético simple | Con escudo antimagnético doble |
| Imán 1 | 4.7 $cm^3$ | Q1 | Paraliza | No afecta | No afecta | No afecta |
| | | Q2 | Paraliza | No afecta | No afecta | No afecta |
| | | Q3 | Paraliza | No afecta | No afecta | No afecta |
| Imán 2 | 23.1 $cm^3$ | Q1 | Paraliza | No afecta | Paraliza | No afecta |
| | | Q2 | Paraliza | No afecta | No afecta | No afecta |
| | | Q3 | Paraliza | No afecta | No afecta | No afecta |
| Imán 3 | 48.7 $cm^3$ | Q1 | Paraliza | Subregistra 5% | Paraliza | No afecta |
| | | Q2 | Paraliza | No afecta | Subregistra 10% | No afecta |
| | | Q3 | Paraliza | No afecta | No afecta | No afecta |

Como se nota, los escudos resultan eficaces. A diferencia del medidor sin protección, que se paraliza con un imán pequeño en todos los caudales, los medidores con protección antimagnética casi no resultan afectados. Los pequeños subregistros en los caudales mínimos y transitorios no permiten al manipulador recuperar su inversión en el imán. El imán de 48.7 $cm^3$ (costo: 50 dólares) es el más grande comercializado en el Perú. Su manejo resultó difícil, e inclusive


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

peligroso, debido a su fuerza magnética. Por ello se asume que imanes más grandes, aparte de su mayor costo, ya resultan inmanejables para manipular medidores.

En el segundo grupo de medidas, entre las que, en teoría, podrían incorporarse en el diseño del propio medidor, pero que no se han podido observar, se encuentran las siguientes:

1. **Contra la vulnerabilidad de la luneta** (vulnerabilidad 1). La luneta del medidor resulta vulnerable, por el hecho de que es fabricada con materiales que se dejan rayar, perforar o destruir con facilidad. Es factible que puedan ser reemplazadas por materiales transparentes de alta resistencia, como vidrio metálico.
2. **Contra la accesibilidad a la turbina por el tubo** (vulnerabilidad 7). Se puede fijar un dispositivo antialámbrico en la salida del medidor para evitar que el usuario tenga acceso a la turbina desde el predio.

En el tercer grupo de medidas se ha encontrado que no es posible preparar el medidor contra las siguientes vulnerabilidades:

1. **Contra el retiro del medidor** (vulnerabilidad 4).
2. **Contra la inclinación del medidor** (vulnerabilidad 6). Se reitera que no todos medidores se afectan con la inclinación.

Las medidas incorporadas en el medidor se resumen en la Tabla 4.

**Tabla 4**. Medidas preventivas incorporadas al medidor.

| Vulnerabilidades | | Medidas preventivas en el medidor |
|---|---|---|
| 1 | Luneta vulnerable | No se encontró, pero es factible |


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

| | | |
|---|---|---|
| 2 | Relojería perforable | Cintas metálicas |
| 3 | Cuerpo perforable | Cuerpo metálico |
| 4 | Retiro del medidor posible | No es factible |
| 5 | Retiro de la relojería posible | Tornillos especiales |
| 6 | Inclinación del medidor posible | No es factible |
| 7 | Turbina accesible por el tubo | No se encontró, pero es factible |
| 8 | Medidor afectable con imán | Protecciones antimagnéticas |

## Dispositivos de seguridad preventivas

Las medidas preventivas con dispositivos de seguridad tienen como finalidad proteger al medidor, evitando o dificultando la manipulación. Asimismo, sirven de indicador en caso de que se produzca la violación del dispositivo y del medidor. En el Perú se han hallado diversos dispositivos que (al contrario de medidas indicativas) tienen preferencia entre los operadores debido a la dificultad de sancionar a los manipuladores. Los dispositivos analizados a continuación representan una ampliación a anteriores evaluaciones (Ziemendorff, Vázquez, & Ruesta, 2015) (Figura 5).


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

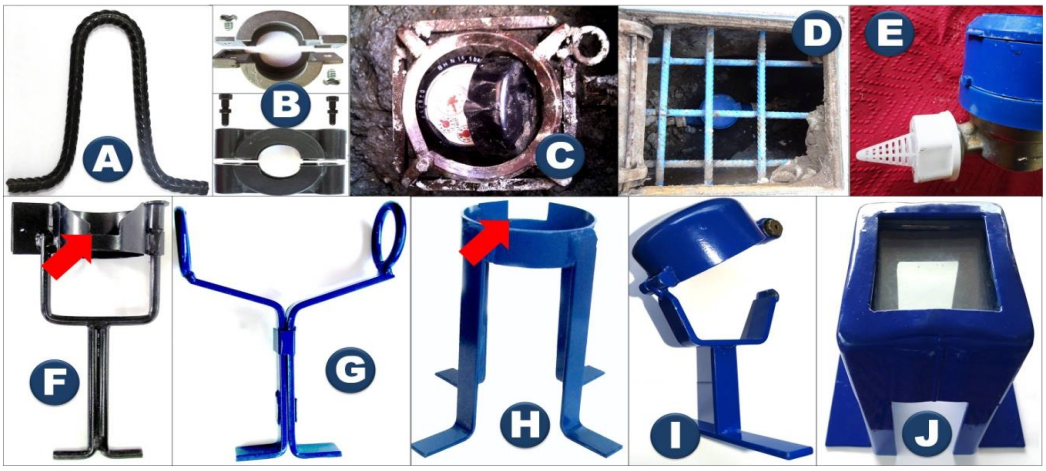



**Figura 5**. Dispositivos preventivos: A) anclaje Gauss; B) precintos para la contratuerca; C) recubrimiento con cemento; D) rejas en la caja; E) cono antialámbrico; F) anclaje copa; G) anclaje argolla; H) anclaje pulpo; I) anclaje Casco; J) anclaje Seguridad Total.

En función a las mismas vulnerabilidades, los dispositivos de seguridad preventiva identificados son:

1. **Contra la vulnerabilidad de la luneta** (vulnerabilidad 1). Los únicos dispositivos que se han encontrado que protegen a la luneta contra el rayado, la perforación o los golpes son los dispositivos Seguridad Total y Casco (Figura 5, I, J). El primero fue desarrollado en el operador peruano EPS GRAU (Ziemendorff *et al*., 2015) y el medio de protección consiste en un vidrio de seguridad reforzado con un vidrio acrílico; el otro dispositivo fue desarrollado para el operador del Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (Sedapal) (Perú) y es llamado Casco, protege la luneta con un grueso casco metálico que evita el acceso a la misma, pero también a la lectura, por ello tiene que abrirse para la lectura con una llave especial.

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

2. **Contra la posibilidad de perforar la relojería desde el costado** (vulnerabilidad 2). Los mismos dos dispositivos son los únicos que previenen este tipo de manipulación, al proteger los costados del medidor con un cuerpo metálico. Los dispositivos Copa y Pulpo podrían cumplir la misma función; sin embargo, dejan aquella parte de la relojería sin protección, donde caben las bisagras de la tapa del medidor (Figura 5, F, H; las flechas señalan la parte vulnerable).
3. **Contra la posibilidad de perforar el cuerpo** (vulnerabilidad 3). Sólo se da en medidores de cuerpo plástico, para los cuales, por su poco uso, no se han desarrollado dispositivos. La única forma de protección es el recubrimiento del medidor con una masa cementante, la cual presenta problemas prácticos (ver abajo).
4. **Contra el retiro del medidor** (vulnerabilidad 4). Al ser frecuente esta forma de manipulación, todos los dispositivos analizados cumplen esta función, excepto el dispositivo antialámbrico.
5. **Contra el retiro de la relojería** (vulnerabilidad 5). No cumplen esta función los dispositivos Gauss y Argolla ni los precintos montados en la contratuerca, y tampoco el dispositivo antialámbrico (Figura 5, A, B, E, G), mientras que los otros anclajes sí lo cumplen (Figura 5, F, H, I, J). En caso de que las rejillas (D) sean tan angostas que no permitan meter las manos en la caja, también cumplen con ello.
6. **Contra la inclinación del medidor** (vulnerabilidad 6). No cumplen esta función el dispositivo Gauss ni los precintos en la contratuerca, ni las rejas y tampoco el dispositivo antialámbrico (Figura 5, A, B, D, E), mientras los demás sí la cumplen (Figura 5, F, G, H, I, J).

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

7. **Contra la accesibilidad a la turbina por el tubo** (vulnerabilidad 7). Existe un dispositivo montado a la salida de agua del medidor llamado dispositivo antialámbrico (Figura 5, E), que deja pasar el agua, pero no algún objeto intrusivo al medidor. En teoría, también es factible montar una válvula antirretorno, pero su costo es mucho mayor (0.2 *vs*. 9 dólares, aproximadamente).
8. **Contra el uso de imanes** (vulnerabilidad 8). Los únicos dispositivos que brindan una seguridad efectiva al medidor contra el uso de imanes, aun si éste no cuenta con un escudo antimagnético incorporado son los dispositivos Casco y Seguridad Total. Ello se debe a que aumentan la distancia desde la cual se puede acercar el imán al medidor y porque contienen hierro, que tiene un efecto parecido a los escudos. Se realizaron ensayos con el uso de los medidores e imanes mencionados, poniendo encima ambos dispositivos. Los ensayos se realizaron en Tarapoto, Perú (Ziemendorff, 2017), con el resultado de que ambos dispositivos sólo permitieron un subregistro pequeño en medidores sin protección antimagnética en el caudal mínimo y con el imán más grande (Tabla 5).

**Tabla 5**. Resultados de los ensayos de protección antimagnética brindado por los dispositivos Seguridad Total y Casco.

| Imán | Caudal | Chorro único | Chorro único | Chorro múltiple | Chorro múltiple |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Sin escudo antimagnético | Con escudo antimagnético simple | Con escudo antimagnético simple | Con escudo antimagnético doble |


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Imán 1** | **4.7 cm³** | **Q1** | No afecta | No afecta | No afecta | No afecta |
| | | **Q2** | No afecta | No afecta | No afecta | No afecta |
| | | **Q3** | No afecta | No afecta | No afecta | No afecta |
| **Imán 2** | **23.1 cm³** | **Q1** | No afecta | No afecta | No afecta | No afecta |
| | | **Q2** | No afecta | No afecta | No afecta | No afecta |
| | | **Q3** | No afecta | No afecta | No afecta | No afecta |
| **Imán 3** | **48.7 cm³** | **Q1** | Subregistra 15-25% | No afecta | No afecta | No afecta |
| | | **Q2** | No afecta | No afecta | No afecta | No afecta |
| | | **Q3** | No afecta | No afecta | No afecta | No afecta |

Un subregistro de esta magnitud no justifica la adquisición de un imán por parte del usuario fraudulento. En resumen, las medidas preventivas con dispositivos de seguridad contra la manipulación de medidores se muestran en la Tabla 6.

**Tabla 6**. Medidas preventivas con dispositivos de seguridad contra la manipulación de medidores según sus vulnerabilidades.

| **Vulnerabilidad** | | **Dispositivos de seguridad preventiva** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **Anclaje Gauss/ precintos** | **Recubr. con cemento** | **Rejas en caja** | **Anclaje argolla** | **Anclajes copa o pulpo** | **Anclajes Casco o Seguridad Total** |
| **1** | **Luneta vulnerable** | No protege | No protege | No protege | No protege | No protege | Protege |
| **2** | **Relojería** | No | Protege | No | No | No | Protege |


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **perforable** | protege | | protege | protege | protege | |
| **3** | **Cuerpo perforable** | No protege | Protege | No protege | No protege | No protege | No protege |
| **4** | **Retiro del medidor posible** | Protege | Protege | Protege | Protege | Protege | Protege |
| **5** | **Retiro de la relojería posible** | No protege | Protege | Protege | No protege | Protege | Protege |
| **6** | **Inclinación del medidor posible** | No protege | Protege | No protege | Protege | Protege | Protege |
| **7** | **Turbina accesible por el tubo** | No protege | No protege | No protege | No protege | No protege | No protege |
| **8** | **Medidor afectable con imán** | No protege | No protege | No protege | No protege | No protege | Protege |

Además es necesario hacer algunas especificaciones acerca de las distintas medidas preventivas:

**Acerca del uso del anclaje Gauss y los precintos de seguridad que van instalados en la contratuerca del medidor**. Como se observó en la Tabla 6, estos dispositivos tienen como única función evitar o dificultar el retiro del medidor. Su instalación puede ser una estrategia válida en combinación con medidores con escudos antimagnéticos de cuerpo metálico, sellos de seguridad y el dispositivo antialámbrico en sitios donde se sanciona de manera efectiva al usuario por encontrarle un medidor manipulado. De lo contrario, se sugiere uno de los dispositivos preventivos tipo Casco o Seguridad Total. Aquel dispositivo más fácil de violar es el de plástico, por ello no se recomienda su uso en sitios donde es imposible sancionar el hecho de que el precinto esté roto.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

**Acerca del recubrimiento del medidor con masa cementante**. Como se observó en la Tabla 6, esta medida resulta bastante efectiva en proteger al medidor. Sin embargo, su aplicación reveló serios inconvenientes, en especial cuando se necesita retirar el medidor temporalmente. El retiro no sólo resulta difícil, sino que también daña los accesorios del medidor, pues puede causar fugas.

**Acerca del uso de las rejas en la caja de registro**. Al ser costosa la instalación de las rejas (más de 15 dólares) y proveer poca protección al medidor, todos los anclajes se presentan como una mejor opción. Además, las rejas dificultan el corte (suspensión) del servicio.

**Acerca de los anclajes argolla, copa y pulpo**: se recomienda descartar el anclaje argolla al permitir el retiro de la relojería del medidor. Los anclajes copa y pulpo pueden ser opciones válidas en cuanto protegen a medidores que cuentan con escudos antimagnéticos y son de cuerpo metálico. En caso de que los medidores presenten también una protección contra la perforación de la carcasa de la relojería (como cinta metálica), pueden ser usados tal cual; de lo contrario se recomienda eliminar la vulnerabilidad que presentan (Figura 5, F, H, flecha roja), que consiste en permitir el acceso a la relojería entre las bisagras de la tapa del medidor. Si efectivamente se dan todos los factores mencionados, el medidor aún queda vulnerable por la luneta, por lo cual se sugiere usar los dispositivos Casco o Seguridad Total si su violación visible no puede ser sancionada.

**Acerca del uso de los dispositivos Seguridad Total y Casco.** Ambos dispositivos (Figura 5, I, J) han sido desarrollados en el Perú con la finalidad de proteger al medidor completamente, pero en sitios donde no se usaban medidores de carcasa de plástico, por lo que no fueron


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

diseñados para protegerse contra esta vulnerabilidad. No obstante, es factible adecuarlos para este tipo de medidores, aunque ello incrementaría su costo, que hoy en día está en unos siete dólares (con la instalación, 10 dólares). Para la mayoría de los medidores (de cuerpo metálico) se logra seguridad completa si se agrega un dispositivo antialámbrico (ver párrafo siguiente). La principal diferencia entre los dos tipos de dispositivos es el uso de una llave especial para el dispositivo Casco, la cual representa una ventaja, pues el medidor puede sacarse y volverse a poner sin la necesidad de desmontar el anclaje. Las especificaciones técnicas pueden consultarse en las bases de licitación del operador de Lima, Perú (Sedapal, 2008). La desventaja es que para la lectura tiene que ser abierto con la misma llave, lo cual convierte a la llave también en su principal debilidad. Por ello, si no se puede restringir el uso de la llave a pocas personas, se recomienda el uso del dispositivo Seguridad Total (su diseño puede ser consultado al autor del presente texto). Ambos dispositivos son anclados con cemento de fraguado rápido para hacer evidente, con un sello del operador en la masa fresca, que se movieron para manipular el medidor.

**Acerca del uso de dispositivo antialámbrico**. Este dispositivo tiene la sola función de proteger el medidor contra la introducción de objetos paralizadores, como alambres, por el mismo tubo desde el predio. Tal función no la cumple otro dispositivo preventivo o indicativo. Es un complemento perfecto a las otras medidas para los casos donde existe dicha vulnerabilidad; esto es, que entre las instalaciones interiores del usuario y la caja de registro no existen obstáculos que prevengan la introducción de alambres. La pérdida de presión por la instalación del dispositivo es mínima si está junto con un medidor 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/)

chorro único por debajo de 0.45 bar y, sin éste, por debajo de 0.2 bar en el caudal Q3. Al contrario del dispositivo plástico en la Figura 5 (E), se sugiere que sea de metal para evitar que se pueda perforar con objetos calientes.

# Discusión

En casi todas localidades de Latinoamérica, los medidores están en la vía pública, accesibles para cualquiera. Ello, si bien facilita su lectura, presenta un inconveniente: el simple hecho de que un medidor sea manipulado o muestre signos de haber sido manipulado (p. ej., sello de seguridad roto), no puede ser fácilmente atribuido al usuario que se beneficia con la manipulación, salvo que sea hallado en el acto.

La dificultad de sancionar la manipulación conlleva a la impunidad, por lo cual se han emprendido esfuerzos para permitir sanciones administrativas o legales, incluso en aquellos casos donde sólo se cuenta con la evidencia de la manipulación, pues se pudiera atribuir de alguna forma al beneficiario de la ejecución. En el caso del Perú, por ejemplo, la normativa señala que un medidor manipulado puede ser cobrado al usuario en caso de que ocurra por segunda vez en cinco años.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

Por ello, antes de escoger alguna de las opciones presentadas es necesario analizar si es factible o no aplicar sanciones efectivas para la manipulación del medidor o de los sellos de seguridad. Es importante hacer tal diferenciación, pues hay varias formas de manipulación que pueden conllevar a que los sellos la indiquen, pero que no dejan una evidencia física en el medidor (como la aplicación de imanes). En este caso, las medidas indicativas sólo señalan que se deben tomar medidas preventivas inmediatas.

Asimismo, en caso de no poder sancionar de manera efectiva la manipulación, necesariamente se tienen que aplicar medidas preventivas. Independientemente de cuál sea la situación legal es importante tener en cuenta todas las vulnerabilidades del medidor, ya que como se ha mostrado (Ziemendorff *et al*., 2015), la aplicación de medidas que sólo protegen algunas de las vulnerabilidades tiene como efecto que el patrón de manipulación cambie, sin disminuir su cantidad.

# Conclusiones

1. Los medidores de velocidad tienen hasta ocho puntos que pueden ser vulnerados para evitar el registro correcto del consumo de agua.
2. Existen diferentes formas de detectar y evitar estas formas de manipulación a través de medidas indicativas y preventivas.


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

3. Las medidas indicativas y preventivas pueden ser combinadas de tal forma que son capaces de brindar una seguridad integral adecuada al medidor.
4. La aplicación específica de estas medidas depende en su mayoría de la posibilidad de sancionar o no la manipulación del medidor o de los indicadores (como sellos).

# Recomendaciones

1. Para brindar una seguridad integral en donde se tiene dificultad con la sanción efectiva de manipulaciones, se sugiere la instalación de dispositivos tipo Casco o Seguridad Total, siendo mejor el primero, cuando se puede controlar el uso de las llaves especiales. Ambos aparatos deben ser complementados con un dispositivo antialámbrico en los casos indicados. No se recomienda el uso de medidores de cuerpo plástico.
2. Para brindar seguridad a medidores en lugares donde hay facilidad de sancionar la manipulación, pero como medio probatorio sólo se cuenta con el medidor físicamente manipulado, se recomienda:

a) Usar medidores con protección antimagnética, de cuerpo metálico y cuya relojería sea protegida contra la perforación desde el costado,


*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 244-278. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-08

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/)

combinado con un anclaje que no permita el retiro ni la inclinación del medidor, y con un dispositivo antialámbrico para los casos ya descritos.

b) En caso de que los medidores no presenten estas características, es mejor usar los dispositivos Casco o Seguridad Total.

3. Donde se cuenta con la posibilidad de sancionar sólo con los indicativos de manipulación, se tienen amplias posibilidades, como:

a) Espuma expansiva combinada con un sello indicador de magnetismo (si el medidor no tiene un escudo antimagnético) y el dispositivo antialámbrico. Sólo entonces es posible usar medidores de cuerpo plástico sin dejar vulnerabilidades.

b) Se puede asegurar el medidor contra retiro, inclinación y retiro de la relojería con alambre sellador y sellos si el medidor es de cuerpo metálico, y cuenta con protección de la relojería desde el costado. Se pueden usar además sellos indicadores de magnetismo, en caso de que el medidor no cuente con escudo antimagnético y un dispositivo antialámbrico.

c) Es factible emplear cualquier estrategia mencionada para las otras situaciones legales, aplicando medidas preventivas, aunque éstas son de mayor costo.

## Agradecimientos

El autor agradece a Javier Marina y Luis Burel de EMAPA San Martín; a Sain Mestanza y Candelario Chuquizuta de EMUSAP Amazonas; a Fernando Carrasco y Gustavo Lindao de EPS Grau, que han realizado los

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

ensayos descritos en sus bancos de medidores; también a las empresas Security Seals y A&G Industries. Por último, a la Cooperación Suiza-SECO y la cooperación alemana para el desarrollo, GIZ/PROAGUA II, en específico a los consultores de AKUT Partner, José Giménez, Oscar Perfecto, Raúl Cáceres, Julián Gonzales, Frank Vidalón, Melisa Pantoja, y a Christoph Platzer por sus aportes.

## Referencias

Arregui, F., Cabrera Jr., E., Cobacho, R., & García-Serra, J. (September, 2005). Key factors affecting water meter accuracy*. Proceedings Leakage 2005 Conference*, Halifax, Canada.

García, E. (2019). Sedapal: robo de medidores de agua aumentó 92% en primeros cuatro meses del 2019 versus 2018. *Diario Gestión*, 20.05.2019.

González, F., Val, R., Rocha, J., & Segundo, J. (2010). *Manual de selección, instalación y mantenimiento a medidores de agua fría.* Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Goodwin, R., Kaggwa, R., & Malebo, A. (2013). *Utility management series for small towns. Volume 6: Reduction of illegal water.* Nairobi, Kenia: The United Nations Human Settlements Programme (UN-Habitat).

Ríos, S. (2013). *Guía para la detección de fraudes en suministros de energía eléctrica en medición directa.* Pereira, Colombia: Universidad Tecnológica de Pereira.

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

Sedapal, Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima. (2008). *Licitación pública Nº 0020-2008. Suministro de dispositivos de seguridad para medidores.* Lima: Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima.

Ziemendorff, S., Vázquez, W., & Ruesta, H. (2015). La seguridad de medidores de agua potable contra robo, vandalización y manipulación. *Revista INDES*, 3(2), 5-15.

Ziemendorff, S. (2017). *Informe: seguridad de medidores contra robo, manipulación y vandalización. La seguridad de medidores contra imanes.* Informe interno. Tarapoto, Perú: Secretaría de Estado de Suiza para la Economía (SECO), Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit- Agencia alemana para la Cooperación Internacional (GIZ), AKUT Partner.

2020, Instituto Mexicano 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-2020-04-09

Notas

# Revisión de las técnicas de desalinización de agua con perspectiva de optimizar requerimiento de energía

# Review of water desalination techniques towards an energy saving approach

Armando G. Canales[1]

Elisabet V. Wehncke[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4650-9825

Napoleon Gudino-Elizondo[3, 4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-2867-9559

[1]Consultor independiente, México, agcanales@live.com.mx

[2]Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIBYC), Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, México, lizwehncke@gmail.com

[3]Department of Civil and Environmental Engineering, University of California, Irvine, USA, ngudinoe@uci.edu

[4] Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México, ngudino@uabc.edu.mx

Autor para correspondencia: Armando G. Canales, agcanales@live.com.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**

Como una contribución al cuidado de "nuestra casa común", en consonancia con los objetivos de desarrollo sostenible relativos al agua y la energía, que buscan reducir la emisión de gases de efecto invernadero y el requerimiento excesivo de energía, incluyendo la energía convencional y la derivada de energías verdes o alternativas, a continuación se revisarán los avances tecnológicos que están ocurriendo en el proceso de desalinización de agua en el ámbito internacional. Partiendo de la técnica de ósmosis inversa, se presentan algunos aspectos del panorama futuro en cuanto al desarrollo de las membranas y las nuevas tecnologías hacia el uso sostenible y obtención de la energía. Se plantea la eficiencia de los paneles solares fotovoltaicos en su relación con la temperatura. Se revisaron los avances de algunos dispositivos y materiales para captación, concentración y transformación de la radiación solar. Con información sobre la capacidad de obtención de agua desalinizada de algunas de las plantas más grandes en el mundo y la energía que se requiere en todo el proceso, se presenta la evolución y metas en el corto, mediano y largo plazo, expresadas en unidades de energía necesaria por unidad de volumen desalinizado, lo que se relaciona con un proyecto en proceso en el noroeste de México. Esta revisión pretende promover el desarrollo de estas tecnologías y su aplicación en el proceso de desalinización de agua en México.

**Palabras clave**: plantas desalinizadoras, ósmosis inversa, mejoras tecnológicas, requerimientos de energía convencional y/o limpia.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

**Abstract**

As a contribution to the care of "our common home", in line with the sustainable development objectives related to water and energy, which seek to reduce the emission of greenhouse gases and the excessive requirement of energy, including both the conventional and green or alternative energy, we revised technological improvements occurring in water desalination process at international levels. Starting from the reverse osmosis technique, some aspects of future scenarios are presented regarding to the development of membranes and new technologies to obtain and use sustainable energy. We present the efficiency of photovoltaic solar panels and their relationship with temperature. We also revised the progress of some devices and materials for capture, concentration and transformation of solar radiation. Based on the information gathered regarding the capacity of fresh water production and the energy required in the whole process of some of the largest plants in the world we present the evolution as well as the short, medium and long term goals, expressed in terms of energy requirements by unit of desalinated water volume, which is related to an ongoing project in the Northwest of Mexico. This review aims to promote the development of these technologies and their application in the water desalination process in Mexico.

**Keywords**: Desalination plants, reverse osmosis, technological improvements, energy requirements.

Recibido: 09/07/2018

Aceptado: 12/10/2019

2020, Instituto Mexicano 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 y objetivo

Como una contribución al cuidado de "nuestra casa común", en consonancia con los objetivos de desarrollo sostenible relativos al agua y la energía, y aquellos que contribuyan a reducir las problemáticas sociales en torno al agua y la pobreza (Figura 1), en este trabajo se resumen los cambios tecnológicos que están ocurriendo en el proceso de desalinización del agua, considerando la reducción en la producción de gases invernadero y en el requerimiento de energía, no sólo la convencional, sino también la de menor impacto ambiental o sostenible.

**Figura 1**. Marzo 22, 2012: una niña captura agua turbia de una



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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/)

excavación cercana a un pozo que se ha secado en Jamam, South Sudan. Fuente: Hannah McNeish/AFP (Sim, 2015).

Asimismo, y con el fin de motivar la aplicación de los avances tecnológicos que redundan en un menor requerimiento de energía para el proceso de desalinización de las plantas que se proyectan, construyen y operan en México, se presentan las experiencias que están teniendo lugar en distintas partes del mundo.

## Revisión bibliográfica

Los objetivos del desarrollo sostenible SDG (por sus siglas en inglés) que se presentaron en la Asamblea de la Organización de Naciones Unidas (ONU, 2015), con énfasis en los objetivos directamente relacionados con el agua (*6. Clean water and sanitation*) y la energía (*7. Afordable and clean energy*), así como de la urgencia de atender a los sectores más pobres, constituyen el marco en el que se elaboró este trabajo.

Se planteó una propuesta para alimentar una planta desalinizadora con doble barrera de pozos de bombeo que, localizada mediante el modelo Seawat, que aplicaron Canales, Islas y Velázquez (2016), y con fundamento en otras investigaciones, tuviera el doble propósito de abastecer de agua potable a las poblaciones de Guaymas y Empalme,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Sonora, México, y proteger al acuífero del Valle de Boca Abierta, Sonora, contra el avance de la intrusión salina. Además, esto también propone un ahorro de energía al utilizar el agua salobre de los pozos con menor concentración salina, en lugar del agua salada del mar. En esta descripción aún no se tomaba en cuenta el aprovechamiento de la energía solar que el sistema híbrido de alta eficiencia y elevada concentración fotovoltaica térmica ofrece ya en escala de laboratorio.

En cuanto a la aplicación de energía solar, mediante celdas fotovoltaicas para el proceso de desalinización (Figura 2) se tienen varias referencias internacionales que demuestran la factibilidad de su uso. Por un lado, Fthenakis, Atia, Morin, Bkayrat y Sinha (2015) presentan experiencias que se tienen en Arabia Saudita y, por el otro, Zimmermann *et al*. (2015) describen un sistema híbrido de alta eficiencia y concentración fotovoltaica térmica (HCPVT).

*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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**. .Planta desalalinizadora con energía solar en Kenia suministra agua potable para 25,000 habitantes diariamente.PSC Solar UK (2019).

En la actualidad, IBM, con el sistema de alta concentración fotovoltaica térmica (HCPVT) (Figura 3), puede lograr 90 $^{o}$C para operar el proceso de destilación con membranas, con el cual tiene la capacidad de obtener de 30 a 40 litros diarios por cada m$^2$ de área de recepción.

**Figura 3**. Investigación IBM. Sistema de alta concentración fotovoltaica térmica (HCPVT). Fuente: Williams (2013).

Para Sommariva (2017), el principal problema encontrado en la aplicación de los avances de este proceso presentados por Williams (2013), se relaciona con cerrar la brecha entre investigación y desarrollo, así como la comercialización de tales conceptos. Sommariva (2017) sintetiza y proyecta los volúmenes de desalinización desde el año 2000 al presente, y realiza una predicción hasta 2020, donde también menciona



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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/)

algunos costos. La escasez de agua no es sólo un fenómeno limitado al Medio Oriente y se tienen varios proyectos de gran escala de desalinización en otras partes del mundo, como en el norte de África y sur de Asia, como es el caso de Saudí-Arabia, Medio Oriente e Israel, además del sur de California en Norteamérica.

Como se muestra en la Tabla 1, los volúmenes de desalinización se han duplicado desde el 2000 hasta el 2008, y se espera se tripliquen para el año 2020, reflejando una tasa de crecimiento anual compuesta de 8%. Como el estrés hídrico se incrementa y el uso de la desalinización se expande fuera de las áreas que recientemente la han adoptado, como el Oriente Medio, se pronostica que los volúmenes de agua desalinizada alcanzarán 54 x $10^9$ $m^3$/año en 2020.

**Tabla 1**. Volúmenes de desalinización en el mundo. Sommariva (2017).

| **Año** | **2000** | **2008** | **2020** |
|---|---|---|---|
| Volúmenes anuales desalinizados en miles de millones ($m^3$) | 9.8 | 18.1 | 54 |

La desalinización se usa ahora en más de 120 países alrededor del mundo. Varios proyectos a gran escala han demostrado durante los últimos 30 años que es técnicamente factible generar grandes volúmenes de agua de pureza aceptable a través de la desalinización del agua de mar, de agua salobre y de reúso del agua (Sommariva, 2017).

El mismo autor menciona que en el pasado el costo de desalinizar agua de mar estaba por debajo de 0.50 USD/$m^3$ en muchos proyectos,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

sin embargo debido al incremento de los costos de los materiales, el costo total de desalinización se ha incrementado subsecuentemente a 1-1.5 USD/$m^3$.

Shahzad, Burhan, Ang y Ng (2017) presentaron los avances y el estado del arte en los nexos agua-energía-medio ambiente, fundamento de la sostenibilidad de la desalinización futura. El proceso de tratamiento en la desalinización es el mayor consumidor de energía, alrededor de 0.4% del total de electricidad (75.2 x $10^9$ kWh/año en 2016) y es la mayor fuente de emisiones $CO_2$ por combustibles fósiles. Mejorar la eficiencia de las dos grandes fuentes, agua y energía es importante para controlar dicha emisión y proteger el ambiente.

Las plantas de energía con concentración solar (CSP, por sus siglas en inglés) representan una solución prometedora para muchos países de la región Medio Oriente y norte de África (MENA, por sus siglas en inglés) (Atanosovska, 2016). En 2014, se tenían alrededor de 2 800 plantas desalinizadoras en MENA que suministraban 27 x $10^6$ $m^3$/día, esto es un promedio de 10 000 $m^3$/día en cada planta. Argelia tenía ese año una de las plantas más grandes en la región, que suministraba 500 000 $m^3$/día.

De acuerdo con la misma autora, los proyectos CSP en vías de realizarse, también en 2014, según la Asociación de la Industria Solar para el Medio Oriente alcanzaron un récord de 294 MW de capacidad. Marruecos tenía una planta de energía solar masiva en Uarzazat. En Tunisia, para el año 2012, se construyó una planta solar en TuNur; mientras que en Qatar se lanzaba el proyecto de una desalinizadora de bajo consumo de energía.

2020, Instituto Mexicano 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 actualidad, mundialmente, en cuanto al empleo de energía e impacto ambiental relacionados con la desalinización, los procesos de ósmosis inversa (OI) están dominando el mercado para agua salobre y en el periodo de 2005 a 2008 mostraron una tendencia de crecimiento en el suministro de 2.0 a 3.5 millones de $m^3$/día.

Los procesos para desalinizar el agua globalmente aportaron en 2016, 76 x $10^6$ toneladas de $CO_2$ (0.2% de la emisión total de 36 100 x $10^6$ toneladas/año), estimando para 2040, emisiones de 218 x $10^6$ toneladas de $CO_2$. Para tener una idea de lo que esto significa, el autor menciona que se han utilizado 2/3 de la reducción requerida para mantener el incremento de temperatura global por debajo de los 2 °C, objetivo de la COP 21 y que el tercio restante se agotaría en 2050. Sachs (2014) complementa que las emisiones de $CO_2$ mencionadas dan lugar a un aumento anual de concentración de este gas en la atmósfera de 2 ppm. En los últimos 150 años se tuvo un incremento de 280 a 400 ppm, de modo que si en 25 años sube a 450 ppm, se tendría un planeta con 2 °C más que antes de la Revolución Industrial, con las consecuencias de eventos extremos como los meteorológicos ya evidentes, y el deterioro de los ecosistemas terrestres y marinos.

## Requerimientos de energía e innovaciones tecnológicas en el proceso de desalinización



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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 los futuros abastecimientos de agua en zonas áridas y semiáridas de la Tierra, la mejor elección será aquella que involucre procesos de desalinización de alta eficiencia, integrados con fuentes de energía renovable. Esto equivale a acoplar las tecnologías de desalinización con las fuentes de energía renovable, con tres grandes beneficios futuros para el mundo: sostenibilidad ambiental, suministro de agua dulce y abastecimiento de energía.

Para lograr el objetivo de suministro futuro sostenible de agua se requieren membranas de flujo elevado, selectivas, resistentes a la colmatación, estables, de mínimo costo y sin defectos de manufactura. La variedad de materiales eficientes que se han propuesto para mejorar el funcionamiento de las membranas basadas en cerámica y polímeros (de las que Shahzad *et al*. (2017) citan varios ejemplos y complementan la información con las de mejor funcionamiento) son las membranas bioinspiradas, que se detallan a continuación.

Las membranas con base de cerámica y polímeros convencionales que se utilizan en el proceso OI, actualmente consumen de 3 a 5 kWh/$m^3$. Impulsadas por el objetivo del suministro sostenible de agua, se requiere mejorar su funcionamiento con materiales más eficientes, como cerámica cubierta con nano-partículas (nano = $10^{-9}$, *Diccionario de la Real Academia Española*) catalíticas; zeolíticas; nanocompuestas inorgánicas-orgánicas; o las bioinspiradas, que incluyen polímero-proteína biomiméticas; block copolímero isoporosa, y las nanotubo alineadas. Las bioinspiradas son las de mejor funcionamiento, pero aún alejadas unos 5 a 10 años de investigación para su disponibilidad comercial. Sin embargo, las membranas nanocompuestas con mejoras significativas ya están disponibles de manera comercial.

2020, Instituto Mexicano 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 cuanto al proceso de desalinización, los procesos de ósmosis inversa (OI) son prometedores, pues se espera que se refuercen en el futuro por el desarrollo de alta eficiencia del aquaporin y grafeno en las membranas. Aquaporin, propuesto por Agre, Sasaki y Chrispeels (citados en Shahzad *et al*., 2017), es un elemento que controla el flujo a través de las membranas biológicas con canales-proteína. La membrana de OI cubierta con 75% de aquaporin aumenta en un orden de magnitud la permeabilidad de las membranas comercialmente disponibles; sin embargo, no se ha aplicado de manera masiva debido a la dificultad en lograr producir grandes áreas de proteínas. No obstante, existe el potencial para incorporar aquaporin biológico en las membranas de OI en el futuro, por lo que se requiere mayor investigación para optimizar la formación de estructuras biológicas en términos de selección, robustez, costo de material, escalabilidad y, en el proceso de OI, consumo de energía específica a menos de 2 kWh/m$^2$. El autor concluye que los procesos de desalinización híbridos térmicos pueden alcanzar entre 20 y 25% de eficiencia, con 1 o 2 años de experiencia, lo cual sería sostenible y con lo antes expuesto se ahorraría energía, protegería el ambiente y estaría acorde con los objetivos de la COP21.

Amy *et al*. (2017) exploran en su artículo el estado del arte en la práctica de la desalinización de agua de mar, con énfasis en tecnologías que se basan en membranas, mientras se identifican futuras oportunidades en mejoras por etapas de tecnologías convencionales, y el desarrollo de tecnologías emergentes y potencialmente fuera de las tendencias, a través de los avances en las ciencias de los materiales, los procesos de ingeniería y los sistemas de integración. En este artículo, la OI para agua de mar se toma como la tecnología de partida. La discusión

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

va más allá de los procesos de desalinización en membranas que se basan en procesos energéticos de producción con gradientes de salinidad. El panorama futuro de las membranas para desalinización y energía con gradientes salinos se proyecta para incluir membranas OI de hiper-elevada permeabilidad, energía renovable para desalinización y procesos emergentes, incluidos circuitos cerrados OI, membranas de destilación, ósmosis a futuro, presión en ósmosis retardada y electrodiálisis inversa, de acuerdo con varios nichos de aplicación y/o combinados (híbridos), que operan de forma separada o en conjunto con OI.

Ante el problema de salinidad variable por captación de agua salobre en barreras de bombeo con pozos playeros para protección contra la intrusión salina, es necesario considerar que los cambios de presión y número de membranas en la ósmosis inversa, así como la disminución de la eficiencia de las bombas de alimentación para absorber los cambios de salinidad son cuestiones que tienen que ver con el costo que al final repercute en el usuario.

Por otro lado, Raval y Maiti (2016), resumen su artículo destacando que la eficiencia eléctrica del panel solar fotovoltaico (PV) disminuye con el incremento de su temperatura y, por lo tanto, la transferencia de calor desde el panel es muy importante. Capitalizar el calor transferido para algún propósito útil es de primera importancia, pues el panel solar (PV) tiene una eficiencia de conversión de sólo 5 a 17% y, en consecuencia, gran parte de la radiación solar permanece inutilizada. Este artículo plantea el control de la temperatura del panel solar PV al mencionar la posibilidad de establecer contacto directo del cambiador de calor con el agua de alimentación que fluye hacia el sistema de ósmosis inversa (OI)



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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/)

desde el extremo superior del panel, recuperando así la energía junto con un mejor funcionamiento del panel PV. Asimismo, el sistema de OI a mayor temperatura resulta en mejor flujo en la membrana. Además, la modificación de la morfología de la membrana mediante el control del tratamiento con hipoclorito de sodio incrementa la eficiencia del flujo al aumentar la capacidad de mezclarse, disolverse o humedecerse de la membrana, como evidencia se tiene la declinación del ángulo de contacto de 48.05 a 26.22°. Así, dos técnicas —el control de la temperatura del panel PV y de la transferencia de calor— y el ajuste de la morfología de la membrana hacia el aumento de la capacidad mencionada, ayudaron a mejorar de modo significativo la permeabilidad en el flujo del sistema de OI y en el funcionamiento eléctrico del panel PV. Como resultado, el total de la energía consumida por OI se ha reducido en un 40%. Este novedoso planteamiento abre los cauces para reducir de modo considerable el consumo de energía de los sistemas OI para aguas salobres.

Las investigaciones en tecnologías "híbridas", intenso espectro luminoso concentrado fotovoltáico/térmico SBS, CPVT (por sus siglas en inglés) habiéndose iniciado en la década de 1980, fueron mejorando hasta la completa utilización de la irradiación solar del total de su espectro usando celdas fotovoltaicas (PV) y absorbentes térmicos. Diferentes intentos SBS se emplearon para conseguir mejores eficiencias de conversión, incluyendo varios tipos de filtros. Xing *et_al*. (2017) y Feng, Zheng, Wang y Ma (2016), con base en el principio óptico de refracción, calcularon las dimensiones de cada elemento de la lente Fresnel. Se hizo una simulación óptica para obtener la eficiencia óptima del concentrador; al mismo tiempo, Widyolara *et al*. (2017) diseñaron,

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

simularon y probaron un novedoso colector solar híbrido fotovoltaico-térmico (PV/T). El sistema PV/T emplea un concentrador parabólico compuesto (CPC) no reflejante para enfocar la luz solar hacia un receptor con batería de alta concentración de la unión simple arsénico-galio, celdas solares que al mismo tiempo generan electricidad y potencia térmica de alta temperatura. Finalmente, Srivastava (2017) presenta en su artículo los análisis térmicos y eléctricos lineales-parabólicos a través de un sistema colector concentrador fotovoltaico (CPV) bajo diferentes condiciones de diseño y operación. Un colector parabólico compuesto (CPC) fue incorporado como reflector secundario para homogenizar el flujo. A continuación se presenta un ejemplo mundial de suministro de agua y potencia requerida, así como una serie comparativa de la energía requerida por unidad del agua obtenida por los sistemas de desalinización.

# Resultados

Se presenta el uso de energía para los casos seleccionados, referidos a la unidad del volumen de agua desalinizada que se obtiene: la planta desalinizadora Ras Al Khair (2014) fue construida de 2011 a 2014 y tiene capacidad para aportar 728 x $10^3$ $m^3$ diarios (8.5 $m^3/s$) de agua desalinizada para la población. El proyecto cuenta con la infraestructura



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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 2 650 MW para una planta con potencia de ciclo combinado en segunda fase, que comprenderá *blocks* de cinco turbinas de gas de ciclo combinado (CCGT) y dos unidades de turbinas sencillas de gas (SCGT).

Poseidon (2010), en capacidad de desalinización de agua de mar en el mundo, expresa que a fines del siglo pasado, en 20 años, el uso de energía pasó de 30.16 a 3.7 kWh/$m^3$ debido a mejoras en los materiales de las membranas de ósmosis inversa (OI) y los equipos de recuperación de energía, lo cual se auna al aumento de eficiencia de las bombas de alimentación, y la reducción de las pérdidas de presión en los elementos de las membranas. Tomando en cuenta que el costo de energía representa típicamente entre 20 y 30% del costo total de desalinización del agua de mar, dichas innovaciones tecnológicas contribuyen de manera significativa a reducirlo, y con los nuevos sistemas de recuperación de energía puede esperarse una reducción de 10 a 15%.

Talbot (2015) menciona que los suministros de agua y uso de energía en kilowatts-hora/$m^3$ (de 0.1 a 4.0) son los límites inferior y superior de los rangos para cada operación en el suministro. La presión de los cambiadores de alta presión del agua de mar concentrada directamente en el agua de alimentación de la OI tiene una eficiencia de 95% o mayor. Los elementos futuros de OI de baja energía operarían aún con bajas presiones para continuar mejorando la efectividad del costo de la tecnología OI. La constitución de las membranas tiende a deteriorarse naturalmente con el tiempo debido a una combinación del uso y desgarramiento del material, y a la inevitable colmatación de los elementos de la membrana. Las mejoras de la química de los polímeros de las membranas y de los procesos de producción han hecho membranas más durables y han ampliado su vida útil a más de cinco



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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/)

años. El pretratamiento de agua de mar usando sistemas de membranas de ultra y microfiltración previos a la desalinización por OI, se espera que extienda la vida útil de la membrana a más de siete años, reduciendo los costos de su reemplazo y, en conjunto, de todo el proceso de suministro del agua. Shahzad *et al*. (2017) muestran en sus estudios la cantidad de energía necesaria para obtener un $m^3$ de agua potable procedente de distintas fuentes. Así, para agua subterránea es de 0.48 $kWh/m^3$ y para agua de mar va de 2.6 a 8.5 $kWh/m^3$. Al presente, como se muestra en la Tabla 2, los procesos de OI para agua de mar requieren de 3 a 8 $kWh/m^3$, y para agua salobre de 1.5 a 2.5 $kWh/m^3$ para plantas de gran a mediano tamaño (presión de bombeo de 55 a 82 bar); para plantas pequeñas, la energía necesaria es de hasta 15 $kWh/m^3$.

**Tabla 2**. Requerimientos de energía en los procesos de OI.

| **Plazo** | **Número de años** | **Meta por debajo del requerimiento ($kWh/m^3$)** |
|---|---|---|
| Actual | Presente | 3* a 8 (4**) |
| Corto | Menos de tres | 3 |
| Mediano | Tres a cinco | 2 |
| Largo | Más de cinco | 1.5 |

*Shahzad *et al*. (2017) mencionan para agua salobre de 1.5 a 2.5 $kWh/m^3$ en plantas de gran a mediano tamaño.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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/)

** Comunicación personal en relación con la planta desalinizadora El Cochorit, Sonora, México.

Noriega (2014), para el proyecto de la planta desalinizadora Rosarito, Baja California, proporciona los datos para calcular el requerimiento de energía en 3.07 kWh/$m^3$ para una captación de agua potable de 4.4 $m^3$/s, con recuperación de 50.4% de la energía hidráulica disponible en la salmuera de retorno al mar. La potencia neta requerida es de 48 660 kW.

Entre las plantas desalinizadoras de México que están en fase inicial de los proyectos (con la información de requerimiento de energía) se tienen las siguientes: El Cochorit, en el estado de Sonora, y la de Rosarito, en Baja California. La Figura 4 muestra, a gran escala, la localización de dichas plantas.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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 4**. Localización de las plantas desalinizadoras El Cochorit, Sonora, y Rosarito, Baja California, México.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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/)

# Discusión

Todos los métodos de desalinización disponibles operan bastante alejados (de 10 a 15%) del ideal o límite termodinámico de 0.78 kWh/m$^3$, lo cual significa que para la futura desalinización sostenible, las técnicas convencionales necesitan elevar su eficiencia hasta un rango de entre 25 a 30% de dicho límite termodinámico o investigar fuentes alternativas de energía sostenible.

En cuanto a los objetivos sobre energía, la Asociación Internacional de Desalinización fijó la meta a corto plazo de reducir los requerimientos de energía en 20% para ósmosis inversa en agua de mar (SWRO, por sus siglas en inglés), lo cual equivale a un requerimiento inferior a 3 kWh/m$^3$, con un mínimo de 1.2 kWh/m$^3$ para 50% de recuperación. El límite termodinámico práctico es de 1 kWh/m$^3$. La Tabla 2 muestra las metas en relación con el requerimiento actual para el corto, mediano y largo plazos. Las dificultades existentes en muchos países ante la escasez de agua dulce han obligado a tomar en consideración las posibilidades de utilizar las enormes reservas de agua de mar y aguas salobres de distintas procedencias para su tratamiento. Hoy en día existe una corriente de interés por la realización de estudios y proyectos relativos al empleo de distintas tecnologías de desalinización. No



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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/)

obstante, el sistema no mostraba vías sostenibles en cuanto a la cantidad de energía necesaria para obtener agua de calidad suficiente para uso humano.

La convención de cambio climático de las Naciones Unidas sostiene que: "La eliminación del carbón como una fuente de energía es una prioridad". En la última reunión Cumbre del Clima de Bonn (COP23), donde los representantes de casi 200 países debatieron sobre las normas de aplicación del "Acuerdo de París contra el cambio climático", concluyeron que las noticias no son buenas, porque las emisiones mundiales de $CO_2$ volvieron a crecer en 2017 hasta llegar a las 41 500 x $10^6$ toneladas, el mismo dato que en 2015, cuando se alcanzó el pico máximo histórico.

Entre los impactos al medio ambiente del proceso de desalinización destacan aquellos relacionados con el agua de rechazo (salmuera) sobre el ecosistema costero y marino, tal como lo describen Liu, Weng y Sheu (2018). Petersen, Paytan y Bar-Zeev (2018), además, señalan el potencial impacto negativo de algunos agentes químicos utilizados en los procesos de desalinización, que causan la mortalidad de especies clave relacionadas con los servicios ecosistémicos de ambientes costeros y marinos. Los autores destacan la adecuada selección de sitios de descarga como una buena práctica de manejo, consistente con lo recomendado por Palao-Puche (2018), quien sugiere la apropiada instalación de emisores submarinos, fomentando que las condiciones naturales de corrientes y mareas permitan la máxima dispersión de estos contaminantes, reduciendo así el impacto ambiental; pero la falta de estudios en este tema es aún un factor preocupante y hacia donde deberían acoplarse las investigaciones futuras, con sus programas 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/)

monitoreo bien diseñados y en ejecución, para realmente cumplir con los objetivos del milenio. En particular, aquellas que consideren el efecto económico para poder evaluar el impacto global de las operaciones de desalinización, y poder regular y/o minimizar los daños potenciales sobre los fondos marinos.

# Conclusión

Como se describió en esta revisión, existen diversos avances tecnológicos a nivel global que conllevan hacia un manejo sostenible del proceso de desalinización desde una perspectiva de optimización de los requerimientos energéticos.

El panorama futuro de las membranas para desalinización y energía con gradientes salinos se proyecta para incluir membranas OI de hiperelevada permeabilidad, energía renovable para desalinización y procesos emergentes.

También, de acuerdo con esta revisión, la investigación en México debe orientarse a mejoras en tecnologías convencionales y emergentes; procesos de ingeniería; uso de sistemas integrados; avances en las ciencias de los materiales, como formación de estructuras biológicas en cuanto a selección, robustez, costo y escalabilidad, como la producción



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 279-305. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-09

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/)

de grandes áreas de proteínas para aquaporin y, con todo ello, lograr reducir requerimientos de energía en el proceso de desalinización.

## Agradecimientos

Al doctor Peter Carlwright, al ingeniero Hildebrando Ramos Luna, a la ingeniera Cecilia Canales Noriega, y a la Asociación Geohidrológica Mexicana.

## Referencias

Amy, G., Ghaffour, N., Li, Z., Francis, L., Valladares-Linares, R., Missimer, T., & Lattemann S. (2017). Membrane-based seawater desalination: Present and future prospects. *Desalination,* 401(2), 16-21. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.002

Atanosovska, A. (2016). Solar desalination: A promising solution for the future of water in MENA. Fanack. *Water of the Middle East and North Africa*. Recuperado de https://water.fanack.com/specials/desalination/

Canales, E. A., Islas, E. L., & Velázquez, N. C. (2016). Desalination plant with double barrier of pumping wells for saline intrusion control. *Revista Latinoamericana de Hidrogeología*, 10, 139-143.

Feng, C., Zheng, H., Wang, R., & Ma, X. (2016). Performance investigation of a concentrating photovoltaic/thermal system with transmissive Fresnel solar concentrator. *Energy Conversion and Management,* 111(1), 401-408. 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://daneshyari.com/article/preview/771536.pdf

Fthenakis, V., Atia, A. A., Morin, O., Bkayrat, R., & Sinha, P. (2015). New prospects for PV powered water desalination plants: Case studies in Saudi Arabia, *Progress in Photovoltaics*, 24(4), 543-550. DOI: doi.org/10.1002/pip.2572

Liu, T. K., Weng, T. H., & Sheu, H. Y. (2018). Exploring the environmental impact assessment commissioners' perspectives on the development of the seawater desalination Project. *Desalination*, 428, 108-115.

Noriega, S. E. (2014). *Environment impact manifestation. Desalination Plant, Rosarito, B.C.N. S.C. Agua, S.A. de C.V. Summary* (2 of 20). Ensenada, México: Cisco Consultores Ambientales.

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2015). *Sustainable Development Goals. 17 Goals to transform our world*. Recuperado de http://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/

Palao-Puche, J. P. (2018). *Development of a computer tool for the hydraulic design of submarine emissaries in accordance with the regulations applicable in the Valencian Community*. Máster Universitario en Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos. Universidad Politécnica de Valencia. Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos. Valencia, España. Recuperado de http://hdl.handle.net/10251/114924

Petersen, K. L., Paytan, H. A., & Bar-Zeev, E. (2018). Chapter 11. Impacts of seawater desalination on coastal environments. In: Gnaneswar-Gude, V. (ed.). *Sustainable desalination handbook* (pp.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

437-463). Oxford, UK, Cambridge, USA: Butterworth-Heinemann, Elsevier.

Poseidon Water. (2010). *Worldwide seawater desalination capabilities*. *Seawater Desalination*. *Huntington Beach Facility.* Recuperado de http://hbfreshwater.com/desalination-101/desalination-worldwide

Ras Al Khair Desalination Plant (2014). Water Technology. Recuperado de https://www.water-technology.net/projects/ras-al-khair-desalination-plant/

Raval, H. D., & Maiti, S. (2016). Ultra-low energy reverse osmosis with thermal energy recovery from photovoltaic panel cooling and TFC RO membrane modification. *Desalination and Water Treatment*, 57(10), 4303-4312. DOI: doi.org/10.1080/19443994.2014.993725

Sachs, J.D. (2014). 12. Climate Change. In The Age of Sustainable Development. Columbia University, New York. Massive Open Online Course. Coursera. Recuperado de https://www.coursera.org/learn/sustainable-development?

Shahzad, M. W., Burhan, M., Ang, L., & Ng, K. C. (2017). Energy-water-environment nexus underpinning future desalination sustainability. *Desalination*, 413, 52-64. Recuperado de http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916417303703

Sim, D. (2015). *World Water Day 2015. Photos to make you think twice about wasting this precious resource*. Recuperado de http://www.ibtimes.co.uk/world-water-day-2015-photos-make-you-think-twice-about-wasting-this-precious-resource-1492907

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Sommariva, C. (2017). State of the art and future applications of desalination technologies in the Middle East. En: Badran A., Murad S., Baydoun E., & Daghir N. (eds.). *Water, energy & food sustainability in the Middle East*. (pp. 107-124). Recuperado de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-48920-9_6

Srivastava, S., & Reddy, K. S. (2017). Simulation studies of thermal and electrical performance of solar linear parabolic trough concentrating photovoltaic system. *Solar Energy*, 149, 195-213. Recuperado de https://www.cheric.org/research/tech/periodicals/view.php?seq=1566477

Talbot, D. (2015). Megascale desalination. The world's largest and cheapest reverse-osmosis desalination plant is up and running in Israel. *MIT Technology Review. 10 Breakthrough Tecnologies.* Recuperado de https://www.technologyreview.com/technology/megascale-desalination/

Water Technology. (2011-2014). *Ras Al Khair Desalination Plant. Saudi Arabia.* Recuperado de http://www.water-technology.net/projects/-ras-al-khair-desalination-plant/

Widyolara, B. K., Abdelhamid, M., Jiang, L., Winston, R., Yablonovitch, E., Scranton, G., Cygan, D., Abbasi, H., & Kozlov, A. (2017). Design, simulation and experimental characterization of a novel parabolic hybrid solar photovoltaic/thermal (PV/T) collector. *Renewable Energy*, 101, 1379-1389. Recuperado de https://ideas.repec.org/a/eee/renene/v101y2017icp1379-

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

1389.html

Williams, A. (2013). Solar powered water desalination heats up in Chile. *WaterWorld*, 28(3). Recuperado de http://www.waterworld.com/articles/wwi/print/volume-28/issue-3/regional-spotlight-latin-america/solar-powered-water-desalination-heats.html

Xing, J., Chao, X., Xue, H., Xiaoze, D., Gaosheng, W., & Yongping, Y. (2017). A review of the concentrated photovoltaic/thermal (CPVT) hybrid solar systems based on the spectral beam splitting technology. *Applied Energy*, 187, 534-563. Recuperado de http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0306261916317184

Zimmermann, S., Helmers, H., Tiwari, M. K., Paredes, S., Michel B., Wiesenfarth, M., Bett, A. W., & Poulikakos, D. (2015). A high-efficiency hybrid high-concentration photovoltaic system. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 89, 514-521. DOI: doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2015.04.068

2020, Instituto Mexicano 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-2020-04-10

Notas

# El empleo de cimacios tipo WES en vertedores tipo laberinto. Parte II

# The employment of ogees type WES in spillways type labyrinth. Part II

Rafael Pardo-Gómez[1]

[1]Centro de Investigaciones Hidráulicas, Universidad Tecnológica de La Habana, La Habana, Cuba, rpardo@cih.cujae.edu.cu

Autor para correspondencia: Rafael Pardo-Gómez, rpardo@cih.cujae.edu.cu

## Resumen

Los vertedores tipo laberinto son relativamente novedosos. Su empleo comenzó a mediados del pasado siglo, siendo la década de 1990 y comienzos de 2000 cuando se desarrolló la mayor cantidad de investigaciones a escala de laboratorio sobre tal tipo de vertedores. En el presente trabajo se muestran los resultados de investigaciones experimentales dirigidas a definir y obtener las herramientas para el empleo de cimacios tipo WES en ese tipo de vertedores, dadas sus

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

ventajas en cuanto al coeficiente de gasto, en comparación con otros tipos de estructuras. Se presentan los resultados de estudios a escala de laboratorio en modelo tridimensional relativos al empleo del concepto de longitudes características de estas estructuras para su empleo en los vertedores de laberinto, así como de la longitud mínima de los ápices de entrada, con lo cual se eliminan la interferencia de láminas y sumergencia en dichas estructuras.

**Palabras clave**: vertedores de laberinto, tipos de cresta del vertedor, cimacios WES truncados, coeficientes de contracción de la red de flujo, longitud mínima del ápice de entrada.

## Abstract

Labyrinth type weirs are relatively new as their employment started by the middle of the past century. The nineties decade and beginning of the present century have witnessed a great deal of laboratory scale research about this type of weirs. In the present work experimental research results are shown to evaluate the possibilities of employing type WES ogees within the labyrinth type weirs given the advantage of a better discharge coefficient as related to other ogee types. Results from tridimensional laboratory scale models are presented relative to the use of characteristics length in order to allow their use in labyrinth spillways.

**Keywords**: Labyrinth weirs, weir crest types, WES ogees, truncated ogees, weir with ventilated sheet, weir with non-ventilated sheet.

Recibido: 28/03/2029

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Aceptado: 28/10/2019

# Introducción

En la Figura 1 se presenta un esquema en el que se introducen las variables hidráulicas y geométricas de los aliviaderos con configuración en laberinto (Crookston, 2010).

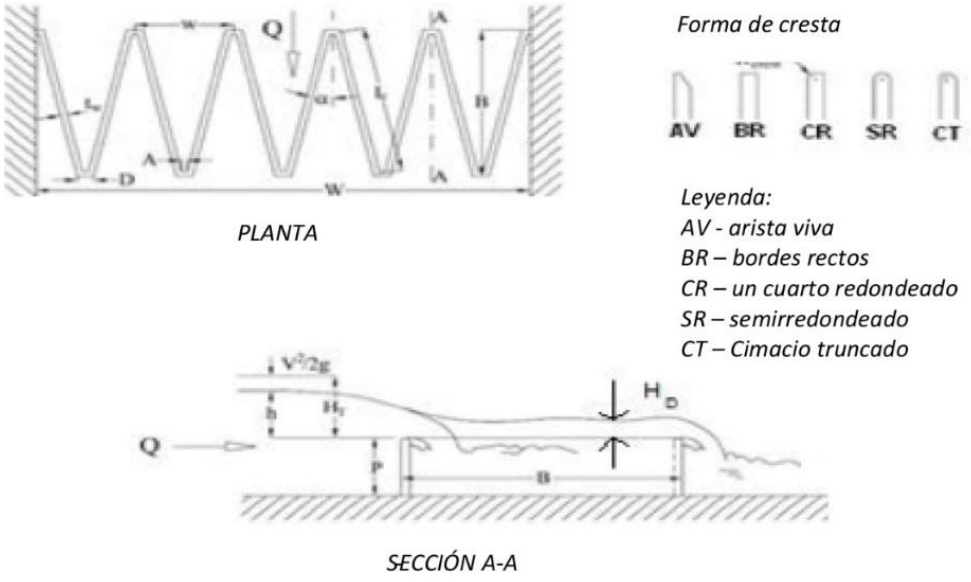



**Figura 1**. Esquema de un vertedor tipo laberinto. Fuente: Crookston (2010).

2020, Instituto Mexicano 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 se demostró en el artículo anterior (parte I) (Pardo, 2019), el empleo de cimacios WES truncados en vertedores tipo laberinto resulta atractivo por presentar coeficientes de gasto con valores superiores a los de otros tipo de vertedores, que es totalmente válido, pues no se afecta la descarga (entiéndase el coeficiente de gasto), lo que permitiría diseñar estos cimacios, empleando para ello las mismas herramientas que para el caso de los frontales (Pardo, 2019).

A partir de las consideraciones expresadas en el párrafo anterior, en el laboratorio de modelos físicos del Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH), de la Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría" (CUJAE), se ha continuado con la serie de experimentos para facilitar el empleo de los referidos cimacios en los vertedores tipo laberinto.

El primer estudio experimental consistió en identificar la influencia del truncado en esos tipos de cimacios en el valor de sus respectivos coeficientes de gasto; los resultados se presentaron en una publicación anterior (Pardo, 2019). La segunda etapa de investigaciones se enfocó en el empleo del concepto de longitudes características de estos vertedores para su empleo en aliviaderos con configuración en laberinto y a este aspecto se dedica el presente trabajo.

Se definen como objetivos principales de la investigación:

1. Estudiar el comportamiento del coeficiente de gasto de un vertedor tipo WES frontal cuando se emplea en un vertedor con configuración en laberinto.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

2. Determinar las variables a considerar para emplear los conceptos de longitudes características de un vertedor WES, cuando se emplea en un vertedor con configuración en laberinto.

## Detalles de la instalación del laboratorio, objetivos de la investigación y diseño del modelo

Para la puesta en funcionamiento del modelo, el Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH) cuenta con un laboratorio especializado, en el cual se encuentran seis plazas, una de ellas, en la que se va a desarrollar la investigación; es rectangular, con una longitud de 15 m, ancho de 2.85 m y altura de 2 m; además, tiene un canal de salida aguas abajo de dicha plaza para guiar el agua hacia un vertedor de aforo que se encuentra al final con vertimiento libre. Esta plaza posee una entrada de agua proveniente de un tanque de carga constante y con caudal de hasta 1 $m^3/s$, en la que se llena un estanque de 2.85 m de longitud por 1 m de ancho y 1.5 m de altura (Figura 2).



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

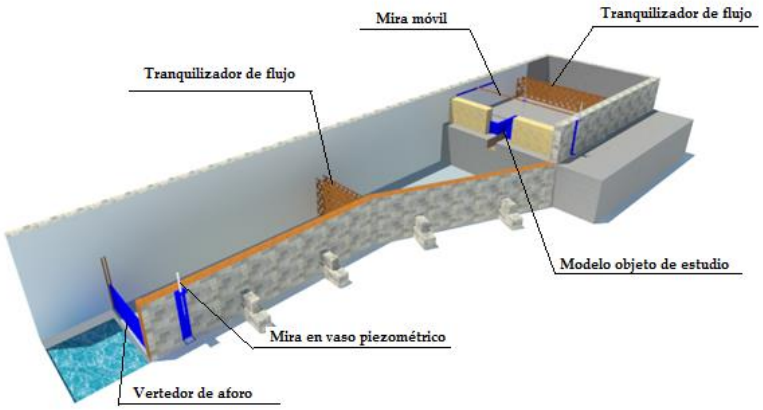



**Figura 2**. Vista general de la plaza de trabajo. Fuente: Pagés-Lamas (2017).

## Equipos utilizados en la investigación

- Bomba de agua.
- Válvula de mando eléctrico para garantizar el rango de gastos.
- Dos tranquilizadores de flujo con agujeros de 3 cm de diámetro y espaciados a 5 cm.
- Rejilla de madera a la salida del disipador para disminuir la turbulencia en la superficie.
- Dos miras de punta graduadas hasta la décima de milímetro; una de ellas es móvil.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

- Nivel de topógrafo para nivelar el modelo en forma general y tomar los ceros tanto al vertedor de laberinto como al vertedor de aforo.

## Ubicación del modelo

Al inicio del área de trabajo se colocó un disipador de energía para tranquilizar el flujo que viene de la válvula hacia la plaza de ensayo. El vertedor de laberinto se ubicó a 2.5 m aguas abajo de dicho disipador de energía; 0.5 m aguas abajo tiene una caída libre, vertiendo en un canal, donde se colocó otro disipador de energía similar al anterior y se le adicionó una rejilla flotante de madera para tranquilizar el flujo en el canal de salida de 1.32 m de ancho, donde se ubicó un vertedor de aforo rectangular al final con caída libre para medir los gastos. También se colocaron dos miras de punta, una de ellas en el vaso piezométrico ubicado en el vertedor de aforo, para medir las cargas sobre dicho vertedor; la otra sobre un raíl móvil para medir la carga estática sobre el vertedor de laberinto (Figura 2).

## Etapas del procedimiento experimental



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

Se establecen las etapas siguientes:

1. Diseño del vertedor de aforo rectangular.
2. Diseño y construcción del modelo a estudiar.
3. Mediciones y resultados experimentales.

## Etapa 1. Diseño del vertedor de aforo rectangular

El vertedor de aforo presente en la instalación es el mismo construido por Pagés (Pagés-Lamas, 2017), al cual se disminuyó su longitud, ya que resultaba excesiva para la presente investigación y, sobre todo, porque ello permite dimensionar un vertedor sin contracciones laterales (Figura 3).

*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

**Figura 3**. Vertedor rectangular de caída libre y sin contracciones laterales. Fuente: Borroto-Roche (2018).

## Etapa 2. Diseño y construcción del modelo a estudiar

A partir de los objetivos de la investigación, se diseñó el modelo a emplear, siguiendo los siguientes pasos:

**Definición del cimacio a emplear***.* Se seleccionó un cimacio tipo WES truncado, que se diseñó para una carga de 7.2 cm y una altura de 20 cm, las mismas medidas empleadas en la investigación realizada por Carralero (Carralero, 2016) y Pagés (Pagés-Lamas, 2017), para los cimacios frontales y en laberinto, respectivamente. Además, se realizó el truncado para una relación de $X/X_t$ = 0.2, ya que es el mínimo valor que se le puede dar a los cimacios WES para que no se afecte su curva de capacidad de servicio (Carralero, 2016) (Figura 4).



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

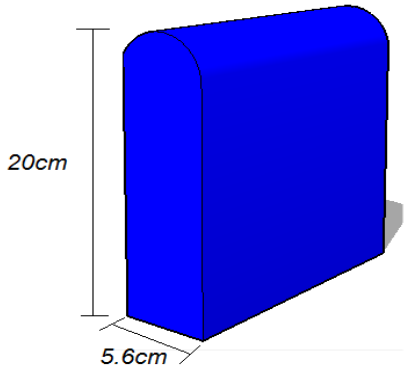



**Figura 4**. Diseño del cimacio WES truncado $X/X_t$ = 0.2. Fuente: Pagés-Lamas (2017).

- **Definición de la configuración en planta del modelo para cumplir el primer objetivo arriba expuesto, en particular en lo relativo a eliminar la interferencia de láminas**. El diseño del aliviadero de laberinto se realizó de forma rectangular y consta de un solo ciclo para llevar a cabo toda la investigación (Figura 5).

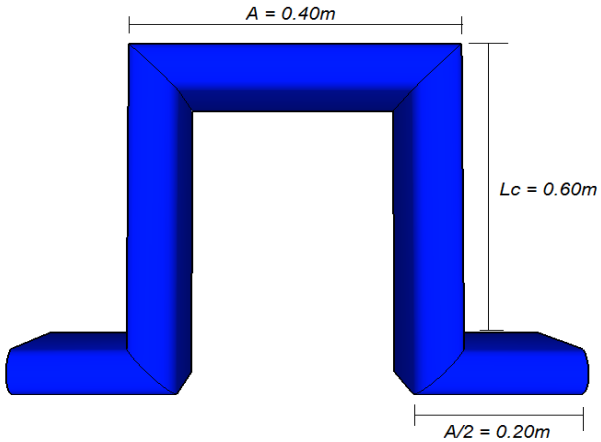



**Figura 5**. Vista en planta del modelo de vertedor de laberinto. Fuente: Pagés-Lamas (2017).



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

En el modelo físico seleccionado, la red de flujo hacia el mismo se puede representar en forma simplificada, según se muestra en la Figura 6, la cual tiene dos situaciones definitivamente tridimensionales diferentes entre sí: una es en los extremos del ápice de entrada y la otra en los extremos del ápice de salida; a continuación se reflexiona acerca de ambas por separado.

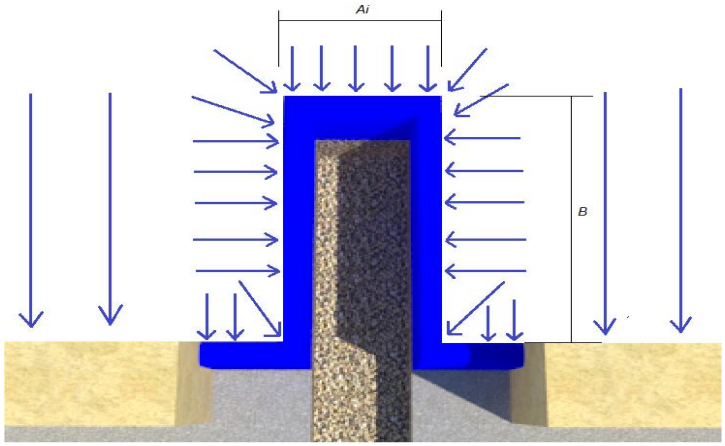



**Figura 6**. Red de flujo de llegada al laberinto. Fuente: Pagés-Lamas (2017).

- **Respecto al ápice de entrada**. La descarga del flujo sobre los extremos del ápice de entrada es convergente y tiene lugar total interferencia entre la lámina que vierte sobre el ápice $A_i$ y la que descarga sobre el lado lateral del ciclo B en las proximidades de cada extremo y que resulta inevitable, es decir, es consustancial a esta configuración. Dichas zonas se destacan en color rojo en la



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

Figura 7; mientras que en la porción central del ápice superior que se conserva en color negro en esta figura no hay interferencia de láminas siempre que la magnitud $A_i$ sea lo suficientemente alta como para mantener alejadas las descargas por los lados B entre sí.

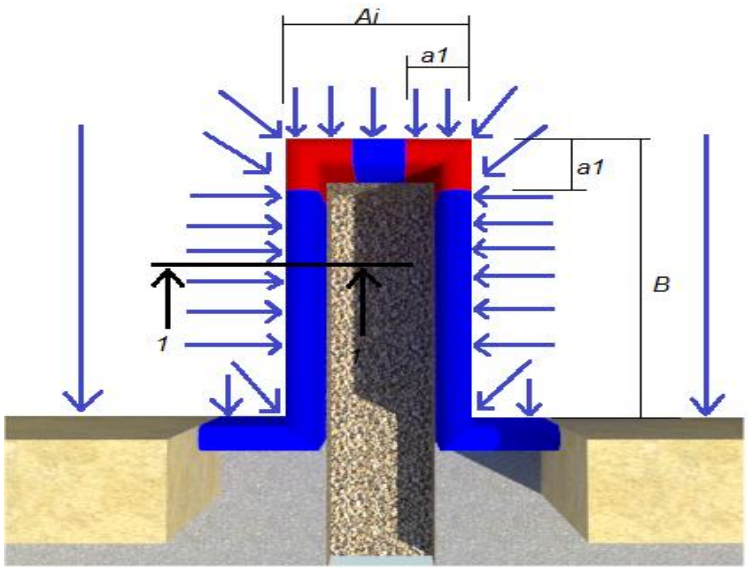



**Figura 7**. Zonas de ocurrencia de interferencias de láminas inevitables (destacadas en color rojo). Fuente: Pagés-Lamas (2017).

La magnitud $a_1$ —que identifica la longitud de interferencia de lámina inevitable asociada con cada extremo del ápice de entrada— es posible definirla como aquella franja del cimacio que es igual a la longitud externa del chorro que descarga sobre el cimacio, según se indica en la Figura 8.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

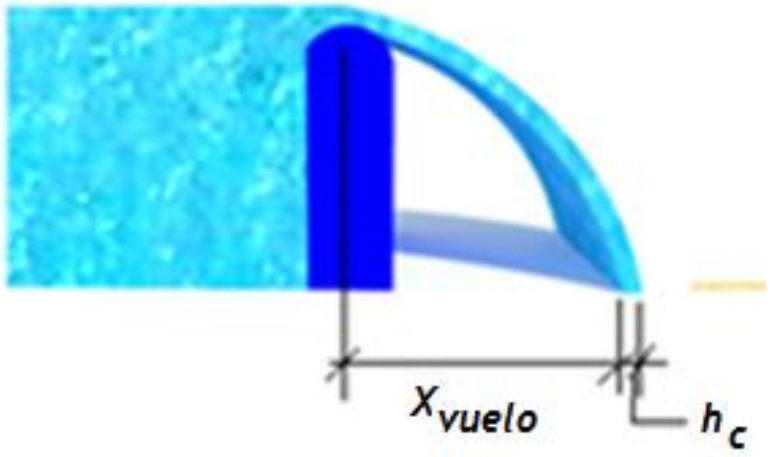



**Figura 8**. Longitud de vuelo externa del chorro desde el extremo de aguas arriba del cimacio hasta el nivel de la solera en el ciclo de salida, $X_{VUELO}$. Sección transversal 1 -1 indicada en la Figura 7. Fuente: Pagés-Lamas (2017).

Esto es:

$$a_1 = X_{VUELO} \quad (1)$$

A partir de lo expresado, se puede inferir que el valor mínimo de la longitud del ápice de entrada se puede definir como:

$$A_{i\text{-mín}} = 2a_1 \quad (2)$$

Por lo tanto, un valor inferior al expresado en la Ecuación (2) implicaría que los chorros de la descarga desde los laterales del ciclo



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

chocarían entre sí, esto es, producirían interferencia de láminas adicional a la ya llamada inevitable, como se comentó.

- **Con respecto al ápice de salida**. En este caso no se produce interferencia de láminas en la descarga sobre el cimacio, pues la salida sobre el lateral es divergente con relación a la descarga sobre el ápice. Aquí, el fenómeno que ocurre tiene lugar antes de iniciar el flujo sobre el cimacio, es decir, en el flujo de aproximación al cimacio. Una explicación al fenómeno físico es la siguiente: una gota de agua ubicada en el punto O indicado en la Figura 9, que se describe como un punto equidistante al cimacio lateral y al ápice de salida, y sobre la diagonal que marca la unión entre dichos cimacio lateral y el referido ápice, puede seguir su trayectoria siguiendo una de las opciones que se indican a continuación:

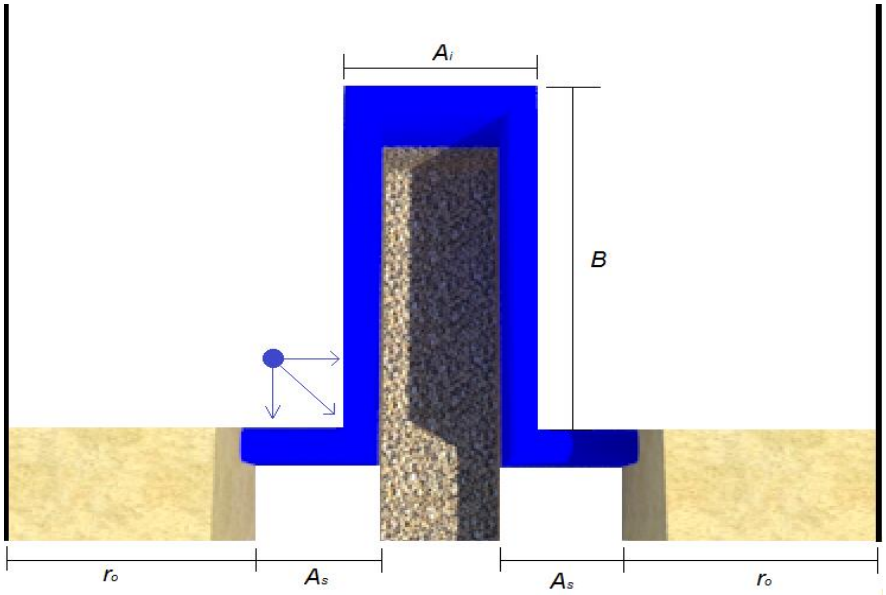



**Figura 9**. Acerca del ápice de salida. Fuente: Pagés-Lamas (2017).



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

1. Perpendicular al cimacio lateral, en caso de que la componente de la velocidad de aproximación en ese sentido sea la predominante.

2. Perpendicular al cimacio del ápice, en caso de que la componente de la velocidad en ese sentido sea la predominante.

3. Por una línea intermedia entre la dos anteriores, de preferencia sobre la mencionada unión cuando la velocidad del flujo en la aproximación sea baja y sin predominio de una componente sobre la otra.

La ocurrencia de los casos 1 y 2 representan una reducción de la capacidad de descarga de uno de los lados; esto es, si es el caso 1, se afectará la capacidad de descarga sobre el ápice; mientras que si es el caso 2, entonces la reducción de la capacidad de descarga será la del cimacio lateral.

El caso 3 representa la no afectación de la descarga, al lograrse buena aproximación a la descarga en todos los sentidos; ello se logra garantizando suficiente separación entre dos ciclos consecutivos del laberinto, o entre los ciclos de los extremos y la pared lateral del canal de aproximación.

Dado que lo antes expuesto indica la presencia de interferencia de láminas sólo debida a los extremos del ápice de entrada para la determinación experimental del $A_{i\text{-mín}}$ no se requiere modelar con la presencia de ápices de salida, por lo que se continuarán los ensayos, según el esquema que se muestra en la Figura 10.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

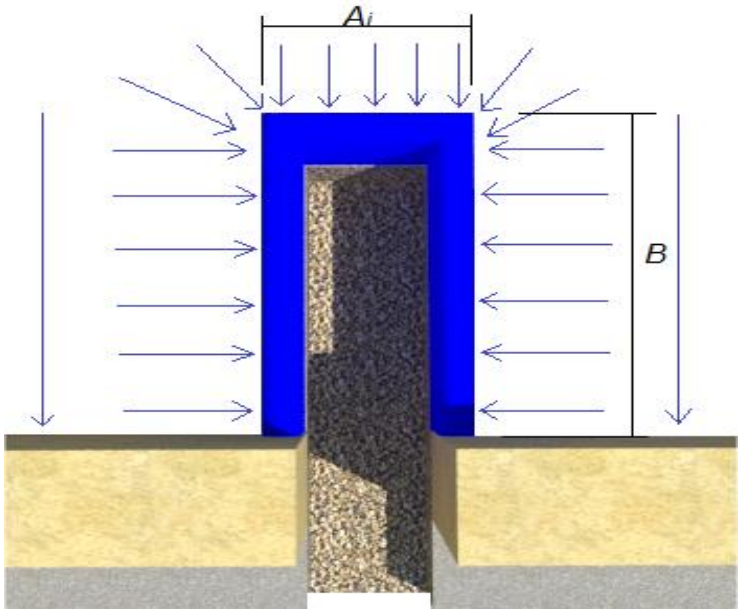



**Figura 10**. Esquema de la instalación para determinar el $A_{mín}$ (ancho mínimo del ápice de entrada). Fuente: Pagés-Lamas (2017).

Una hipótesis a partir de lo aquí expuesto y que posteriormente se valida mediante los estudios experimentales que se desarrollan, es que la construcción de un vertedor de configuración equipado con vertedor tipo WES truncado tendrá el mismo coeficiente de gasto que un vertedor frontal, al actuar con las mismas condiciones hidráulicas (gasto y carga hidráulica), siempre que los ápices de entrada sean de longitud igual o mayor que la longitud mínima que se determine en los estudios experimentales.

- **Definición de la configuración en planta del modelo para cumplir el segundo objetivo arriba expuesto**. Hasta el presente los vertedores empleados con frecuencia con configuración en laberinto han sido los de cresta un cuarto



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

redondeada y los semirredondeados; en ellos, la longitud vertedora medida a lo largo de la cresta ($L_c$) es igual a la longitud medida a lo largo del paramento superior ($L_p$) debido al espesor pequeño de estos vertedores. Como se ha apreciado en diversas publicaciones sobre el tema (Tullis, Asce, Young, & Chandler, 2007; Crookston, 2010), mediante estudios experimentales se ha obtenido el coeficiente de gasto de ellos ($C_d$), que satisface la Ecuación (3).

$$Q = \frac{2}{3} C_d L_c \sqrt{2g} H_T^{3/2} \qquad (3)$$

En la que $H_T$ es la carga hidráulica total actuante sobre la cresta del vertedor.

Es oportuno destacar que el mencionado coeficiente $C_d$ es afectado por la modificación de la red de flujo que implica la configuración en laberinto (Figura 6), y que la longitud $L_c$ es la longitud total y no la longitud efectiva ($L$), que es la más comúnmente utilizada en aliviaderos (Pardo & Alegret, 2012).

Al introducir el empleo de los cimacios WES truncados en los vertedores de configuración en laberinto, Pardo (2019) considera oportuno sustituir la Ecuación (3) por la Ecuación (4) que se presenta a continuación, por ser de mayor empleo en aliviaderos:

$$Q = mL\sqrt{2g} H_o^{3/2} \qquad (4)$$



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

Donde $H_o$ es la carga hidráulica total sobre la cresta del vertedor y $m$ es el coeficiente de gasto, sin considerar la presencia de la modificación a la red de flujo antes mencionada. El empleo de esta longitud efectiva impone establecer la relación entre ella y la longitud $L_c$, para ello se hace uso de la Figura 11.

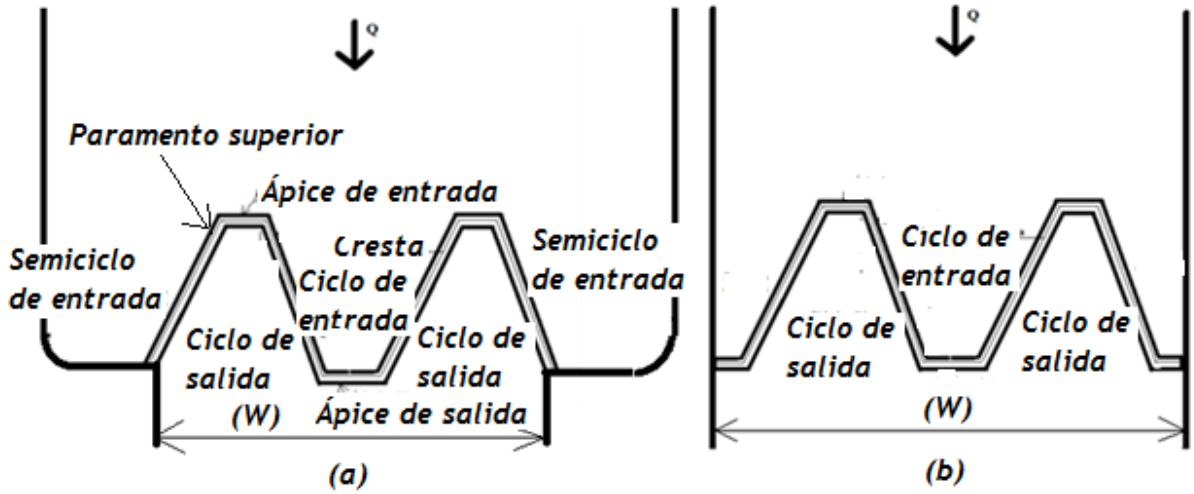



**Figura 11**. Esquema de un vertedor en laberinto de dos ciclos y ángulo central $a$; a) sin semiápices de salida; b) con semiápices de salida.

Estas longitudes se relacionan entre sí de la manera que se presenta a continuación.

- Las longitudes $L_P$ y $L_c$ según relaciones geométricas:

$$L_c = L_P - (j-k)\left[2X_c\left(\frac{1}{cos\propto} - tg\propto\right)\right] \quad (5)$$



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

Siendo:

*j*: total de inflexiones de entrada.

*k*: total de inflexiones de salida.

*a*: ángulo que forma el cimacio vertedor lateral del ciclo con el eje longitudinal según se indica en la Figura 11.

$X_c$: distancia desde el paramento superior a la cresta del cimacio (ver la figura 12).

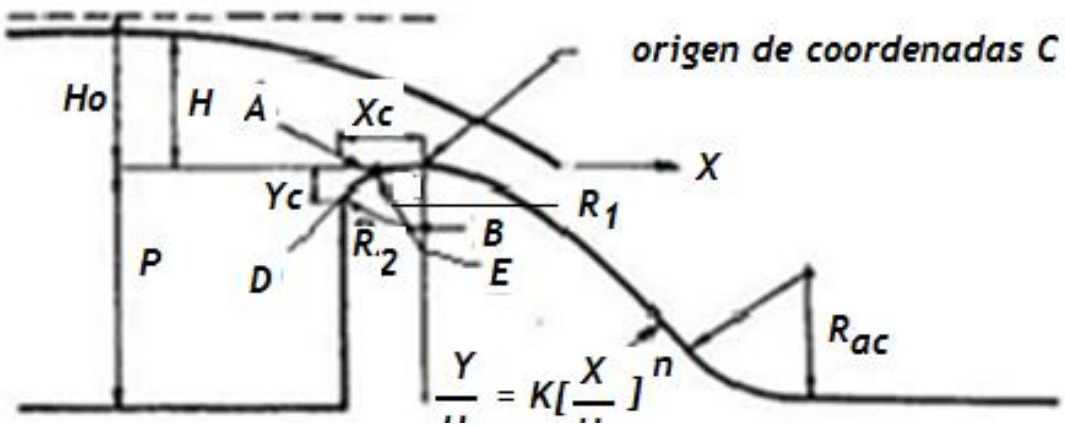



**Figura 12**. Determinación de la forma de la sección transversal del cimacio WES. Fuente: *Diseño de presas pequeñas* (USBR, 1987).

$L_c$ y $L_p$ tienen los significados arriba indicados.

Es evidente que si el número de inflexiones de entrada es igual al número de inflexiones de salida (Figura 11, a) ($j = k$), la longitud a lo largo de la cresta del vertedor es igual a la longitud a lo largo del paramento superior ($L_c = L_p$); mientras que si el laberinto no tiene los



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

semiápices de salida de los extremos (Figura 11, b), entonces $j$ - $k$ = 2, y por tanto $L_c < L_p$.

Las longitudes $L_c$ y $L$ se relacionan teniendo en cuenta que la longitud de la cresta se afecta por las modificaciones que sufre la red de flujo en las proximidades de las inflexiones de entrada y salida, resultando:

$$L = L_c - (jK_{we} + kK_{ws})H_o \quad (6)$$

En la que:

$K_{we}$: coeficiente que toma en cuenta la afectación en el vertimiento debido a la contracción de la red de flujo.

$K_{ws}$: coeficiente que toma en cuenta la afectación en el vertimiento debido a la expansión de la red de flujo.

La obtención de los coeficientes $K_{we}$ y $K_{ws}$ se logra mediante estudios experimentales en laboratorios especializados de hidráulica. El primero de ellos es fácil de obtener, pero en el caso del segundo se dificultan las condiciones de entrada del flujo, y por ello se define la existencia de un nuevo parámetro denominado $K_w = K_{we} + K_{ws}$, el cual obviamente toma en consideración las afectaciones a la red de flujo debidas a la presencia de una inflexión de entrada y salida, es decir, la existencia de un semiciclo de un vertedor en laberinto, con lo que la Ecuación (6) se convierte en:

$$L = L_c - nK_wH_o \quad (7)$$



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

En la que *n* = número de semiciclos del laberinto, o lo que es lo mismo que:

$$L = L_c - 2NK_wH_o \qquad (8)$$

Siendo *N* el número de ciclos del vertedor de laberinto.

Para la obtención de los coeficientes $K_w$ y $K_{we}$ se hicieron estudios experimentales en modelos físicos con las configuraciones que se presentan en la Figura 13.

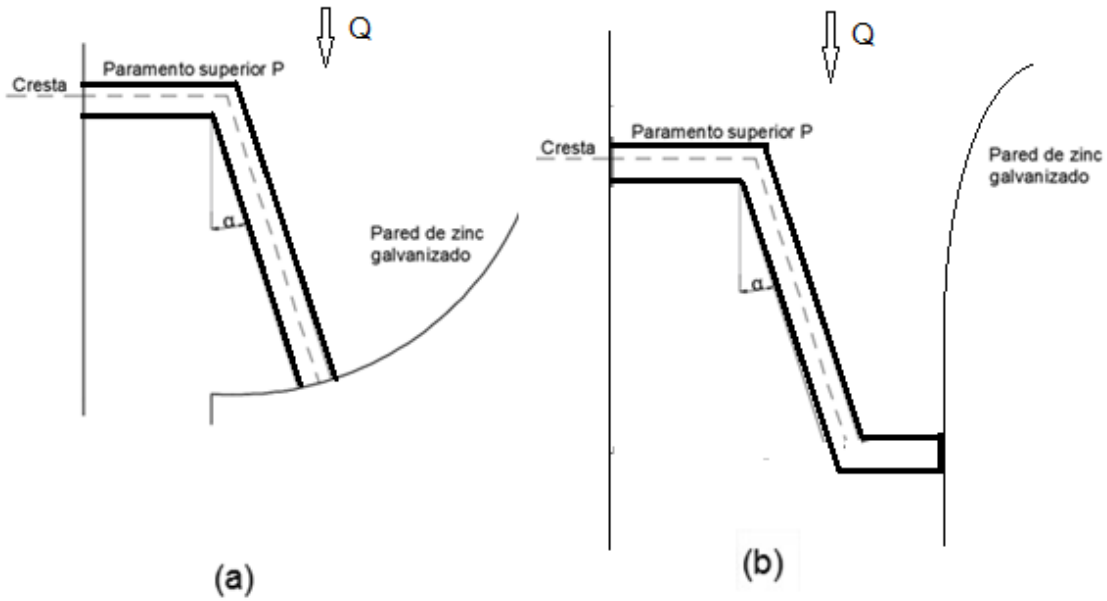



**Figura 13**. a) Entrada convergente de la red de flujo para obtener $K_{we}$; b) semiciclo que incluye contracción de entrada y expansión de salida de la red de flujo para obtener $K_w$.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

En dichos estudios experimentales se tuvo en cuenta la variación del ángulo de cierre de los ciclos de entrada y salida, $a$, la variación de la altura relativa del paramento superior $P/H_o$ del vertedor y la variación de la carga hidráulica total relativa $H_e/H_o$ sobre el vertedor.

## Etapa 3. Mediciones y resultados experimentales

- **Relativas a los estudios para determinar la longitud mínima del ápice de entrada**. Mediante estudios experimentales se pudo identificar la longitud mínima real $A_{mín}$, expresada mediante la Ecuación (8). En estos estudios se tuvo que:

$Q$ = 0.0528 m$^3$/s; $P$ = 0.20 m; $H_o$ = 0.072 m

Para los cuales se determinó que $X_{VUELO}$ = 0.18 m y $h_c$ = 0.017 m (Figura 8), resultando ello que el ancho mínimo teórico del ápice resulta $A_{mín\text{-}teórico}$ = 2 * (0.18 + 0.017) = 0.394 m; pero en los ensayos realizados se pudo observar que $A_{mín\text{-}real}$ = 0.34 m no refleja afectaciones por concepto de interferencia de láminas, lo cual se puede explicar por el hecho de que el contacto de ambas láminas de los vertimientos laterales tiene lugar a una distancia vertical desde la cresta



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

tal que no afecta la capacidad de evacuación y definitivamente la $A_{mín\text{-}real}$ es la obtenida según la Ecuación (9), donde se consideraron los valores $A_{mín\text{-}real}$ = 0.34 m y $H_o$ = 0.072 m:

$$\frac{A_{mín}}{H_o} = 4.722 \qquad (9)$$

El empleo de la Ecuación (9) también se recomienda para laberinto con ángulo central $a > 0^o$, donde se estará del lado de la seguridad, pues para esos otros valores del ángulo, la interferencia de láminas disminuye con respecto a aquellos de configuración rectangular ($a = 0^o$).

Finalmente, es oportuno e importante indicar que en todos los estudios experimentales realizados se pudo confirmar que cada una de las herramientas aplicables en cimacios WES frontales se pueden emplear cuando la configuración es en laberinto, gracias a la introducción del concepto de longitud efectiva arriba indicado; es decir, el coeficiente de gasto *m* se obtiene a partir de las ecuaciones (10) a (14) y el apoyo de la Tabla 1 (Pardo & Alegret, 2012), que se obtuvieron mediante ajuste matemático con el *software* profesional *Table Curve 2D*:

$$m_o = \frac{a + c\left(P/H_0\right)^{0,5} + e\left(P/H_0\right)^{1}}{1 + b\left(P/H_0\right)^{0,5} + d\left(P/H_0\right)^{1} + f\left(P/H_0\right)^{1,5}} \qquad (10)$$



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

$$\sigma_1 = \frac{a+c\left({}^{H_e}/_{H_0}\right)^2+e\left({}^{H_e}/_{H_0}\right)^4+g\left({}^{H_e}/_{H_0}\right)^6+i\left({}^{H_e}/_{H_0}\right)^8+k\left({}^{H_e}/_{H_0}\right)^{10}}{1+b\left({}^{H_e}/_{H_0}\right)^2+d\left({}^{H_e}/_{H_0}\right)^4+f\left({}^{H_e}/_{H_0}\right)^6+h\left({}^{H_e}/_{H_0}\right)^8+j\left({}^{H_e}/_{H_0}\right)^{10}} \quad (11)$$

$$\sigma_2 = a + b\left({}^{P}/_{H_e}\right) + c\left({}^{P}/_{H_e}\right)^2 + d\left({}^{P}/_{H_e}\right)^3 + e\left({}^{P}/_{H_e}\right)^4 + f\left({}^{P}/_{H_e}\right)^5 + g\left({}^{P}/_{H_e}\right)^6 + h\left({}^{P}/_{H_e}\right)^7 + i\left({}^{P}/_{H_e}\right)^8 \quad (12)$$

$$\sigma_3 = \frac{a+c\left({}^{P^*}/_{H_o}\right)^{0,5}+e\left({}^{P^*}/_{H_o}\right)^1+g\left({}^{P^*}/_{H_o}\right)^{1,5}+i\left({}^{P^*}/_{H_o}\right)^2+k\left({}^{P^*}/_{H_o}\right)^{2,5}}{1+b\left({}^{P^*}/_{H_o}\right)^{0,5}+d\left({}^{P^*}/_{H_o}\right)^1+f\left({}^{P^*}/_{H_o}\right)^{1,5}+h\left({}^{P^*}/_{H_o}\right)^2+j\left({}^{P^*}/_{H_o}\right)^{2,5}} \quad (13)$$

$$\sigma_4 = a + b\left({}^{h_d}/_{H_e}\right)^{0,5} + c\left({}^{h_d}/_{H_e}\right)^1 + d\left({}^{h_d}/_{H_e}\right)^{1,5} + e\left({}^{h_d}/_{H_e}\right)^2 + \left({}^{h_d}/_{H_e}\right)^{2,5} + g\left({}^{h_d}/_{H_e}\right)^3 + h\left({}^{h_d}/_{H_e}\right)^{3,5} + i\left({}^{h_d}/_{H_e}\right)^4 + j\left({}^{h_d}/_{H_e}\right)^{4,5} + k\left({}^{h_d}/_{H_e}\right)^5 \quad (14)$$

**Tabla 1**. Parámetros de las ecuaciones para obtener el coeficiente de gasto de cimacios WES.

| Par. | $m_o$ | $\sigma_1$ | $\sigma_2$ | | | $\sigma_3$ | $\sigma_4$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | 1:3 | 2:3 | 3:3 | | |
| a | 0.38500865 | 0.79532682 | 1.0718077 | 1.1046593 | 1.0170604 | 0.76999623 | -1.7440117E-07 |
| b | -0.57094102 | 42.053364 | -0.86360153 | -0.98692694 | 0.34980623 | -3.4930933 | -117.7002 |
| c | -0.090121694 | 36.833604 | 4.8324647 | 5.0263645 | -2.27911451 | -2.5739119 | 2330.9643 |
| d | 0.98200007 | -53.5648 | -14.65083 | -14.113728 | 6.3025867 | 5.7537742 | -19466.272 |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **e** | 0.3699558 | -32.602056 | 26.092897 | 23.191671 | -10.009472 | 4,3302579 | 91701.717 |
| **f** | -0.045361171 | -90.395781 | -28.096603 | -22.886658 | 9.7097979 | -4.0658495 | -268994.47 |
| **g** | | -117.1965 | 17.975007 | 13.334193 | -5.6749561 | -3.0008521 | 510550.08 |
| **h** | | 135.79851 | -6.282566 | -4.2218639 | 1.8342862 | -0,82004921 | -628467.79 |
| **i** | | 147.01894 | 0.92306655 | 0.55943426 | -0.25174542 | -1.2041974 | 484947.2 |
| **j** | | -16.394959 | | | | 1.951537 | -213308.96 |
| **k** | | -16.358054 | | | | 2.0049211 | 40828.909 |

- **Relativas a los estudios para determinar las longitudes características del vertedor**. Al determinar los coeficientes $K_w$ y $K_{we}$ que toman en cuenta las afectaciones en el vertimiento debido a las modificaciones de la red de flujo, se consideró lo siguiente: la variación del ángulo de cierre de los ciclos de entrada y salida; $a$, la variación de la altura relativa del paramento superior $P/H_o$ del vertedor, y la variación de la carga hidráulica total relativa $H_e/H_o$ sobre éste.

Los valores e intervalos estudiados para cada una de las tres variables mencionadas fueron los siguientes: $a$: 0°, 6°, 8°, 10°, 12°, 15°, 20° y 35°, que son los mismos que se estudiaron en la mayoría de las publicaciones especializadas sobre vertedores de laberinto:

$P/H_o$: 1 a 3

$H_e/H_o$: 0.4 a 1.2



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

Los resultados obtenidos experimentalmente se presentan en las Tabla 2 y Tabla 3, donde se muestra la tendencia de la variación de los coeficientes $K_{we}$ y $K_w$ según el ángulo α y el parámetro ($P/H_o$).

**Tabla 2**. Ajuste de los valores medidos: *Kwe* = *f*(α, *P/Ho*). Fuente: Borroto (2018).

| $P/H_o$ | α | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **0** | **6** | **8** | **10** | **12** | **15** | **20** | **35** | **90** |
| **1** | 1.82 | 1.67 | 1.58 | 1.52 | 1.48 | 1.44 | 1.27 | 1.07 | 0 |
| **1.2** | 1.47 | 1.33 | 1.23 | 1.17 | 1.13 | 1.10 | 0.92 | 0.72 | 0 |
| **1.4** | 1.39 | 1.24 | 1.15 | 1.09 | 1.05 | 1.02 | 0.84 | 0.64 | 0 |
| **1.6** | 1.35 | 1.21 | 1.12 | 1.05 | 1.02 | 0.98 | 0.80 | 0.60 | 0 |
| **1.8** | 1.30 | 1.15 | 1.06 | 1.00 | 0.96 | 0.92 | 0.75 | 0.55 | 0 |
| **2** | 1.24 | 1.09 | 1.00 | 0.94 | 0.90 | 0.86 | 0.69 | 0.48 | 0 |
| **2.2** | 1.22 | 1.07 | 0.98 | 0.91 | 0.88 | 0.84 | 0.66 | 0.46 | 0 |
| **2.4** | 1.25 | 1.10 | 1.01 | 0.94 | 0.91 | 0.87 | 0.69 | 0.49 | 0 |
| **2.6** | 1.25 | 1.10 | 1.01 | 0.95 | 0.91 | 0.88 | 0.70 | 0.50 | 0 |
| **2.8** | 1.00 | 0.86 | 0.77 | 0.70 | 0.66 | 0.63 | 0.45 | 0.25 | 0 |

**Tabla 3**. Ajuste de los valores medidos: *Kw* = *f*(α, $P/H_o$). Fuente: Borroto (2018).



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

| $P/H_o$ | α | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **0** | **6** | **8** | **10** | **12** | **15** | **20** | **35** | **90** |
| **1** | 2.770 | 2.282 | 2.258 | 2.194 | 2.088 | 1.906 | 1.888 | 1.177 | 0 |
| **1.2** | 2.800 | 2.312 | 2.288 | 2.225 | 2.118 | 1.936 | 1.918 | 1.207 | 0 |
| **1.4** | 2.672 | 2.184 | 2.160 | 2.096 | 1.990 | 1.808 | 1.789 | 1.078 | 0 |
| **1.6** | 2.535 | 2.047 | 2.023 | 1.959 | 1.853 | 1.671 | 1.652 | 0.941 | 0 |
| **1.8** | 2.444 | 1.956 | 1.932 | 1.868 | 1.762 | 1.580 | 1.561 | 0.850 | 0 |
| **2** | 2.390 | 1.902 | 1.878 | 1.814 | 1.708 | 1.526 | 1.508 | 0.797 | 0 |
| **2.2** | 2.334 | 1.846 | 1.822 | 1.758 | 1.652 | 1.470 | 1.452 | 0.741 | 0 |
| **2.4** | 2.235 | 1.747 | 1.723 | 1.659 | 1.553 | 1.371 | 1.352 | 0.641 | 0 |
| **2.6** | 2.083 | 1.595 | 1.571 | 1.508 | 1.401 | 1.219 | 1.201 | 0.490 | 0 |
| **2.8** | 1.934 | 1.446 | 1.422 | 1.358 | 1.252 | 1.070 | 1.052 | 0.341 | 0 |

Una alternativa a la Tabla 2 es la Ecuación (15), que se presenta a continuación. Esta ecuación, con los correspondientes coeficientes de ajuste que se incluyen, se obtuvo mediante el *software* profesional *Table Curve 3D*, en donde se definió como variable dependiente a $K_{we}$ y como variables independientes a $\alpha$ y $P/H_o$:

$$K_{we} = a + b\alpha + c\alpha^2 + d\alpha^3 + e\alpha^4 + f\alpha^5 + g\left(\frac{P}{H_o}\right) + h\left(\frac{P}{H_o}\right)^2 + i\left(\frac{P}{H_o}\right)^3 + j\left(\frac{P}{H_o}\right)^4 + k\left(\frac{P}{H_o}\right)^5 \quad (15)$$

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Siendo:

*a* = 32.505286.

*b* = 0.05268624.

c = -0.024381393.

*d* = 0.002470112.

*e* = -9.9482302E-05.

*f* = 1.3451675E-06.

*g* = -87.736584.

*h* = 97.801885.

*i* = -53.683096.

*j* = 14.458445.

*k* = -1.527292.

Coeficiente de determinación $r^2$ = 0.9525.

Alternativa a la Tabla 3 es la Ecuación (16), que se presenta a continuación; se obtuvo de forma semejante a la Ecuación (15):

$$K_w = a + b\alpha + c\alpha^2 + d\alpha^3 + e\alpha^4 + f\alpha^5 + g\left(\frac{P}{H_o}\right) + h\left(\frac{P}{H_o}\right)^2 + i\left(\frac{P}{H_o}\right)^3 + j\left(\frac{P}{H_o}\right)^4 + k\left(\frac{P}{H_o}\right)^5 \quad (16)$$

*a* = -15.645276.

*b* = -0.26779196.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

$c$ = 0.056137767.

$d$ = -0.005346804.

$e$ = 0.000212062.

$f$ = -2.85539E-06.

$g$ = 53.848291.

$h$ = -59.99205.

$i$ = 31.978292.

$j$ = -8.2428759.

$k$ = 0.8239665.

Coeficiente de determinación $r^2$ = 0.9715.

En la Ecuación (15) y Ecuación (16), el ángulo α se expresa en grados.

Las limitaciones para el empleo de la Tabla 2 y Tabla 3, así como sus correspondientes ecuaciones son las siguientes:

1. Solo válidas para el rango $0 \leq \alpha \leq 35$.

2. Para diseños con $P/H_o > 2.8$ se deben emplear los valores de $K_w$ y $K_{we}$ correspondientes a $P/H_o = 2.8$.

3. Para el empleo específico de las tablas es aconsejable seleccionar para el ángulo α uno de los valores exactos presentados al inicio de las mismas; mientras que empleando las ecuaciones correspondientes será válida la interpolación.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

# Ejemplo para comparar resultados de cálculos siguiendo los criterios de diseño de Crookston (2010) con los del autor del presente artículo

Datos:

$Q$ = 800 m$^3$/s.

$H_o = H_T$ = 3 m.

Altura de paramento superior $P$ = 9.9 m.

Ángulo central α = 35°.

Número de ciclos $N$ = 1.

Obtener la longitud total vertedora a construir.

Según Crookston, con $\alpha$ = 35° y $H_T/P$ = 0.3, y cresta un cuarto redondeada, se obtiene $C_d$ = 0.7 (correspondería $m$ = 0.46) resultando $L_c$ = 75.22 m.

Según este autor, con α = 35° y $P/H_o$ = 3.3, y cresta tipo WES truncada, se obtiene $m$ = 0.49, resultando $L$ = 70.93 m y $L_c$ = 72.98 m.

Se aprecia la necesidad de una menor longitud vertedora total para el laberinto con WES truncado debido a su mayor eficiencia hidráulica, léase coeficiente de gasto.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

# Conclusiones

1. Los resultados experimentales confirman la validez del empleo de los vertedores tipo WES truncados en los aliviaderos con configuración tipo laberinto, con total seguridad de la no afectación del coeficiente de gasto.

2. La introducción de los coeficientes de contracción de la red de flujo $K_{we}$ y $K_w$ permiten el empleo de la longitud efectiva en la ecuación fundamental del aliviadero con configuración en laberinto. Para ello deberán respetarse los rangos experimentados de las variables hidráulicas principales; esto es, ángulo $a$, altura relativa del paramento superior $P/H_o$ y cargas relativas $H_e/H_o$, así como las limitaciones definidas para las tablas y ecuaciones con las cuales se obtienen los coeficientes mencionados.

3. El uso de la longitud mínima para los ápices de entrada y de salida (excluyendo los extremos) garantiza la eliminación de la interferencia de láminas y evita la sumergencia de los vertedores con configuración en laberinto.

4. El funcionamiento de los ciclos de salida sin interferencia de láminas ni sumergencia hace que en ellos el régimen de circulación por lo general sea supercrítico, lo cual requiere de nuevos estudios experimentales para su adecuado diseño. Esta etapa de investigaciones ya está en marcha en el Centro de Investigaciones Hidráulicas de la Universidad Tecnológica de La Habana "José Antonio Echeverría", Cuba.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 306-338. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-10

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/)

## Agradecimientos

El autor del presente trabajo desea expresar sus agradecimientos a Reinaldo Pagés Lamas y Anabel Borroto Roche, estudiantes de quinto año de la Carrera de Ingeniería Hidráulica en la Universidad Tecnológica de La Habana, pues con su dedicación al culminar sus respectivas tesis de grado en los años 2017 y 2018 lograron realizar los trabajos experimentales que posibilitaron los resultados que aquí se presentan. Se reconoce también el trabajo de la ingeniera Susel Lobaina Fernández, cotutora de los mismos.

## Referencias

Borroto-Roche, A. (2018). *Modificaciones de la red de flujo para una entrada convergente y una salida divergente en aliviaderos de laberinto con cimacio tipo WES truncado* (tesis de grado). Universidad Tecnológica de La Habana, "José Antonio Echeverría" Cujae, La Habana, Cuba.

Carralero, I. (2016). *Influencia del truncado en la capacidad de evacuación de cimacios tipo PPsV y PPcV* (tesis de grado). Universidad Tecnológica de La Habana, "José Antonio Echeverría" Cujae, La Habana, Cuba.

Crookston, B. M. (2010). *Labyrinth Weirs* (tesis de grado). Recuperado de http://digitalcommons.usu.edu/etd/802

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Pagés-Lamas, R. (2017). *Modelo físico 3D de vertedor de laberinto* (tesis de grado). Universidad Tecnológica de La Habana, "José Antonio Echeverría" Cujae, La Habana, Cuba.

Pardo, R., & Alegret, E. (2012). *Diseño hidráulico de aliviaderos y obras de toma para presas.* La Habana, Cuba: Editorial Félix Varela.

Pardo-Gómez, R. (2019). El empleo de cimacios tipo WES o elípticos en vertedores tipo laberinto. Parte I. *Tecnología y ciencias del agua,* 10(3), 1-11. DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-01

Tullis, B. P., Asce, M., Young, J. C., & Chandler, M. A. (2007). Head-discharge relationships for submerged labyrinth weirs. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(3).

USBR, United States Bureau of Reclamation. (1987). *Design of small dams* (3rd ed.). Denver, USA: Water Resources Technical Publication.

2020, Instituto Mexicano 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-2020-04-11

Notas

# Valoración económica del agua de la presa Solís para uso agrícola

# Water economic valuation of Solís Dam for agricultural use

Juan Trujillo-Murillo[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9962-9017

Arturo Perales-Salvador[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7225-4574

[1]Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México, juan_trujillo1989@hotmail.com

[2]Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México, adelin21@hotmail.com

Autor para correspondencia: Juan Trujillo-Murillo, juan_trujillo1989@hotmail.com

## Resumen

El objetivo principal de la investigación fue estimar el valor económico del agua de la presa Solís, ubicada en Acámbaro, Guanajuato, México. 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/)

método utilizado fue la valoración contingente, mediante la estimación de la disposición a pagar (DAP), a través de una encuesta aplicada a productores agrícolas que habitan en la zona aledaña a la presa Solís y que utilizan el agua de dicha presa para el riego de sus cultivos; se consideraron las variables precio, ingreso, educación, percepción y edad. Se aplicaron 50 cuestionarios para la encuesta, que se llevó a cabo en diciembre de 2017. Los datos se analizaron y procesaron usando un modelo binomial *Logi*, con el *software N-Logit*. La DAP estimada en el área de estudio fue de $\$1/m^3$. Las variables más importantes fueron precio e ingreso; la edad promedio de los encuestados fue de 36 años, y su escolaridad fue medio superior y superior.

**Palabras clave**: DAP, modelo *Logit*-binomial, valoración contingente.

## Abstract

The main objective of this research was to estimate the economic value of the water of the Solís Dam, ubicated in Acámbaro, Guanajuato, Mexico. The valuation method used was the contingent valuation, through the estimation of the willingness to pay (WTP), using applied surveys to agricultural producers who live near to the Solís Dam and use the water from it to irrigate their crops, and were considered the variables: price, income, education, perception and age. A total of 50 surveys were applied on December 2017. The data were analyzed and processed using a Logit binomial model whit the *N*-Logit software. The WTP estimated in the study area was $\$1/m^3$. The most important

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

variables were price and income; the average age was 36 years, and the education level were high school and university.

**Keywords**: WTP, Binomial Logit Model, contingent valuation.

Recibido: 28/03/2019

Aceptado: 28/10/2019

# Introducción

La problemática mundial del agua obedece a factores multidimensionales, lo que sugiere que las posibles soluciones deben contemplar un amplio espectro de acciones encaminadas a garantizar una solución completa, eficaz y efectiva. El aumento en la demanda de agua para la producción de alimentos disminuye la disponibilidad del líquido para sus usos alternos, lo que la convierte en un recurso escaso. Aunado a esto, la producción de biocombustibles deriva en una mayor presión sobre el recurso. Así, el sector agrícola representa aproximadamente 70% de todas las extracciones de agua dulce a nien el mundo, y más de 90% en la mayoría de los países menos desarrollados (WWC, 2015).

2020, Instituto Mexicano 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 tanto, la problemática de la utilización del agua como recurso productivo se encuentra principalmente en el sector primario (agricultura y ganadería), ello implica que los esfuerzos para resolverla deben centrarse en este sector, a través del mejoramiento de los procesos, de acuerdo con la optimización del agua, lo cual incluye el perfeccionamiento de los sistemas de riego en el caso de la agricultura. Para el caso de México, la problemática presentada es similar. Así, en el país, en 2014, 76.7% del agua asignada para uso consuntivo la absorbió el sector agrícola; 14.2%, el sector público, y sólo 4.2% la usó el sector industrial (Semarnat, 2015).

Las condiciones y niveles de utilización de agua de cada país dependen de los requerimientos que tienen los productos que se producen internamente, por lo que para analizar de manera correcta la situación del recurso agua se debe considerar el tipo de producción al que se dedica su sector primario. En términos generales, México (en su sector primario) es productor de cereales, carne, leche y huevo, los cuales son los productos con mayor demanda de agua durante su proceso de producción. Por tanto, 27% del agua se destina al cultivo de cereales; 22%, a la carne, y 7% a la leche. Dentro de estos productos, 1 kg de carne de vacuno requiere de 15 000 litros; 1 kg de carne de pollo, 6 000 litros; 1 kg de cereales, 1 500 litros; 1 kg de cítricos, 1 000 litros, y 1 kg de legumbres y tubérculos usa 1 000 litros (FAO, 2015).

Así, la producción de biomasa y alimentos a través de la función clorofílica exige grandes cantidades de agua para transformar el $CO_2$ atmosférico en materia orgánica mediante agua de lluvia, o aguas superficiales o subterráneas. La producción de 1 kg de trigo requiere 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/)

$m^3$ de agua y 1 kg de carne emplea 15 $m^3$. Al agua necesaria para producir un bien o servicio se le llama agua virtual (Madurga, 2005).

En algunos estados de la república existen problemas serios con respecto al uso y disponibilidad del agua, ya sea por su ubicación geográfica (lejanía de costas, ríos y presas) o por los costos que representa su utilización; esto aplica principalmente a zonas del noreste, centro y norte del país, como Baja California; al Valle de México y a los estados con problemas de alta contaminación del vital líquido, como Guanajuato. Para el caso de Guanajuato, la mayor parte de su extensión territorial está dentro de la región Lerma-Santiago-Pacífico, lo que le da una alta disponibilidad de agua con respecto al promedio del país. No obstante, existen problemas que disminuyen drásticamente su disponibilidad real de agua, como el hecho de que su precipitación media anual esté por debajo del promedio nacional y un elevado grado de contaminación de sus ríos.

Los niveles de precipitación son un problema con orígenes geográficos y naturales, por lo que la posibilidad de acción es reducida. Pero la contaminación de sus recursos hídricos es una problemática con causas antrópicas, por lo que la intervención de la sociedad mediante acciones que propicien la disminución de los niveles de contaminación es una opción importante. Más allá de recuperar los recursos hídricos contaminados, es urgente la optimización de los recursos que aún quedan disponibles en condiciones favorables para su uso en la agricultura y en los demás sectores económicos, bajo la premisa de que el empleo desmedido de los recursos restantes puede llevar a una escasez generalizada de agua en la zona.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11

2020, Instituto Mexicano 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 municipio de Acámbaro pertenece al estado de Guanajuato, México; se encuentra a 1 849 metros sobre el nivel del mar, a 173 km de la capital. Sus coordenadas son 100º 30’ 06” y 101º 00’ 00” de longitud oeste y 19º 55’ 42”, y 20º 12’ 16” de latitud norte. Acámbaro colinda al norte con los municipios de Tarimoro y Jerécuaro; al sur, con el estado de Michoacán; al este, con Tarandacuao, y al oeste con Salvatierra (Saucedo, 2015).

En Acámbaro se encuentra una de las presas más importantes a nivel nacional por la dependencia de los productores de los municipios cercanos del agua de la presa para el riego de sus cultivos y demás actividades necesarias para su subsistencia, la Presa Solís (ver Figura 1).

**Figura 1**. Ubicación de la presa Solís (Conagua, 2016).



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Algunos cuestionamientos que se derivan de la problemática detectada son los siguientes: ¿por qué la valoración económica del agua en la presa Solís repercutiría en su uso racional en el sector agrícola en el municipio de Acámbaro?, de esta pregunta se deriva el objetivo de generar una valoración económica del agua en la zona; también, ¿cómo impactaría la investigación en el bienestar o ingreso de los productores de Acámbaro?, ¿qué estrategias de optimización se podrían implementar? A partir de estas preguntas se genera como objetivo secundario proponer políticas de optimización del agua, lo que lleva al siguiente cuestionamiento referente a ¿cuáles tarifas serían adecuadas para las zonas de estudio? Pregunta para cuya respuesta se utilizará la disposición a pagar por el uso del agua de la presa por parte de los agricultores de la zona; en general, estos cuestionamientos guiaron la presente investigación.

El objetivo principal de la investigación consiste en calcular el valor real del agua como factor productivo mediante la valoración contingente en la presa Solís, en Acámbaro, Guanajuato; al igual que proponer estrategias de optimización del uso del agua en las actividades agrícolas en Acámbaro, Guanajuato. En relación con los objetivos, se presentan las hipótesis de que el valor actual del agua para riego estaría por debajo de su valor real, ya que sólo se toman en cuenta los costos de extracción y/o conducción, y no las externalidades negativas. Por otro lado, se considera la hipótesis de que al pagarse por debajo de su precio real, el agua para riego no se está utilizando de manera óptima, por lo que su disponibilidad futura se torna más limitada e incierta.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

# Metodología

El valor del agua para riego de cultivos agrícolas en la zona de estudio se calculó utilizando el método de valoración contingente (MVC), donde se contrastó el resultado de la valoración teórica con el valor asignado realmente, es decir, su precio de mercado. El trabajo de campo, mediante cuestionarios aplicadas a los productores agrícolas que habitan en Acámbaro, Guanajuato, en la zona aledaña a la presa Solís y que utilizan el agua de dicha presa para el riego de sus cultivos, fue la principal fuente de información para la recopilación de los datos necesarios para la aplicación del método de valoración; se consideró que los productores encuestados utilizan el riego por gravedad, al obtener el agua de la presa, y que los cultivos principales son maíz, frijol y sorgo.

El método de valoración contingente es un método hipotético y directo basado en la información que revelan los agentes económicos involucrados que son encuestados cuando se les pregunta sobre la valoración del bien ambiental. Elemento fundamental de este método es el cuestionario que recoge la información sobre la valoración del bien ambiental (Novoa-Goicochea, 2011). Desde la perspectiva económica, el MVC se basa en la maximización de la utilidad de los encuestados, donde la función de utilidad de los individuos está definida para bienes de mercado y no mercado, configurados por cantidades, precios y otros



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

atributos (Avilés *et al*., 2010). El MVC permite construir un mercado hipotético que simula las transacciones que ocurren en un mercado real para obtener las medidas del cambio de bienestar; mercado en el que los individuos deben expresar su máxima disposición a pagar (DAP) por llevar a cabo una determinada política o actuación (Del Ángel, Rebolledo, Villagómez, & Zetina, 2009). La idea es cuantificar la DAP promedio como una aproximación del bienestar que refleja las preferencias del usuario. Para este propósito existen tres tipos de formatos: abierto, subasta y referéndum, siendo este último el más utilizado en los estudios de valoración contingente. La característica principal de dicho formato es que sólo se deja al individuo con el problema de decidir si está dispuesto a pagar o no una suma determinada por tener acceso a los beneficios de la política ambiental que se ofrece. En este evento, todas las posibles posturas o propuestas del encuestador se distribuyen de modo aleatorio entre los encuestados (Tudela, 2011).

Para este estudio, las variables endógenas fueron propuestas con base en trabajos científicos de la misma índole, donde se encontró que las variables más representativas en modelos que estiman la DAP son ingreso, nivel educativo, percepción y edad. Algunos de estos trabajos, en el ámbito internacional son el de Aguirre (2015), realizado en Chile, donde determinó que las variables como ingreso, años de educación, estado civil, sexo y conocimiento del tema afectan el resultado de la investigación. En el caso de la variable percepción, Salazar (2001), en su estudio realizado en España sobre la DAP por mejoras ambientales, expone que la información previa sobre el bien objeto de valoración

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

influye mediante una relación positiva sobre la DAP. De igual manera, Novoa-Goicochea (2011) evaluó la DAP por áreas protegidas en Perú, obteniendo que las variables más relevantes son precio, edad, ingreso y educación. Más recientemente, con respecto al tema del agua, Tudela (2017) evaluó la DAP por el tratamiento de aguas en Perú, y concluyó que existe una DAP positiva de $4.30 por hogar, y las variables que más influyen son tarifa, problemática medioambiental, salud, ingreso y educación. Para el caso de México, estudios recientes sobre la aplicación de la metodología de valoración contingente han arrojado resultados con DAP positiva. Un ejemplo es la investigación de Vázquez (2012), efectuada en Veracruz, la cual encontró que 69% de los participantes estuvo de acuerdo con pagar un sobreprecio por una mejora en el cultivo de productos agrícolas entre el 10 y 40% de sobreprecio, donde las variables más importantes son precio, edad, sexo, nivel educativo e ingreso. Otro es el caso de Valdivia, García, López, Hernández, y Rojano (2011), quienes estimaron la DAP por la conservación del río Axtla, ubicado en San Luis Potosí, y concluyeron que existe una DAP positiva promedio de $57/mes, donde las variables más importantes fueron ingreso familiar, educación y afectación por la contaminación. Otro caso es el de Medina (2014), en el que se afirma que el comportamiento del consumidor está fuertemente afectado por la edad y la preocupación medioambiental. Un caso contundente es el de Silva, Pérez y Návar (2010), donde se obtuvo una DAP positiva por parte del 100% de los encuestados.

Con respecto a la valoración del agua en México (Avilés *et al.*, 2010), realizada en Baja California, se determinó que los niveles 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/)

disponibilidad de agua guardan una relación inversa con la DAP, y las variables más relevantes son tarifa, ingreso, educación y disponibilidad del agua. En este mismo sentido, Sandoval *et al*. (2016) estimaron la DAP por el consumo de agua en la delegación Iztapalapa, Ciudad de México, y obtuvieron una DAP promedio de $5 bimestrales, donde la disponibilidad, calidad y precio del agua son las variables más representativas, al igual que las variables socioeconómicas, como edad, escolaridad y sexo. Por su parte, Del Ángel *et al*. (2009) valoraron el servicio ambiental hidrológico en el sector doméstico de San Andrés Tuxtla, en el estado de Veracruz, y obtuvieron una DAP positiva asociada con ciertas características de la población, en particular ingreso, precio, escolaridad y edad. De igual manera, Jaramillo, Galindo, Bustamante y Cervantes (2013) generaron una valoración económica del agua del río Tlapaneco, en el estado de Guerrero, y tuvieron una DAP positiva, donde la cantidad monetaria que la gente estaría dispuesta a pagar para mejorar la calidad del agua del río fue de $132.9 (media), con valores mínimos y máximos de $40 y $300, una mediana de $100 y una desviación estándar de 65.7; las variables más representativas fueron edad, sexo, ingreso, escolaridad y precio del agua. Desde esta óptica, la utilidad, el ingreso, el nivel educativo, la percepción y la edad son las variables contempladas en el modelo. Al considerar la utilidad como la variable dependiente, las variables explicativas determinan el nivel de bienestar generado por el consumo del bien evaluado, en este caso, el agua para riego proveniente de la presa Solís.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Si el usuario acepta pagar una cantidad de dinero *P* para mantener el escenario propuesto, debe cumplirse que: $V1(Q = 1, Y - P; S) - V0(Q = 0, Y; S) > e_0 - e_1$. Donde los términos $e_0$ y $e_1$ se asumen como variables aleatorias independientes e idénticamente distribuidas. El cambio de utilidad experimentada por el usuario será igual a la diferencia entre la función de utilidad final menos la inicial; para tener acceso a la utilidad en la situación final definida por el escenario propuesto, se debe pagar cierta cantidad de dinero señalada por el encuestador. Simplificando la notación, se tiene que: $\Delta V = V1(Q = 1, Y - P; S) - V0\,(Q = 0, Y; S)\; y\; h = e_0 - e_1$. La respuesta del encuestado (sí/no) es una variable aleatoria. Por lo tanto, la probabilidad de una respuesta positiva por parte del usuario está dada por la siguiente expresión: $Prob(SI) = Prob(h \leq \Delta V) = F(\Delta V)$. Donde *F* es la función de distribución acumulada de *h*. Al elegir una distribución para *h*, y especificando adecuadamente *V*, los parámetros de la diferencia indicada por Δ*V* pueden estimarse con información sobre la cantidad de pago requerida de los individuos, con las respuestas a la pregunta binaria y con la información acerca de las características socioeconómicas de los encuestados (Tudela, 2011).

Con base en la metodología actual utilizada en los estudios recientes, como el de Trujillo, Hernández y Martínez (2019), el modelo explicativo de la investigación se presenta como un modelo de elección binaria, donde la probabilidad de que la DAP sea positiva depende del valor de las variables explicativas:

$$Prob\,(SI) = \alpha 0 + \beta\,(\text{precio}) + \alpha 1\,(\text{ingreso}) + \alpha 2\,(\text{edad}) + \alpha 3\,(\text{percepción}) + \alpha 4\,(\text{educación}) + \varepsilon t$$



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Donde la variable *Prob* (SÍ) representa la probabilidad de una DAP positiva; en este caso, la disposición a pagar por el uso del agua de la presa Solís. La variable precio expresa el precio simulado por el uso del agua. La variable ingreso se refiere ingreso familiar mensual. La educación está determinada por el máximo grado académico que posee el encuestado. En definitiva, la variable percepción contempla el conocimiento de la situación del agua en la región. Así, la DAP individual por el uso del agua de la presa Solís depende del precio propuesto, nivel de ingreso, educación y edad. En esta investigación, el método utilizado fue la valoración contingente mediante encuestas aplicadas, considerando las variables ingreso, educación, percepción y edad. El objetivo principal del método consiste en establecer un precio que represente el valor del bien en cuestión a través de las cantidades expresadas por los encuestados, considerando que si el mercado del bien existiera, el precio que ellos estarían dispuestos a pagar sería el precio de mercado del bien (Trujillo *et al*., 2019).

El cuestionario utilizado en la recolección de la información para la aplicación del método de valoración contingente consta de cuatro apartados: el primero aborda el reconocimiento del bien en estudio y de la relación del encuestado con dicho bien; el segundo indaga en la percepción del encuestado sobre el uso del bien en cuestión; el tercero busca obtener la disposición a pagar (o ser compensado) por el uso del bien, y el apartado final es acerca de las características socioeconómicas del encuestado.

2020, Instituto Mexicano 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 primer apartado, denominado preguntas de reconocimiento, explora los conocimientos del encuestado acerca del objeto de estudio; es interrogado acerca de la cantidad de agua que utiliza para el riego de sus cultivos, el origen de ésta, sus costos en la zona y la disponibilidad para riego en la región. Se procura conocer su opinión con respecto al correcto uso del agua; es decir, evitar desperdicios, y su grado de preocupación en el tema.

El segundo apartado, denominado preguntas de percepción, centra la atención en el empleo del agua en el proceso de producción por parte del encuestado.

El tercer apartado propone diferentes tarifas a pagar por el uso del agua de la presa Solís para la producción de cultivos agrícolas.

Por último, se exploran las variables socioeconómicas de los encuestados, como nivel de ingreso, escolaridad, sexo, estado civil y edad, para relacionarlos con su DAP. El formato de encuestas se expone en el Anexo 1.

A partir de las respuestas obtenidas en cada uno de los bloques se establece una relación entre la disposición a pagar que expresan los encuestados y sus atributos socioeconómicos. Mediante un modelo *Logit*-binomial se estima un valor promedio de la DAP por parte de los usuarios del agua. El procedimiento estadístico realizado para llevar a cabo los cálculos y estimaciones de los valores correspondientes a todas las variables que se incorporan en el modelo o que intervienen de alguna manera en él está orientado a extrapolar las respuestas de la muestra poblacional al total de la población. Bajo esta consideración 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/)

necesario tener en cuenta el nivel de error, no sólo metodológico sino estadístico al momento de interpretar los resultados finales. Se aplicaron 50 encuestas en diciembre de 2017, bajo un esquema de muestreo aleatorio simple con población infinita. Los datos se analizaron y procesaron utilizando un modelo binomial *Logit* con el *software N-Logit*.

# Resultados y discusión

Se utilizó un código binomial para registrar el nivel de estudios del encuestado y se registró considerando la numeración: 1 = primaria; 2 = secundaria; 3 = preparatoria; 4 = licenciatura; 5 = posgrado. El nivel de ingreso se registró mediante los rangos de ingreso: 1 = < $4 000; 2 = $4 000-$8 000; 3 = $8 000-$12 000; 4 = $12 000-$18 000; 5 = $18 000-$25 000; 6 = > $25 000. Los límites superiores de cada nivel de ingreso se consideraron como parte del siguiente estrato. La variable edad se registró como una variable lineal ascendente (18, 19, 20, 21,…). La categorización de las variables por estratos se registró mediante la utilización de un código numérico, que se presenta en la Tabla 1.

**Tabla 1**. Código de registro de respuestas.



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| Código | Educación | Precio ($/m$^3$) | Ingreso ($) | Edad* | Percepción** | DAP |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Primaria | 0.5 | < 4 000 | 18 | Amplio | SÍ |
| 2 | Secundaria | 1.0 | 4 000-8 000 | 19 | Moderado | NO |
| 3 | Preparatoria | 1.5 | 8 000-12 000 | 20 | Bajo | |
| 4 | Licenciatura | 2.0 | 12 000-18 000 | 21 | Nulo | |
| 5 | Posgrado | 2.5 | > 18 000 | … | | |

*La variable edad por su naturaleza comprende un rango de 18 a 90.

**Conocimiento del tema.

Las variables endógenas del modelo se convirtieron a términos numéricos para poder ingresarlas y analizarlas en el *software* de procesamiento de datos. Las categorías de cada variable se expresaron mediante estratos, en general cinco, que respondían a los valores contenidos en cada variable y al número de posibles respuestas en el cuestionario. Los resultados de este procedimiento se muestran en la Tabla 2.

**Tabla 2**. Estadísticas descriptivas.

| Variable | Media | Desv. est. | Mínimo | Máximo | Casos |
|---|---|---|---|---|---|
| Edad | 36.361 | 14.501 | 17 | 74 | 50 |
| Educación | 4.055 | 1.607 | 1 | 5 | 50 |
| Ingreso | 2.5 | 1.855 | 1 | 6 | 50 |

2020, Instituto Mexicano 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 93% de los productores agrícolas de Acámbaro encuestados fueron hombres y 7%, mujeres, lo que es en parte predecible, pues hoy en día, en el país, el estrato de la población ocupada el sector primario está compuesto principalmente por individuos del sexo masculino. Por la naturaleza de la investigación, la variable sexo es poco representativa, sin embargo fue incluida por los resultados en otras investigaciones, donde se utilizó la DAP aplicada a temas referentes del agua (Flores, González & De los Santos, 2010), donde 42% de los involucrados fueron mujeres y el 58% hombres. Estos datos se aprecian de manera gráfica en la Figura 2.

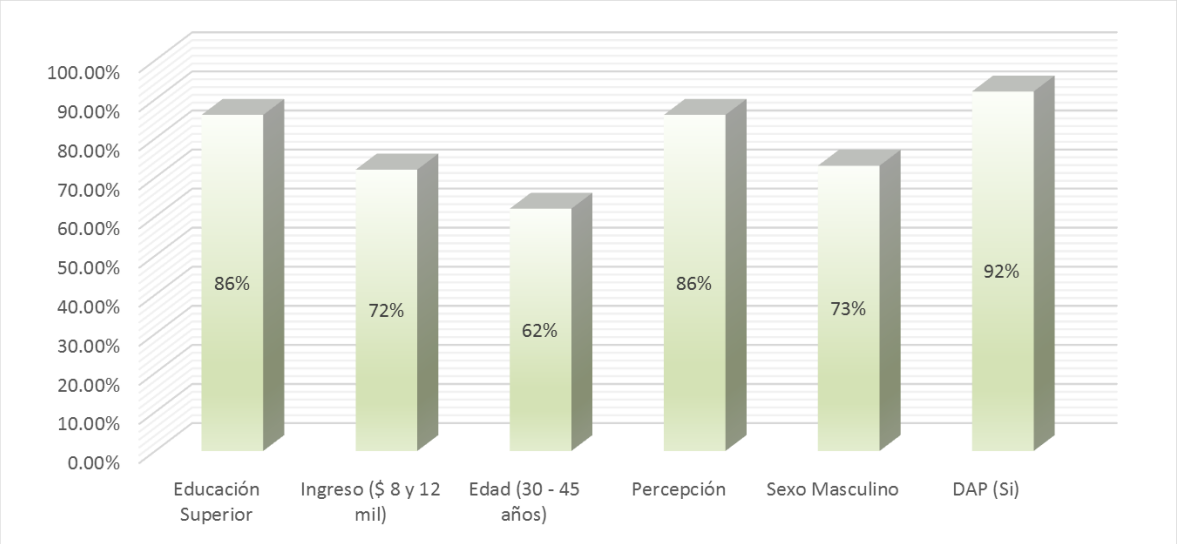



**Figura 2**. Valores medios de las variables. Elaboración propia.

El promedio de edad de los encuestados fue de 37 años y muestra que los individuos que conforman el subsector de la agricultura en la zona estudiada son adultos jóvenes, a diferencia del promedio nacional;



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

esto es muy cercano al resultado obtenido por Flores *et al.* (2010), donde se obtuvo una edad promedio de 36 años, al igual que el caso de Del Ángel *et al.* (2009), con un rango de edad de 26 a 35 años. El nivel de estudios promedio de los encuestados fue preparatoria, dicho resultado presenta una aproximación general del nivel educativo de los agricultores de la zona de estudios, lo cual debe tomarse en cuenta al momento de implementar políticas orientadas al sector en el sentido de la forma y los medios para llegar a la población objetivo. Este resultado con respecto al nivel de estudios es parecido al obtenido en el trabajo de Flores *et al*. (2010), donde la mayoría de los encuestados poseía estudios de nivel medio superior y superior. Finalmente, el ingreso mensual promedio de los encuestados fue de $8 000 a $1**2 000** y se explica por los niveles de costos y productividad en las parcelas, relacionados con los precios medios rurales a los cuales se compra el producto a los campesinos de la zona. Trabajos como el de Flores *et al*. (2010) reportaron un ingreso promedio a $11 000. Avilés *et al*. (2010) obtuvieron un ingreso promedio de $8 000 y Del Ángel *et al*. (2009) referencian un ingreso promedio de $7 000. Los resultados de los coeficientes para el modelo se expresan la Tabla 3.

**Tabla 3**. Modelo propuesto para la DAP.

| Variable | Coeficiente | Desv. est. | *P* (\|Z\| > *z*) | Media de *X* |
|---|---|---|---|---|
| Constante | -0.459 | 2.562 | 0.800 | |
| Precio | -0.0406 | 0.192 | 0.658 | 1.500 |

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Edad | 0.058 | 0.026 | 0.061 | 36.361 |
| Educación | 0.319 | 0.282 | 0.500 | 4.055 |
| Ingreso | -0.06 | 0.247 | 0.761 | 2.500 |

Los resultados de los coeficientes se presentan de la manera esperada, con base en la teoría. En el caso de la variable precio existe una relación inversa entre el precio del agua con la disponibilidad a pagar un monto extra por el recurso; en ese sentido, un precio por debajo del valor real del agua propicia mayor disposición a pagar por el agua. La variable edad muestra una relación positiva entre los años de vida del encuestado y su disposición a pagar por el acceso al agua para regar su tierra; pero no existe una desviación estándar de la edad media lo suficientemente considerable como para extrapolar resultados, pues la mayoría de los encuestados se encontraba alrededor de la mediana edad. El nivel de educativo en los estudios de valoración contingente muestra una relación positiva con respecto a la DAP, lo cual se explica por el nivel de conciencia social y económica que representa la preparación académica y la educación cívica que se fomenta en las escuelas. Los efectos parciales de las variables del modelo sobre la DAP en términos de probabilidad se presentan en la Tabla 4.

**Tabla 4**. Predicciones del modelo de elección binaria.

| **Valor real** | **Valores predichos** | | **Total real** |
|---|---|---|---|
| | **0** | **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/)

| | | | |
|---|---|---|---|
| 0 | (1.4%)* | (18.1%) | (19.4%) |
| 1 | 0 (0%) | (80.6%)** | (80.6%) |
| Total | (1.4%) | (98.6%) | (100%) |

**Predicciones negativas correctas = total 0s correctamente predichos.

*Predicciones positivas correctas = total 1s correctamente predichos.

El aspecto inexacto de las encuestas de opinión y su relación con los valores arrojados por medio de la metodología se presenta con mayor claridad, analizando el grado de predictibilidad del modelo propuesto. El modelo presenta 1.4% de predicciones negativas correctas, es decir que sólo 1% de los productores agrícolas encuestados que se esperaba que no estuvieran dispuestas a pagar, en realidad no estuvieron dispuestas a pagar. Por otro lado, 80% de los productores agrícolas encuestados que, con base en el modelo, se esperaba se mostrarían dispuestas a pagar, lo estuvieron. En esta investigación se obtuvo un elevado nivel de predicción. El total de predicciones correctas por el modelo es de 81 y 19% de errores en las predicciones del modelo. El nivel de predicción del modelo para el conjunto de variables es aceptable. La DAP estimada en la presa Solís, ubicada en Acámbaro, Guanajuato, fue de $\$1/m^3$ (ver Tabla 5).

**Tabla 5**. Estadísticas descriptivas de la DAP.

| Variable | Media | Desv. estándar | Mínimo | Máximo | Casos |
|---|---|---|---|---|---|

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| DAP | 0.999 | 0.010 | 0.5 | 1.5 | 50 |

Existe una disposición a pagar media de $\$1/m^3$. Es decir, los productores agrícolas que utilizan el agua de la presa para el regadío de sus cultivos están dispuestas a pagar $1 más arriba del precio que hoy en día pagan por metro cúbico de agua. Esto representa la predicción de las hipótesis planteadas, donde los productores agrícolas encuestados presentan una DAP positiva, sugiriendo que el valor actual del agua se encuentra por debajo de su valor real, lo que condiciona la optimización de su uso, lo cual va en concordancia con lo encontrado por Avilés *et al.* (2010) en el acuífero de La Paz Baja California; por Valdivia *et al.* (2011) en el río Axtla en San Luis Potosí, y por Sandoval *et al.* (2016) en Iztapalapa, Ciudad de México.

# Conclusiones

El porcentaje de encuestados que revelaron una DAP positiva fue mayor que el de aquellos que expresaron no estar dispuestos a pagar un monto adicional por el uso del agua de la presa Solís; una DAP positiva por el uso del agua concuerda con los resultados de las investigaciones existentes sobre el tema. En este sentido, el valor real del agua se



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

encuentra por debajo de dicho valor, y se concluye que existe un uso irracional del recurso. Esta cuestión cumple el objetivo primordial de la investigación y, a su vez, responde la pregunta planteada al inicio, de la cual surge tal objetivo referente a ¿por qué la valoración económica del agua en la presa Solís repercutiría en su uso racional en el sector agrícola en el municipio de Acámbaro? La valoración expone el consumo irracional del agua y permite proponer estrategias aunadas a vías de acción para racionalizar su uso, orientadas a optimizar la administración del recurso.

El segundo objetivo de la investigación, que habla sobre proponer estrategias de optimización del uso del agua en las actividades agrícolas de la zona de estudio, se cumple a través de la respuesta a las preguntas planteadas que abordan la problemática referente a ¿cómo impactaría la investigación en el bienestar o ingreso de los productores de Acámbaro?, y ¿qué estrategias de optimización se podrían implementar? Además de ¿cuáles tarifas serían adecuadas para las zonas de estudio? Para responder al primer cuestionamiento se retoma el hecho de que el aprovechamiento óptimo del agua permitiría disminuir costos e incrementar ganancias en los sistemas productivos, toda vez que la utilización no óptima conlleva una disminución del bienestar máximo que podrían alcanzar los productores; en otras palabras, utilizarla de manera selecta, considerando su valor real, permitiría incrementar el bienestar de todos los agentes económicos involucrados, lo que responde la primera pregunta.

Para contestar la segunda y tercera pregunta se recurre al hecho de que, cumpliendo con el objetivo principal del estudio, se encontró

2020, Instituto Mexicano 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 la DAP estimada en el área de estudio fue de $1/m^3$, y con base en estos resultados se propone establecer una tarifa de cuota fija que oscile entre $1 y $2/m^3$ extra en relación con el costo actual del agua, por el uso del agua de la presa Solís para uso agrícola. Desde esta perspectiva, si se considera que la DAP en general fue positiva, implica que los encuestados en su mayoría ven como una necesidad hacer un uso más racional del agua, en este sentido, una propuesta de optimización es implementar sistemas de riego, como el riego por goteo, considerando que ya existe una disposición a optimizar su uso.

Otra propuesta a considerar es la concientización y educación en relación con los medios y vías para la correcta utilización del agua; esto se desprende del hecho que la variable educación mostró tener una relación positiva y estadísticamente significativa en cuanto a la DAP, por lo que se posee una predisposición a la preocupación medioambiental. Estas estrategias permiten cumplir el segundo objetivo general de la investigación y dan respuesta a las preguntas generadas de la problemática que aborda este estudio.

Considerando el elevado porcentaje de encuestados del sexo masculino, con respecto a los involucrados del sexo femenino, no es posible establecer una relación concluyente entre DAP y sexo, pues cualquier afirmación estaría afectada por un sesgo muestral considerable. Se determinó la relación de la DAP con respecto a las variables utilizadas.

Para el caso de las variables ingreso, edad y nivel educativo, se obtuvo una relación positiva. En otras palabras, a medida que el individuo tiene mayor ingreso, está más dispuesto a pagar por el uso del

2020, Instituto Mexicano 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; al igual que si el productor agrícola encuestado es de edad más avanzada, su disposición a pagar se incrementa; y entre mayor sea su nivel educativo, mayor será su disposición a pagar.

En el caso del precio, la relación es negativa, como se esperaba; si se incrementa el precio, los productores agrícolas encuestados estarán menos dispuestos a pagar. Si bien este resultado es un buen indicador, deben considerarse las limitaciones del estudio, ya que finalmente estos resultados muestran un aspecto subjetivo, en el sentido de que es una opinión; por tanto, se considera relevante la necesidad de profundizar en el estudio para determinar, entre otros aspectos: los costos reales del suministro del agua, si se corresponden con lo que pagan los usuarios; si existen pérdidas en el manejo del recurso; y conocer los impactos ambientales que genera el suministro. Por otro lado, hay que evaluar el aspecto social y considerar la relevancia del suministro de los alimentos, al margen de los costos que pueda significar el uso del agua.

# Anexos

## Anexo 1. Cuestionario para la valoración contingente

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

## Bloque 1. Preguntas de reconocimiento

1. ¿Conoce la Presa Solís?
2. ¿Sabe de dónde proviene el agua que utiliza para el riego de sus cultivos?
3. ¿Sabe qué cantidad ($m^3$) de agua utiliza en sus cultivos?
4. ¿Conoce el costo del agua ($m^3$) para riego en la región?
5. ¿Conoce la disponibilidad de agua para riego en la región?

## Bloque 2. Preguntas de percepción

6. ¿Considera que existe disponibilidad suficiente de agua para riego en la zona?
7. ¿Considera que la cantidad de agua que utiliza es alta o baja?
8. ¿Utiliza apropiadamente el agua, es decir, sólo la necesaria?
9. ¿Contabiliza el agua como insumo en la producción de sus cultivos?
10. ¿Cuál es la calidad de agua que utiliza en sus cultivos?

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

11. ¿Podría usted costear su producción sin la utilización del agua de la presa Solís?

## Bloque 3. Disposición a pagar

12. Tomando en cuenta lo anterior ¿Estaría dispuesto a pagar una cantidad representativa por la utilización del agua de la presa Solís?

    a) Sí_____ (Pase a la 14) b) No_____ (Pase a la 13 y luego a la 16)

13. ¿Cuál es la principal razón por la que no estaría dispuesto a pagar?
14. ¿Qué cantidad estaría dispuesto a pagar por $m^3$ de agua?
15. ¿Cuál es la principal razón por la que estaría dispuesto a pagar?

## Bloque 4. Datos socioeconómicos

16. Género: Masculino_____ Femenino_____



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

17. Edad: _____

18. Estado civil: Soltero_____ Casado_____

19. Nivel de estudios:

- Primaria
- Secundaria
- Preparatoria
- Licenciatura
- Posgrado
- Otro (especifique) _____

20. ¿Actualmente, cuál es su situación laboral principal?

a) Profesionista libre.

b) Profesor.

c) Comerciante.

d) Empleado.

e) Agricultor o ganadero.

f) Estudiante.

g) Ama de casa.

h) Otro (especificar).

21. ¿Cuál es el ingreso promedio mensual de su familia?

| **Opción** | **Ingreso familiar mensual** |
|---|---|
| A | Menos de 2 000 pesos |



*Tecnología y ciencias del agua*, ISSN 2007-2422, 11(4), 339-369. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-04-11

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

| | |
|---|---|
| B | De 2 000 a 6 000 pesos |
| C | De 6 000 a 8 000 pesos |
| D | De 8 000 a 10 000 pesos |
| E | Más de 10 000 pesos |

22. ¿Número de miembros en la familia?
23. ¿Tipo de cultivo qué produce?

## Referencias

Aguirre, R. (2015). *Disposición a pagar por productos orgánicos en Chile: diferencias entre productos virtuosos y viciosos*. *Seminario para optar al título de Ingeniero Comercial*. Seminario llevado a cabo en la Facultad de negocios. Santiago, Chile: Universidad de Chile.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nation. (2015). *Evaluación de recursos hídricos renovables. Revisión de la metodología de AQUASTAT 2015*. Recuperado de http://www.fao.org/3/a-bc818s.pdf

Avilés, G., Soberanis, L., Troyo, E., Murillo, B., García, J., & Beltrán, L. F. (2010). Valoración económica del servicio hidrológico del acuífero de la paz, B.C.S.: una valoración contingente del uso de agua municipal. *Frontera Norte*, 22(43), 103-128.

2020, Instituto Mexicano 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. (2016). *Atlas del Agua en México 2016*. Recuperado de http://201.116.60.25/publicaciones/AAM_2016.pdf

Del Ángel, P. A., Rebolledo, A., Villagómez, J., & Zetina, R. (2009). Valoración del servicio ambiental hidrológico en el sector doméstico de San Andrés Tuxtla, Veracruz, México. *Estudios Sociales (Hermosillo, Son*.), 17(33), 225-257.

Flores, R., González, M., & De los Santos, H. (2010). Valoración económica del servicio recreativo del Parque Hundido de la Ciudad de México. *Región y Sociedad*, 22(47), 123-144.

Jaramillo, L., Galindo, G., Bustamante, Á., & Cervantes, J. (2013). Valoración económica del agua del río Tlapaneco en la "montaña de Guerrero", México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 16(3), 363-376.

Madurga, M. R. L. (2005). Los colores del agua, el agua virtual y los conflictos hídricos. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid*, 99, 369-389.

Medina J. (2014). La edad como factor del comportamiento del consumidor de productos orgánicos. *Europan Scientific Journal*, 10(7), 21-36.

Novoa-Goicochea, Z. I. (2011). Valoración económica del patrimonio natural: las áreas naturales protegidas. *Espacio y Desarrollo*, (23), 131.

Salazar, S. (febrero, 2001). *Conocimiento previo y disposición a pagar por mejoras ambientales. Encuentro de Economía Pública*.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Simposio llevado a cabo en el VIII Encuentro de Economía Pública, Universidad de Valencia, Valencia, España.

Sandoval, F., Valdivia, R., Cuevas, M., Hernández, J., Medellín, J., & Hernández, A. (2016). Valoración económica del agua potable en la delegación Iztapalapa. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(6), 1467-1475.

Saucedo, G. J. (2015). Programa de gobierno municipal 2015-2018. Acámbaro, Guanajuato. Recuperado de https://portalsocial.guanajuato.gob.mx/documentos/programa-de-gobierno-de-ac%C3%A1mbaro-2015-2018

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2015). *Estadísticas del agua en México. Edición 2015*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Silva, R., Pérez, G., & Návar, J. (2010). Valoración económica de los servicios ambientales hidrológicos en El Salto, Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosques*, 16(1), 31-49.

Trujillo, J., Hernández, J., & Martínez, M. (2019). Disposición a pagar por productos orgánicos en Texcoco, Estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(7), 1685-1691.

Tudela, J. (2011). Valoración económica de los beneficios de un programa de recuperación y conservación en el Parque Nacional Molino de Flores, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(2), 231-244.

2020, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

Tudela, J. (2017). Estimación de beneficios económicos por el mejoramiento del sistema de tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Puno, Perú. *Revista Desarrollo y Sociedad*, 79, 189.

Valdivia, R., García, E., López, M., Hernández, J., & Rojano, A. (2011). Valoración económica por la rehabilitación del río Axtla, SLP. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(3), 333-342.

Vázquez, P. (2012). Percepción del consumidor y productor de orgánicos: el mercado Ocelotl de Xalapa, Ver. México. *Revista Mexicana de Agronegocio*, 16(31), 20-29.

WWC, World Water Council. (2015). *World Water Council 2016-2018 Triennial Strategy*. Marsella, France: World Water Council. Recuperado de http://www.worldwatercouncil.org/es/publications