



Tecnología y Ciencias del Agua

ISSN 2007-2422

• Índice de revistas mexicanas de investigación científica y tecnológica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt)

Incluida en Thomson Reuters Science Citation Index® (ISI) • Expanded Thomson Reuters Research Alert® (ISI) • EBSCO • ProQuest • Elsevier • Redalyc





Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

Dr. Felipe I. Arreguín Cortés
Director General del
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Jefe
Dr. Nahún Hamed García Villanueva
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Agua y Energía
Dr. Humberto Marengo Mogollón
Consultor

Editora en Calidad del Agua
Dra. Blanca Elena Jiménez Cisneros
Organización de las Naciones Unidas para la Educación,
la Ciencia y la Cultura

Editor en Ciencias Hidroagrícolas
Dr. Óscar L. Palacios Vélez
Colegio de Postgraduados, México

Editora en Ciencias Políticas y Sociales
Dra. Jacinta Palerm Viqueira
Colegio de Postgraduados, México

Editor en Gestión del Agua
Dr. Carlos Fernández-Jáuregui
Water Assessment and Advisory-Global Network
(WASA-GN)

Editor en Hidráulica
Dr. Felipe I. Arreguín Cortés
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Hidrología
Dr. Fco. Javier Aparicio Mijares
Consultor

Editor en Innovación Científica y Tecnológica
Dr. Polioptro F. Martínez Austria
Universidad de las Américas, Puebla

Secretario Técnico
M.C. Jorge Arturo Hidalgo Toledo
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Coordinación editorial y cuidado de edición
Lic. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Asistencia editorial y diagramación editorial: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez • **Diseño de figuras:** Luisa Guadalupe Ramírez Martínez y Rosario Castro Rivera • **Corrección de textos en inglés:** Emilio García Díaz • **Coordinación del proceso de arbitraje:** Elizabeth Peña Montiel • **Seguimiento del proceso de arbitraje:** Elizabeth Peña Montiel, Bibiana Bahna Carvajal y Luis Avilés Ríos • **Diseño de logotipo y portada:** Oscar Alonso Barrón • **Diseño del formato:** Gema Alín Martínez Ocampo • **Seguimiento OJS:** Diana González Aguilar • **Comercialización:** Carlos Ramón Peña Montiel y Paloma E. González Salinas • **Impresión:** Lectorum, S.A. de C.V.

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

©**TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA**, vol. VIII, núm. 3, mayo-junio de 2017, es una publicación bimestral editada por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, teléfono +52 (777) 3 29 36 00, extensión 474, www.imta.gob.mx/tyca, fsalinas@tlaloc.imta.mx. Editor responsable, Nahún Hamed García Villanueva; Reserva de Derecho al Uso Exclusivo No. 04-2011-083111404500-203 e ISSN 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Responsable de la última actualización de este número, Subcoordinación de Difusión y Divulgación, Lic. Francisco José Salinas Estrada, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550. Fecha de la última modificación, 15 de mayo de 2017.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde exclusivamente a los autores y no necesariamente refleja la postura del editor de la publicación.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin la previa autorización del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

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), e *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época (1985-2009); *Tecnología y Ciencias del Agua*, antes *Ingeniería hidráulica en México* (2010-2011).



Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. VIII, núm. 3, mayo-junio de 2017



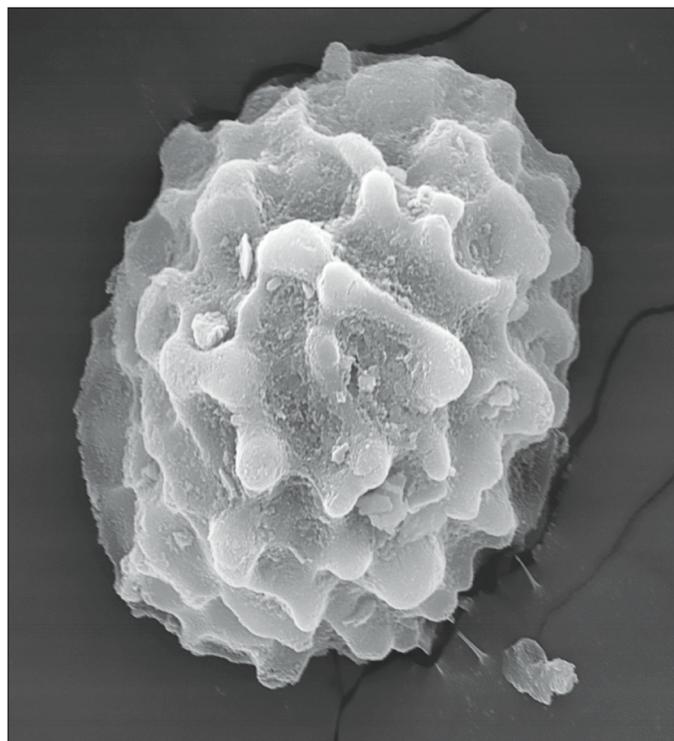
Para comentarios a la Coordinación
Editorial, dé clic aquí



Para suscripciones, dé clic aquí

Portada: huevo de *Ascaris suum* (helminto), tomada con microscopía electrónica de barrido. Las actividades industriales en las cuencas son muy variados e incluyen las industrias alimentaria, textil, química, petroquímica, farmacéutica, metalurgia, eléctrica, y la industria del automóvil, entre otros, por ello es importante conocer la diversidad microbiana en una zona de río, donde ha recibido todos los principales efluentes domésticos e industriales antes del almacenamiento de agua de una presa. La identificación de la diversidad microbiana proporcionará una idea más clara de su potencial catabólico en los sedimentos. Ver el artículo "Prevalence of Enterobacteriaceae and contaminants survey in sediments of the Atoyac River" de Aburto-Medina, A., Ortiz, I., & Hernández, E. (pp. 27-37).

Foto: Arturo Aburto Medina y Adam Truskewycz.





Parque Termal do Peso, Melgaço, Portugal.

Foto: María Pilar Antonio Gómez y José Santiago Pozo Antonio.

Artículos

Análisis de riesgo por inundación: metodología y aplicación a la cuenca Atemajac

Rubén Ernesto Hernández-Uribe
Héctor Barrios-Piña
Aldo I. Ramírez

Prevalence of Enterobacteriaceae and contaminants survey in sediments of the Atoyac River

Arturo Aburto-Medina
Irmene Ortiz
Ernesto Hernández

Modelo para la optimización del costo de operación de un campo de pozos en acuíferos

Lemuel C. Ramos-Arzola
Eric Cabrera-Estupiñán
Daniel Molina-Pérez
Armando O. Hernández-Valdés
David E. Marón-Domínguez

La variabilidad del caudal del río Acaponeta inferida mediante series de anillos de crecimiento en coníferas

José Villanueva
Armando Gómez
Julián Cerano
Sergio Rosales
Juan Estrada
Luis U. Castruita
Aldo R. Martínez

Tratamiento microbiano de aguas ácidas resultantes de la actividad minera: una revisión

José Santiago Pozo-Antonio
Iván Puente
Susana Lagüela
María Veiga

Modelación de la evapotranspiración potencial mensual a partir de temperaturas máximas-mínimas y altitud

Miguel Angel Segura-Castruita
Carlos Alberto Ortiz-Solorio

Modelación hidráulica de un reactor de electrocoagulación tubular de sección anular

Javier de Jesús Canto-Ríos
Alejandra Martín-Domínguez
Sara Pérez-Castrejón
Víctor Alcocer-Yamanaka
Gueorguiev Tzatchkov-Velitchko

Articles

Flood risk analysis: Methodology and application to the Atemajac basin

Rubén Ernesto Hernández-Uribe
Héctor Barrios-Piña
Aldo I. Ramírez

Prevalencia de Enterobacteriaceae y monitoreo de contaminantes en sedimentos del río Atoyac

Arturo Aburto-Medina
Irmene Ortiz
Ernesto Hernández

Model for optimization of the operating cost in aquifers

Lemuel C. Ramos-Arzola
Eric Cabrera-Estupiñán
Daniel Molina-Pérez
Armando O. Hernández-Valdés
David E. Marón-Domínguez

The streamflow variability of the Acaponeta River inferred from tree-ring series of conifers

José Villanueva
Armando Gómez
Julián Cerano
Sergio Rosales
Juan Estrada
Luis U. Castruita
Aldo R. Martínez

Microbial treatment of acid mine drainage (AMD): A review

José Santiago Pozo-Antonio
Iván Puente
Susana Lagüela
María Veiga

Modeling monthly potential evapotranspiration from maximum-minimum temperature and altitude

Miguel Angel Segura-Castruita
Carlos Alberto Ortiz-Solorio

Hydraulic modeling of a tubular ring section electrocoagulation reactor

Javier de Jesús Canto-Ríos
Alejandra Martín-Domínguez
Sara Pérez-Castrejón
Víctor Alcocer-Yamanaka
Gueorguiev Tzatchkov-Velitchko

5

27

39

55

75

93

111

<p>Modelación numérica de flujo mixto en conductos cerrados con esquemas en volúmenes finitos <i>José Luis Aragón-Hernández Ernest Bladé</i></p>	<p><i>Numerical modeling of mixed flow in closed conduits with finite volume schemes</i> José Luis Aragón-Hernández Ernest Bladé</p>	127
<p>A proposal of a hydrodynamic model to low Reynolds numbers in a liquid-solid inverse fluidized bed reactor <i>Karla Edith Campos-Díaz José Luis Alvarez-Cruz</i></p>	<p><i>Propuesta de un modelo hidrodinámico para números de Reynolds pequeños en un reactor de lecho fluidizado inverso sólido-líquido</i> Karla Edith Campos-Díaz José Luis Alvarez-Cruz</p>	143
<p>Notas</p>	<p>Notes</p>	
<p>Seguridad en el suministro del agua y energía limpia: una propuesta de proyecto para los regantes del río Torrox <i>Alberto J. Perea-Moreno Quetzalcóatl Hernández-Escobedo Ma. Jesús Aguilera-Ureña</i></p>	<p><i>Water supply security and clean energy: A project proposal for irrigators in the river Torrox</i> Alberto J. Perea-Moreno Quetzalcóatl Hernández-Escobedo Ma. Jesús Aguilera-Ureña</p>	151
<p>Cuantificación de sequías meteorológicas mensuales: cotejo de cuatro índices en tres localidades de San Luis Potosí, México <i>Daniel Francisco Campos-Aranda</i></p>	<p><i>Quantification of monthly meteorological droughts: Comparison of four indices in three locations of San Luis Potosí, Mexico</i> Daniel Francisco Campos-Aranda</p>	159
<p>Discusión</p>	<p>Discussion</p>	173
<p>Guía para colaboradores</p>	<p><i>Contributor's guide</i></p>	175

Análisis de riesgo por inundación: metodología y aplicación a la cuenca Atemajac

• Rubén Ernesto Hernández-Uribe • Héctor Barrios-Piña* •
• Aldo I. Ramírez •
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México
*Autor para correspondencia

Resumen

Hernández-Uribe, R. E., Barrios-Piña, H., & Ramírez, A. I. (mayo-junio, 2017). Análisis de riesgo por inundación: metodología y aplicación a la cuenca Atemajac. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 5-25.

En este trabajo se presenta una metodología de análisis de riesgo por inundación aplicable a cuencas urbanas y va dirigida a los tomadores de decisiones para mitigar daños. La metodología se aplica a la cuenca urbana del río Atemajac, Jalisco, México, donde cada año hay graves problemas de inundación por el desbordamiento del cauce principal, originando severos daños. La metodología se fundamenta en dos vertientes que son complementarias: la del enfoque determinista, basado en modelación numérica y determinación de daños; y la del enfoque paramétrico, donde se tratan de homologar los factores que intervienen en la vulnerabilidad, a través de índices adimensionales normalizados por los componentes de índoles social, económico, físico y ambiental. Los resultados muestran las zonas de riesgo y de alta vulnerabilidad por tramos del río Atemajac, definidos de acuerdo con las características que presenta el río a lo largo de su cauce. A partir del modelo determinista se generaron mapas de inundación y daños para 50 y 100 años de periodo de retorno, donde se identifican las zonas que se encuentran en riesgo de moderado a alto a lo largo del río. Los índices de vulnerabilidad por inundación obtenidos con el modelo paramétrico son consistentes con los resultados del modelo determinista, integrando a los indicadores más significativos que definen los grados de exposición, susceptibilidad y resiliencia a lo largo y ancho de la cuenca en estudio de una forma fácil de interpretar para los tomadores de decisiones.

Palabras clave: manejo del riesgo por inundación, vulnerabilidad a las inundaciones, cuencas urbanizadas, modelo determinista, modelo paramétrico.

Abstract

Hernández-Uribe, R. E., Barrios-Piña, H., & Ramírez, A. I. (May-June, 2017). Flood risk analysis: Methodology and application to the Atemajac basin. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(3), 5-25.

This paper shows a methodology of flood risk analysis applicable to urban basins and is addressed to decision makers for the mitigation of damages. The methodology is applied to the urban basin Atemajac, Jalisco, Mexico, where serious problems of flooding by overflowing of the main stream happen, causing severe damages. The methodology is based on two points of view that are complementary: the deterministic model, based on numerical modeling and damage determination; and the parametric model, where the parameters involved in vulnerability are homologated through dimensionless normalized indices, by social, economic, physical and environmental components. The results show zones under risk and high vulnerability by sections of the Atemajac River, defined according to the characteristics the river shows throughout it. From the deterministic model, flood and damage maps for 50 and 100 years return period were created, where zones under moderated to high risk along the river are identified. The Flood Vulnerability Index obtained with the parametric model are consistent with the results of the deterministic model, integrating the most significant indicators that define the degree of exposure, susceptibility and resilience, throughout the basin under study, in an easy way to understand for the decision markers.

Keywords: Flood risk management, flood vulnerability, urban basins, deterministic model, parametric model.

Recibido: 12/01/2016
Aceptado: 12/10/2016

Introducción

En el mundo, las inundaciones son consideradas como el desastre natural más dañino y peligroso (Douben, 2006). Según datos de la United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO, 2002), de los desastres que se presentan en el orbe relacionados con el agua, 50% corresponde a inundaciones, por encima de hambrunas, sequías y epidemias. El número de eventos ha crecido a una velocidad vertiginosa, particularmente en áreas urbanas, impactando de manera negativa el funcionamiento normal de los sectores social, de servicio, económico y financiero, entre otros, dejando en mayor vulnerabilidad a la población con menos recursos (Benjamin, 2008). Las inundaciones en México son un tema de fondo, pues en la actualidad son el fenómeno que causa más daños económicos en el país. Cifras del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) muestran que cerca de 41% del territorio nacional y 31 millones de personas están expuestas a fenómenos hidrometeorológicos (Cervantes-Jaimes, Alcocer-Yamanaka, Arreguín-Cortés, Saavedra-Horita, & Rubio-Gutiérrez, 2012).

La determinación del riesgo por inundación se ha convertido en una práctica cada vez más recurrente, debido principalmente a la planeación urbana y a la mitigación de desastres. Cuantificar el riesgo por inundación es una tarea compleja por las variables involucradas y su estado evolutivo. En general, las metodologías de análisis de riesgo por inundación se pueden dividir en dos grupos: deterministas o cuantitativos, y paramétricos o cualitativos (Balica, Popescu, Beevers, & Wright, 2012).

La base de los modelos deterministas es el uso de la modelación numérica para reproducir la física de las inundaciones bajo diferentes escenarios. Los resultados de los modelos numéricos se complementan con un análisis de costos de los daños causados por las inundaciones y los resultados se integran en mapas de riesgo a través de sistemas de información geográfica (SIG). El avance de herramientas computacionales, como los modelos numéricos (Chen, Hill,

& Urbano, 2009; Notaro *et al.*, 2013; Foudi, Osés-Eraso, & Tamayo, 2014) y los SIG ha permitido caracterizar y representar al riesgo de una forma más integral y visual, ayudando con ello a los tomadores de decisiones (Fedeski & Gwilliam, 2007; Sarhadi, Soltani, & Modarres, 2012; Zhaoli, Hongliang, Chengguang, & Haijuan, 2012). Existen varios tipos de modelos numéricos: unidimensionales, bidimensionales y tridimensionales; la selección de uno u otro dependerá de las necesidades de precisión, los tiempos de elaboración y la capacidad de cómputo, principalmente. Determinar los costos de los daños por inundación no es algo trivial, dado que el precio de los bienes materiales está supeditado a las condiciones del entorno socioeconómico, geográfico, político, ambiental o incluso cultural de la zona en conflicto. Para el caso de México, existen algunos trabajos que han focalizado esfuerzos para calcular los costos de daños por inundación a través de funciones logarítmicas (Díaz-Delgado *et al.*, 2012; Salas-Limón, 2015). Es posible obtener los costos de daños por inundación que estiman las compañías aseguradoras o los gobiernos, aunque esta información no suele ser pública. El modelo determinista ofrece un alto nivel de certidumbre, sin embargo, su implementación es compleja, dada la cantidad de información y el conocimiento especializado que se requiere para su aplicación.

Los modelos paramétricos o cualitativos surgen en virtud de la complejidad al aplicar los modelos deterministas, buscando en un principio simplificar la tarea para estimar el riesgo. En esencia, los modelos paramétricos se basan en la estimación de la vulnerabilidad de un sistema a través de índices, denotados como FVI por sus siglas en inglés (Flood Vulnerability Index). La vulnerabilidad es, sin duda, lo que hace al riesgo complejo, por la cantidad de factores que la definen, y según Wisner, Blanikie, Cannon y Davis (2004) es la causa fundamental para la ocurrencia de un desastre. A grandes rasgos, los FVI se definen por componentes, y a cada uno se le incorporan indicadores de escalas y magnitudes diferentes, que a su vez conceptualizan a la vulnerabilidad (Connor,

2005; Balica, 2007). Los modelos paramétricos fueron empleados por primera vez en la década de 1980 (Little & Rubin, 1983) y su aplicación ha ido creciendo de manera importante durante los últimos años. Balica (2007) desarrolló una metodología basada en la estimación de cuatro FVI, que correspondieron a los componentes social, económico, ambiental y físico, integrados en un FVI normalizado que identificó como *total*. La metodología de Balica (2007) se aplicó para analizar la vulnerabilidad ante inundaciones de los ríos Danubio, Rin y Mekong, considerando tres escalas espaciales: cuenca, subcuenca y área urbana. Sebald (2010) desarrolló índices de vulnerabilidad por inundación integral (IFVI, por sus siglas en inglés), considerando cuatro componentes: social, económico, ecológico y físico, a través de mapas de vulnerabilidad sobre una escala de baja, media y alta en Ingolstadt, Alemania. Balica (2012) adaptó su metodología desarrollada anteriormente (Balica, 2007) a las condiciones particulares de diferentes ciudades costeras del mundo, logrando representar la vulnerabilidad a través de gráficas de barras con índices normalizados entre 0 y 1. Greco y Martino (2016) construyeron índices de vulnerabilidad aplicados al litoral de la región de Basilicata, al sur de Italia, generando mapas de vulnerabilidad asociados con cuatro clases: muy alta, alta, moderada y baja. Kwabena *et al.* (2015) desarrollaron índices para evaluar el grado y la magnitud de la vulnerabilidad por inundación en comunidades al norte de Ghana mediante cuatro categorías: socio-económico, ecológico, ingeniería y político, a través de mapas que agrupan el número de ciudades vulnerables. Villordon y Gourbesville (2016) aplicaron la metodología de Balica (2012) en las ciudades costeras de Filipinas, donde se generó un mapa con una escala de colores, indicando el grado de vulnerabilidad asociado con las inundaciones. A pesar de que los modelos paramétricos buscan simplificar la tarea de estimar el riesgo, en comparación con los modelos deterministas, su implementación no deja de ser compleja por la gran cantidad y variabilidad de indicadores que se incluyen. Sin embargo, los resultados que se

derivan de un modelo paramétrico suelen ser de fácil interpretación, dada la simplicidad en la presentación de los índices de vulnerabilidad, que suele variar en una escala de 0 a 1, siendo los valores cercanos a 0 los que representan una vulnerabilidad casi nula, y los valores cercanos a 1 los que indican una vulnerabilidad alta.

En México, la institución que ha realizado propuestas metodológicas para estimar el riesgo por inundación es el Centro Nacional de Prevención de Desastres (Cenapred), donde se enfatiza que para un diagnóstico adecuado del riesgo, primero es necesario tener el conocimiento científico de los fenómenos involucrados que afectan a una determinada región, para poder así estimar las posibles consecuencias del fenómeno, en función de las características físicas, socioeconómicas y geomorfológicas de los asentamientos humanos en el área de análisis, de tal forma que sea posible plantear un procedimiento general en la elaboración de un Atlas de Riesgo (Cenapred, 2006, 2013). En México existen autores comprometidos con la generación y actualización de mapas de riesgo a través de SIG (Alcocer-Yamanaka, 2011; Alcocer-Yamanaka & Rodríguez, 2013), aunque no ha sido suficiente, dada la enorme problemática de las inundaciones en el país. Llaguno-Gilberto (2014) menciona que en México las mayores aportaciones en esta materia se generan a partir de tesis de maestría.

El objetivo general de este trabajo es desarrollar y aplicar una metodología de análisis de riesgo por inundaciones en una cuenca urbanizada, para que los resultados puedan ayudar a los tomadores de decisiones a generar proyectos que mitiguen o minimicen los daños causados por las inundaciones. La metodología considera los dos enfoques mencionados anteriormente, el determinista y el paramétrico, logrando con ello un análisis de riesgo complementario. La aplicación del modelo determinista permite cuantificar el riesgo a través de la estimación de daños, cuya base es la simulación numérica de escenarios de inundación para diferentes periodos de retorno a una escala local. Por otro lado, el modelo paramétrico permite conceptualizar

a la vulnerabilidad, debido a su complejidad, a través del cálculo de índices adimensionales que consideran factores que difícilmente se podrían representar explícitamente a través de un análisis determinista, como son los aspectos asociados con la actividad socioeconómica de la región en estudio, principalmente. El modelo paramétrico conjunta indicadores a diferentes escalas y magnitudes, que proporcionan una visión integral y regionalizada de la zona de estudio. La metodología se aplica a la cuenca de Atemajac del área metropolitana de Guadalajara (AMG), Jalisco, México, donde año con año se registran pérdidas humanas y económicas por las inundaciones. Se espera que la metodología aquí propuesta pueda ser replicable para casos con problemas de inundación vinculados con cuencas urbanizadas.

Caso de estudio

Como ya se mencionó, el caso de estudio donde se aplica la metodología de análisis de riesgo

por inundaciones es la cuenca Atemajac. Esta cuenca se ha caracterizado por el crecimiento paulatino de la mancha urbana, que cada año la hace altamente vulnerable a inundaciones, principalmente en zona baja. El AMG se extiende por siete cuencas hidrográficas que drenan hacia el río Santiago, ubicado al norte, como se muestra en la figura 1. Estas siete cuencas, delimitadas por la Secretaría de Desarrollo Urbano de Jalisco (SIAPA, 2007), forman el Valle de Atemajac, donde descansa la mayor concentración urbana del AMG, y de las cuales, una de ellas es la cuenca Atemajac.

La cuenca Atemajac forma parte de la cuenca hidrográfica Río Santiago, que desemboca en el océano Pacífico, en la costa de Nayarit, México. A su vez, la cuenca hidrográfica Río Santiago pertenece a la región hidrológica 12 Lerma-Santiago y se encuentra bajo la dirección de la Región Administrativa VIII (Conagua, 2012). La cuenca Atemajac comparte los municipios de Guadalajara al suroeste y de Zapopan al noreste, en el marco de las coordenadas latitud $20^{\circ} 43' 12''$ N,

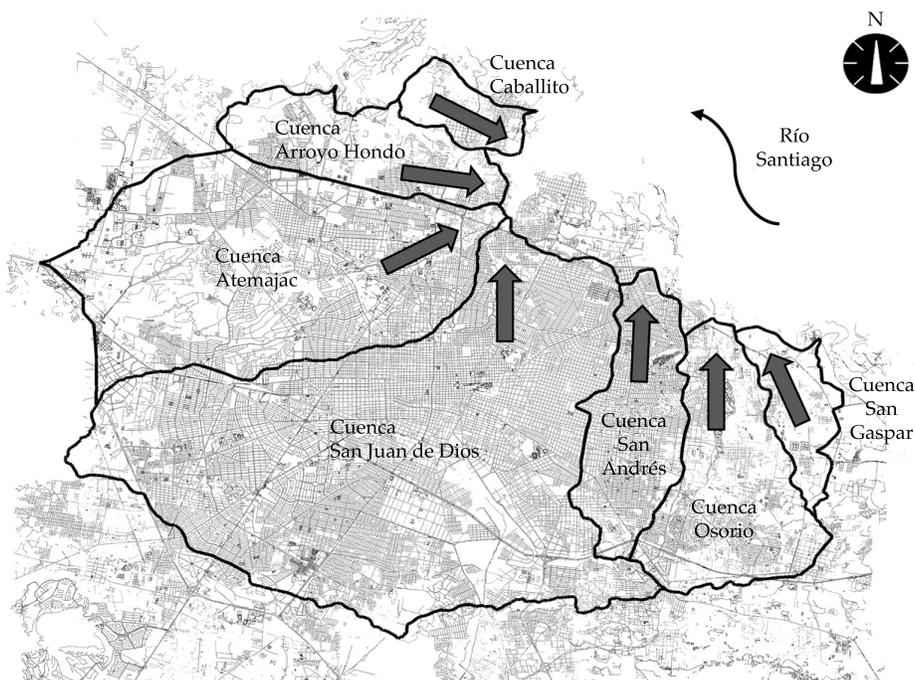


Figura 1. Cuencas hidrológicas del área metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México.

longitud 103° 27' 44" O, y latitud 20° 41' 34" N, longitud 103° 22' 37" O; cuenta con una superficie aproximada de 7 500 ha; obedece a una pendiente poniente-oriente, y está situada entre las altitudes 1 515 y 1 640 msnm. Su cauce principal es el río Atemajac y cuenta con cinco afluentes principales: arroyo Agua Prieta, arroyo de la Campana, arroyo de Ocotán, el arroyo Belenes y arroyo Barranca Ancha. Actualmente, el río Atemajac tiene una longitud aproximada de 8 700 m y una pendiente promedio de 0.8%. Desde su modificación en la última década por el desarrollo de nuevos fraccionamientos habitacionales, el río Atemajac comienza formalmente de aguas arriba hacia aguas abajo como canal Patria en el cruce de las avenidas vehiculares Acueducto y Patria; sigue su trayectoria por el eje de la avenida Patria hacia el oriente hasta su descarga en el río Santiago. La cuenca Atemajac se integra por ocho microcuencas que generan las principales aportaciones pluviales del río y cuyos rasgos fisiográficos se muestran en el cuadro 1.

Metodología

La metodología que se aplicó en el presente trabajo se divide en dos etapas principales: la etapa de determinación del riesgo por inundación a través del modelo determinista y la etapa de determinación de los índices de vulnerabilidad por medio del desarrollo del modelo paramétrico. Ambas se describen a detalle en las subsecciones siguientes.

Determinación del riesgo por inundación a través del modelo determinista

El desarrollo del modelo determinista fue la primera etapa del estudio. Durante ésta, se generaron simulaciones numéricas del tránsito de avenidas extraordinarias en el río Atemajac para definir áreas y tirantes de inundación. Con los resultados de las simulaciones numéricas se estimaron los costos de los daños causados por las inundaciones, para finalmente crear los mapas que señalan zonas de riesgo por inundaciones a lo largo del río Atemajac a la escala urbana, basados en los costos de daños.

Para aplicar el modelo determinista, el río Atemajac se dividió en cuatro tramos, definidos conforme las características geométricas de la sección y con base en los rasgos socioeconómicos de las zonas aledañas al río (ver figura 2). El tramo T1, con una longitud aproximada de 3 300 m, presenta secciones amplias de tipo trapezoidal, con revestimientos intermitentes de mampostería sobre lecho rocoso, de anchos que fluctúan entre 30 y 15 m, con profundidades superiores a los 3 m. Este tramo drena al río San Juan de Dios (otro de los principales ríos del AMG), poco antes de descargar en el río Santiago. El tramo T2 tiene una longitud aproximada de 1 700 m, presenta secciones trapezoidales desde los 8 hasta los 0.5 m de base y 2 m de profundidad, llegando a ser casi de sección triangular, reduciendo su capacidad notablemente con respecto a la del tramo T1. El tramo T3 está entubado por la construcción

Cuadro 1. Rasgos fisiográficos principales de las microcuencas de la cuenca Atemajac.

Microcuenca	Área	Elevación		Longitud de escurrimiento
	(ha)	Máx (msnm)	Mín (msnm)	(km)
Acueducto	915.29	1 679.00	1 537.00	7.736
Las Palmas	1 259.90	1 665.00	1 532.00	8.992
Colomos	363.17	1 638.00	1 532.00	4.106
Plaza Patria	260.53	1 585.10	1 520.00	2.840
Country	1 641.95	1 695.00	1 513.00	10.486
Zapopan	2 079.01	1 665.00	1 507.00	12.640
El Batán	2 533.01	1 567.00	1 501.00	4.498
Periférico	406.53	1 547.00	1 485.00	4.343

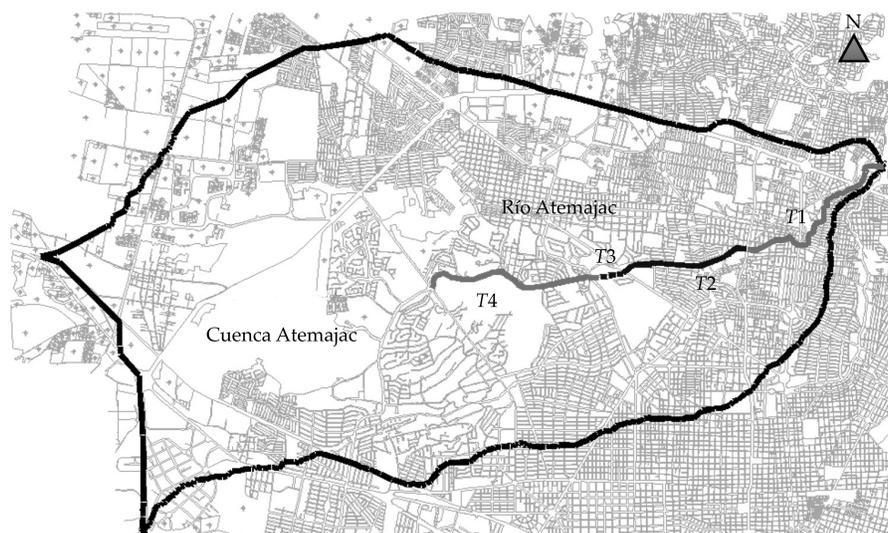


Figura 2. Cuenca Atemajac y su cauce principal dividido en cuatro tramos específicos.

del Centro Comercial Plaza Patria, que se asentó sobre el propio río. El entubamiento de dicho tramo consta de un colector de mampostería en sección tipo herradura de 2.6 m de diámetro y 700 m de longitud, aproximadamente. Por último, el tramo T4 presenta secciones de tipo trapezoidal con paredes revestidas de mampostería y plantilla sin revestimiento, tiene 14 m de base, 2.5 m de profundidad y 3 000 m de longitud de manera aproximada.

El modelo que se utilizó para las simulaciones es el HEC-RAS, que permite caracterizar el tránsito de avenidas en una dimensión de una manera relativamente sencilla y rápida, considerando rasgos como topografía, infraestructura vial y obras hidráulicas.

Los hidrogramas que se impusieron en el HEC-RAS se calcularon a través de un estudio hidrológico, donde se aplicaron los métodos empíricos de Burklie-Ziegler, Mc Math y el Racional, y los métodos hidrológicos del hidrograma unitario instantáneo (HUI), del hidrograma unitario sintético (HUS) y del hidrograma unitario triangular (HUT). Se calcularon los volúmenes de escurrimiento de las ocho microcuencas que drenan al río Atemajac para diferentes periodos de retorno (ver figura 3). Estos volúmenes se

consideraron en las simulaciones, sin restar gastos de captación de la red de alcantarillado, debido a que toda el agua de lluvia finalmente drena al río Atemajac. Las precipitaciones que se analizaron se obtuvieron del Programa de Manejo Integral de Aguas Pluviales del AMG (Promiap) del SIAPA, que es el organismo operador de agua potable y alcantarillado del AMG (SIAPA, 2007). Algunos modelos arrojaron gastos conservadores y otros tendieron a sobreestimar. Los resultados del método HUT se posicionan aproximadamente como la media del resto, además de que, a diferencia de los otros métodos, en este método se considera la distribución temporal de la lluvia desde la primera hora hasta la hora 24, en intervalos de una hora las primeras seis horas, después un intervalo de seis horas, y por último un intervalo de 12 h. Por ello, se seleccionaron las avenidas máximas calculadas con este método (ver cuadro 2 y figura 3).

A partir de estos gastos se construyeron los hidrogramas en cada punto de control PC mostrados en la figura 4, para alimentar al HEC-RAS. De acuerdo con el Manual para el Control de Inundaciones (Cenapred, 2011), los periodos de diseño para los cuales debe calcularse

Cuadro 2. Resumen de los gastos pico obtenidos con el método HUT en los puntos de confluencia de las tributarias de las ocho microcuencas en el río Atemajac.

Puntos de Control PC	Q _{máx} (m ³ /s)					
	Tr = 5 años	Tr = 10 años	Tr = 20 años	Tr = 25 años	Tr = 50 años	Tr = 100 años
PC1 Acueducto	33.11	44.90	55.04	56.56	67.97	78.45
PC2 Las Palmas	72.99	98.88	121.24	131.11	148.51	170.56
PC3 Colomos	89.54	121.49	149.16	161.46	184.51	213.01
PC4 Plaza Patria	104.63	141.67	174.59	189.60	217.35	251.81
PC5 Country	173.66	231.95	282.99	307.62	345.99	396.40
PC6 Zapopan	251.37	332.45	402.33	434.95	485.06	551.01
PC7 El Batán	285.82	377.33	456.78	493.16	551.01	625.88
PC8 Periférico	313.10	412.74	499.60	538.90	602.70	684.42

la avenida de diseño para una estructura de protección contra inundaciones es de entre 50 y 100 años, para protección a poblaciones entre pequeñas y medianas, que es el caso de la población de la cuenca baja del río Atemajac, por lo que sólo se consideraron en este estudio los gastos correspondientes a los periodos de diseño de 50 y 100 años.

La topografía detallada del río Atemajac se obtuvo del Instituto de Información Territorial del Estado de Jalisco (IIEG, 2012), y en algunas partes fue necesario complementar y afinar las curvas de nivel con mediciones de campo. A lo largo del río Atemajac existen diez pasos vehiculares, donde se disminuye de forma considerable la capacidad hidráulica del río. Las estructuras hidráulicas que conforman estos pasos vehiculares se consideraron en las simulaciones, junto con el entubamiento, a lo largo del tramo T3.

Para implementar el modelo HEC-RAS, el río Atemajac se discretizó en 1 832 secciones transversales, con separación de 5 m entre cada una. Las secciones transversales tienen un ancho de 500 m, de los cuales 250 m son para la margen izquierda y 250 m son para la margen derecha, a partir del eje del río, siguiendo la dirección del flujo. Las simulaciones se corrieron para régimen no permanente, con una duración total de 5 h cada una y un paso de tiempo de 1 s. La duración total de las simulaciones se fijó tomando como referencia el mayor tiempo base de los hidrogramas que se impusieron en los

puntos de control PC de la figura 4. A manera de ejemplo, la figura 5 ilustra la pantalla del HEC-RAS con los ocho hidrogramas impuestos en los puntos de control PC como condición de frontera para el periodo de retorno de 50 años. Como condición de frontera a la salida del río, se impuso un tirante normal en la última sección aguas abajo.

El modelo se calibró para el caso de estudio con simulaciones donde se impusieron las condiciones hidrológicas para un periodo de retorno de dos años (el periodo de retorno de dos años es aproximado al periodo de retorno de 2.33 años, que es igual a la media de los caudales máximos en la distribución de Gumbel) y se compararon los resultados con las condiciones reales, en especial en las zonas donde de manera típica año con año se registran desbordamientos del cauce principal. Dado que no existen aforos ni datos medidos en las zonas de desbordamiento, se realizaron encuestas a comerciantes y vecinos, junto con recorridos, para estimar los tirantes máximos alcanzados y poder contrastar con los cálculos del modelo. Se ajustaron los coeficientes de rugosidad de Manning en cada tramo del río Atemajac hasta obtener los tirantes que se determinaron en los estudios de campo, quedando de la siguiente manera: 0.035 para el tramo T1; 0.015 para el tramo T2; 0.014 para el tramo T3, y 0.025 para el tramo T4.

Para estimar los costos de daños por inundación, una vez obtenidos los escenarios

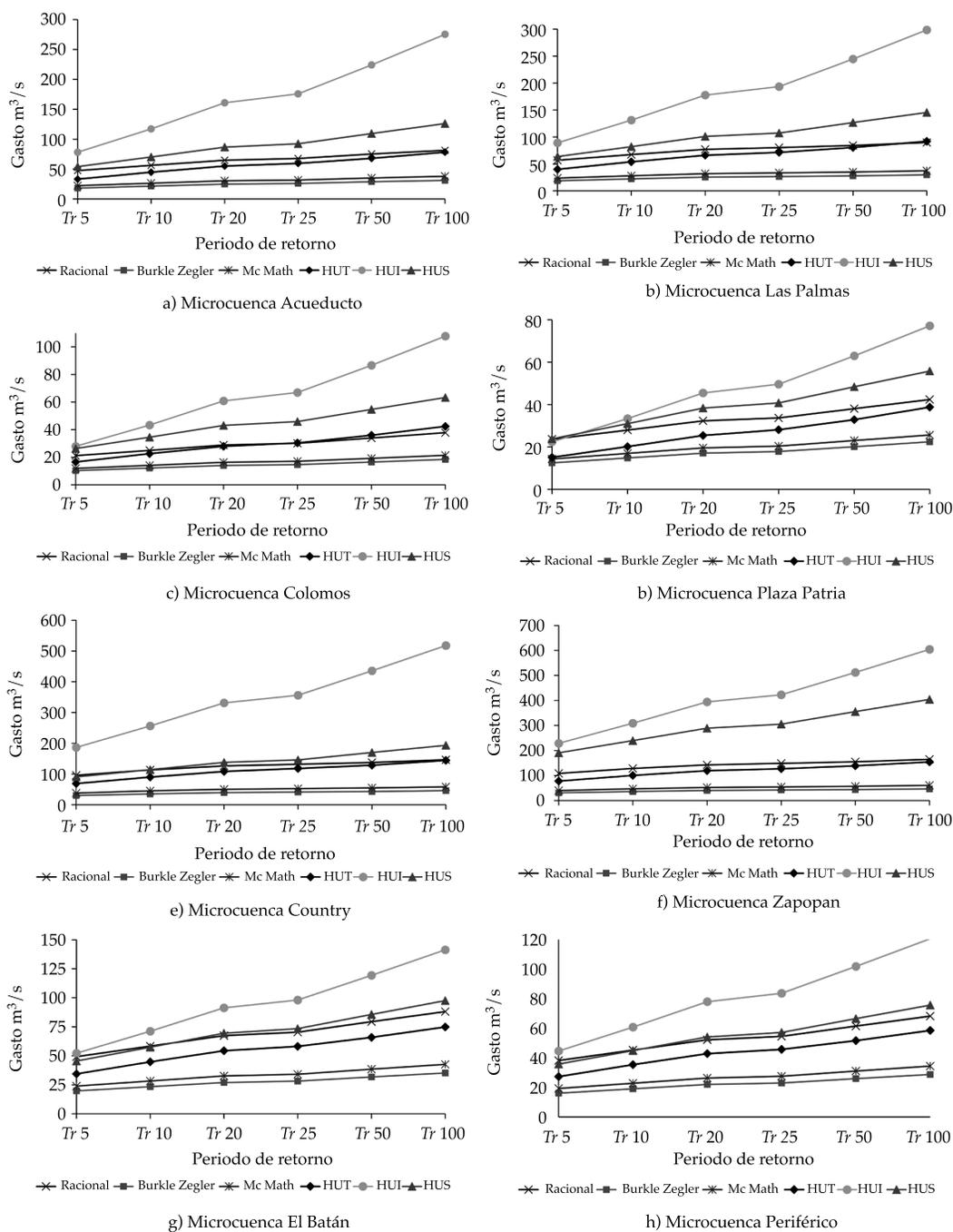


Figura 3. Curvas de gasto-periodo de retorno obtenidas de los métodos lluvia-escurrimiento en las microcuencas que componen la cuenca Atemajac.

de inundación del HEC-RAS se aplican las curvas de daños de Díaz-Delgado *et al.* (2012). Estas curvas proporcionan los costos máximo, mínimo y más probable de los daños causados por inundación en salarios mínimos, en función

del tirante de inundación y del índice de marginación de la zona afectada. De acuerdo con los índices de marginación del INEGI, se identifican tres niveles en las zonas aledañas a los linderos del río Atemajac: alto, medio y bajo, con casas

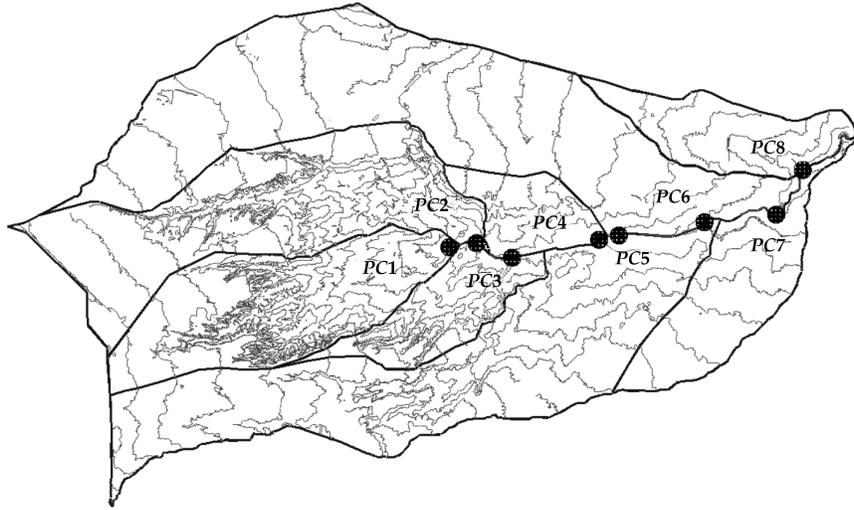


Figura 4. Puntos de confluencia de las tributarias correspondientes a las ocho microcuencas en el río Atemajac.

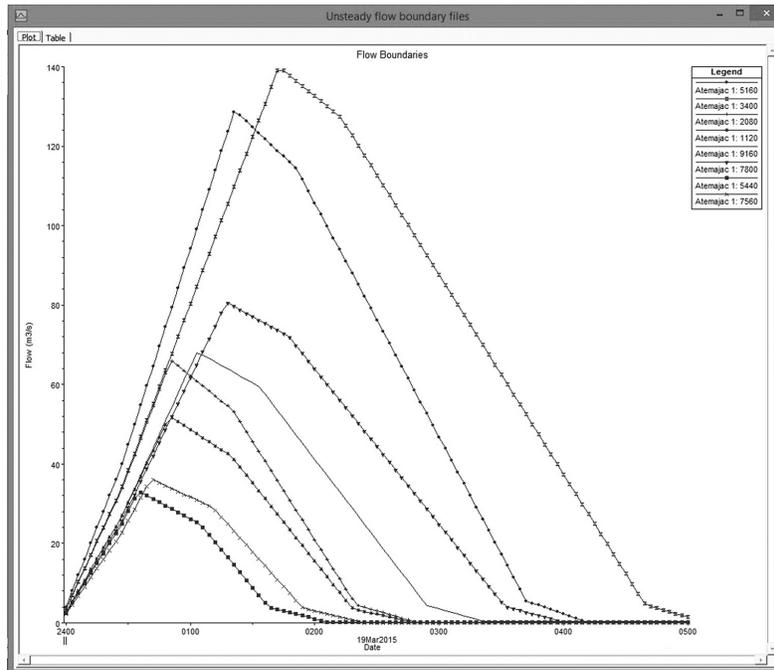


Figura 5. Pantalla de captura de los hidrogramas para $T_r = 50$ años impuestos en los ocho puntos de control PC como condición de frontera.

en su mayoría de dos plantas, por lo que las curvas que se aplicaron según Díaz-Delgado *et al.* (2012) fueron las que se indican en el cuadro 3. En este trabajo, los costos se representan en

dólares, considerando un salario mínimo de \$70.10, según lo establecido por la Secretaría de Hacienda y Crédito Público en 2015, y una paridad de \$15.81 pesos mexicanos por dólar.

Cuadro 3. Funciones de daños por inundación de Díaz-Delgado et al. (2012) aplicadas en la metodología. Donde h es el tirante de inundación en m; DDH es el costo de daños directos en zona habitacional en salarios mínimos; los subíndices máx, mín y mp significan costo máximo, mínimo y más probable, respectivamente; y R^2 es el coeficiente de determinación de la función.

Índice de marginación	Modelo matemático (salarios mínimos)	R^2
Alto	$DDH_{máx} = 289.63\ln(h) + 801.56$	0.85
	$DDH_{mín} = 228.58\ln(h) + 637.93$	0.80
	$DDH_{mp} = 280.51\ln(h) + 777.60$	0.84
Medio Dos plantas	$DDH_{máx} = 549.55\ln(h) + 1\,345.57$	0.88
	$DDH_{mín} = 405.03\ln(h) + 965.27$	0.80
	$DDH_{mp} = 528.39\ln(h) + 1\,289.88$	0.87
Bajo Dos plantas	$DDH_{máx} = 666.15\ln(h) + 1\,632.94$	0.85
	$DDH_{mín} = 585.33\ln(h) + 1\,409.03$	0.82
	$DDH_{mp} = 605.70\ln(h) + 1\,441.82$	0.82

Modelo paramétrico basado en índices de vulnerabilidad por inundación

La segunda etapa del estudio fue el desarrollo del modelo paramétrico para caracterizar la vulnerabilidad. La metodología adoptada fue la propuesta de Balica (2012) para los cuatro componentes generales: social, económico, ambiental y físico. La metodología considera tres escalas espaciales: cuenca, subcuenca y área urbana. Por las características de la cuenca Atemajac, la escala que se aplica es la escala de área urbana. En cada FVI se consideran los tres conceptos fundamentales que definen la vulnerabilidad: exposición (E), susceptibilidad (S) y resiliencia (Res), a través de las siguientes expresiones:

$$FVI_{\text{Social}} = \frac{P_{fa}, U_a, disc, C_m}{P_e, AP, C_{pr}, W_s, E_r, HDI} \quad (1)$$

$$FVI_{\text{Económico}} = \frac{L_u, U_m, I_{neg}, U_a}{L_{ei}, F_i, A_{minv}, \frac{D_{sc}}{V_{year}}, P_e} \quad (2)$$

$$FVI_{\text{Ambiental}} = \frac{U_g, R_{ainfall}}{E_v, L_u} \quad (3)$$

$$FVI_{\text{Físico}} = \frac{T_r, P_r}{\frac{E_v}{R_{ainfall}}, \frac{D_{sc}}{V_{year}}, D_l} \quad (4)$$

En los cuadros 4, 5, 6 y 7 se definen cada uno de los indicadores junto con sus valores. En ciertos casos, algunos indicadores que determinan a los FVI de la metodología de Balica (2012) se redefinieron (o regionalizaron), dadas las características propias de la cuenca en estudio y por la información disponible, teniendo cuidado de que los nuevos indicadores representaran los conceptos fundamentales E, S y Res. Los valores de los indicadores se obtuvieron de 208 áreas geoestadísticas básicas (AGEB) del INEGI, del último CENSO 2010, que son las que abarcan las ocho microcuencas que componen la cuenca Atemajac. Otras fuentes de información fueron los gobiernos locales y encuestas que se aplicaron de forma directa a la población involucrada.

Al igual que con el modelo determinista, la metodología paramétrica también se aplicó considerando los cuatro tramos del río Atemajac de la figura 2, para comparar los resultados obtenidos de ambos modelos y desarrollar un análisis de riesgo complementario.

Los FVI se normalizan a través de la siguiente expresión:

$$FVI = \frac{FVI_j}{\max_{i=1}^n (FVI_i)} \quad (5)$$

donde el subíndice i denota cada FVI de los componentes social, económico, ambiental y físico; y el subíndice j se refiere al FVI del componente a normalizar.

Los valores de los distintos componentes son englobados a través de la siguiente expresión:

$$FVI_{\text{Total}} = FVI_{\text{Social}} + FVI_{\text{Económico}} + FVI_{\text{Ambiental}} + FVI_{\text{Físico}} \quad (6)$$

donde FVI_{Total} es el índice de vulnerabilidad total.

Resultados y discusión

Mapas de riesgo por inundación en la cuenca Atemajac

En la figura 6 se muestran las áreas de inundación obtenidas a lo largo del río Atemajac con el HEC-RAS, para los periodos de retorno de 50 y 100 años. El tono más oscuro denota el cauce del río, mientras que el más claro muestra las zonas inundables. Se observa que no hay diferencia significativa entre los resultados de ambos periodos de retorno en cuanto a la superficie que abarcan las zonas inundables. Esto se debe principalmente a la configuración topográfica del área de estudio, pues existen pocas zonas de planicie en los linderos del río y barreras naturales que impiden el crecimiento de las manchas de inundación. La infraestructura hidráulica de los retornos viales también es un factor preponderante en el comportamiento del escurrimiento, ya que al verse rebasada su capacidad hidráulica funcionan como controladores del flujo hacia aguas abajo de éstas. La superficie de inundación para el periodo de retorno de 50 años es de unos 0.68 km², mientras que para 100 años la mancha es de unos 0.73 km².

A pesar de que las manchas de inundación no crecen de forma significativa en la superficie,

la profundidad es mayor en las zonas inundables para el caso del periodo de retorno de 100 años, siendo de 1.00 m como máximo; mientras que para 50 años, los tirantes de inundación alcanzan como máximo 0.80 m. La profundidad es un parámetro determinante para establecer los costos de daños por las inundaciones con base en las curvas logarítmicas del cuadro 3. Como resultado del análisis de costos de daños por inundación se muestra la figura 7, donde se ilustra el número de casas afectadas por inundaciones y los costos más probables en miles de dólares de acuerdo con los índices de marginación, por tramo del río y por cada periodo de retorno. El tramo T2 es el más afectado en profundidad y extensión de inundación, el cual cuenta con índices de marginación de medio a bajo según el INEGI, y los costos de daños causados por las inundaciones en casa habitación resultan ser los más altos en suma, en comparación con los otros tramos. Para un periodo de retorno de 50 años, para los tres índices de marginación, los costos más probables son superiores, en suma, al millón de dólares, mientras que para 100 años llegan a superar los 1.77 millones de dólares. El tramo con menor afectación en cuanto a costos y número de casas afectadas es el T4, con costos que no rebasan los 45 mil dólares para 50 años y los 200 mil dólares para 100 años. Para el tramo T3 no se cuenta con el cálculo de costos de daños por inundación, dado que es el tramo donde el río está entubado y por tanto no hay desbordamientos en las zonas aledañas.

Las figuras 8 y 9 muestran los mapas de riesgo por inundación en la zona aledaña al río Atemajac, cuantificado a través de rangos de costos de daños. La figura 8 corresponde al mapa de riesgo el periodo de retorno de 50 años, y la figura 9 concierne a 100 años de periodo de retorno.

Los 10 pasos viales que cruzan el río a través de entubamientos y el tramo entubado T3 generan cuellos de botella en las secciones donde se localizan. A través de la escala de grises se observa que el tramo de mayor riesgo es el T2, donde el tono más oscuro es predominante para ambos periodos de retorno. Para un periodo de

Cuadro 4. Indicadores del componente social de los FVI.

FVI social (FVI _s)									
Indicador	Abreviación	Concepto	t1	t2	t3	t4	Unidad	Descripción	Fuente
Población en área de inundación	Pfa	E	1 268	2 559	2	466	Personas	Número de personas viviendo en área de inundación	Método determinista
% de área urbanizada	Ua	E	91.12	85.43	89.20	61.36	%	% de área urbanizada	AGEB
% de viviendas en abandono	dis	E	10.52	14.25	11.97	18.85	%	% de viviendas en abandono en función de las viviendas totales	AGEB
Experiencias de aprendizaje	Pe	S	951	1279	2	466	Personas	Número de personas que han sido afectadas por inundación en función de la población	Encuesta / método determinista
Mortalidad infantil	Cm	S	6.91	5.06	5.33	4.58	Personas	Número de niños fallecidos menores a 12 años de edad	AGEB
Acceso a medios de información	Cpr	S	77.73	85.58	88.65	87.35	%	% de viviendas con radio, TV e Internet	AGEB
Índice de desarrollo humano	HDI	S	0.88	0.88	0.88	0.88	adim	Índice de desarrollo humano	coepo.jalisco.gob.mx
Sistemas de alarma	Ws	Res	1	1	1	1	adim	Si no existen, el valor es 1	Encuesta
Rutas de evacuación	Er	Res	100	100	100	100	%	% de calles pavimentadas	Visita <i>in situ</i>
Conciencia/preparación	AP	Res	7.5	8.3	9.2	9.1	adim	Número que representa el nivel de conciencia, rango entre 1 y 10	Encuesta

Cuadro 5. Indicadores del componente económico de los FVI.

FVI económico (FVI _e)									
Indicador	Abreviación	Concepto	t1	t2	t3	t4	Unidad	Descripción	Fuente
Uso de suelo	Lu	E	8.88	14.57	10.8	38.64	%	% de áreas verdes	AGEB
% de área urbanizada	Ua	E	91.12	85.43	89.20	61.36	%	% de área urbanizada	AGEB
Desempleo	Um	S	3.58	2.82	2.49	2.29	%	% de personas desempleadas de la población económicamente activa	AGEB
Desigualdad	Ineq	S	0.70	0.48	0.40	0.44	adim	Número entre 0 y 1, en función de la educación; 0 significa baja vulnerabilidad	AGEB
Volumen de lluvia anual	Vyear	S	602	485	185	185	m ³	Volumen de lluvia escurrido para un periodo de retorno de Tr 50 años	Método determinista
Expectativa de vida	Lei	S	75.4	75.4	75.4	75.4	adim	Años de expectativa de vida	cuéntame.inegi.org.mx
Inversión gubernamental	Amlnv	Res	12.37	12.37	12.37	12.37	\$	Inversión estimada anual para mantenimiento, en millones de pesos	SIOP
Capacidad de regulación	Dsc	Res	0.001	0.001	0.001	0.001	m ³	Capacidad de vasos reguladores según el organismo operador	SIAPA
Seguros contra inundación	Fi	Res	0	0	0	0	\$	Monto de las viviendas aseguradas	Encuesta
Experiencias de aprendizaje	Pe	Res	0.75	0.50	1.00	1.00	adim	% de personas que cuenta con experiencia en inundación	Encuesta

Cuadro 6. Indicadores del componente ambiental de los FVI.

FVI Ambiental (FVI _A)									
Indicador	Abreviación	Concepto	t1	t2	t3	t4	Unidad	Descripción	Fuente
Uso de suelo	Lu	E	8.88	14.57	10.8	38.64	%	% de áreas verdes	Método determinista
Crecimiento urbano	Ug	S	20.97	23.52	17.24	20.36	%	% de crecimiento urbano en 10 años	Ayuntamiento GDL-ZPN
Lluvias	Rainfall	S	977.8	977.8	977.8	977.8	mm/año	Promedio de precipitación anual	Conagua
Evaporación	Ev	S	1 705.8	1 705.8	1 705.8	1 705.8	mm/año	Tasa de evaporación anual	Conagua

Cuadro 7. Indicadores del componente físico de los FVI.

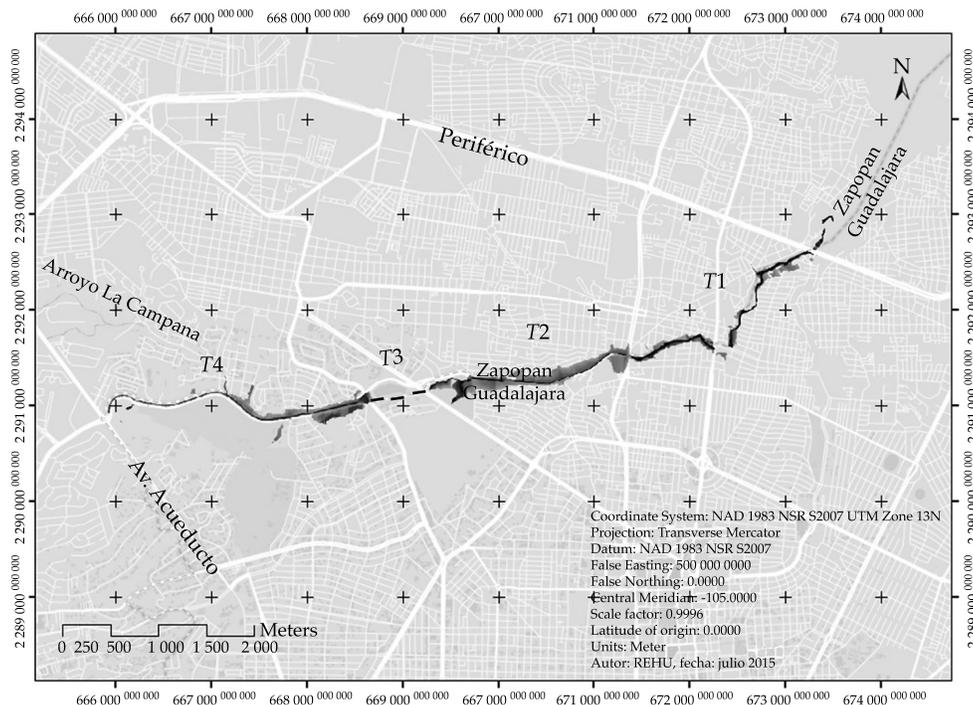
FVI Físico (FVI _F)									
Indicador	Abreviación	Concepto	t1	t2	t3	t4	Unidad	Descripción	Fuente
Topografía de cauces	T	E	13.27	51.98	18.25	18.25	adim	Pendiente promedio al millar en las microcuencas relacionadas con el tramo	Método determinista
Proximidad al río	Pr	E	35.0	25.0	0.01	35.0	m	Distancia promedio al eje del río	Método determinista
Tasa de evaporación	Ev	E	1 705.8	1 705.8	1 705.8	1 705.8	mm/año	Tasa de evaporación al año	Conagua
Lluvias	Rainfall	E	977.8	977.8	977.8	977.8	mm/año	Promedio de precipitación al año	Conagua
Volumen anual	Vyear	E	602	485	184	184	m ³	Volumen de lluvia escurrido para un periodo de retorno de T_r 50 años	Método determinista
Capacidad de regulación	Dsc	Res	0	0	0	0	m ³	Capacidad de vasos reguladores	SIAPA
Diques	DI	Res	0	0	0	0	km	Longitud de la estructura rompepicos	Visitas de campo

retorno de 50 años, los tonos claros prevalecen, lo cual se interpreta como zonas de menor riesgo por inundación; para 100 años se observa la aparición de zonas con un riesgo de moderado a alto, en tonos oscuros, justo en la parte aledaña al tramo T2 del río Atemajac.

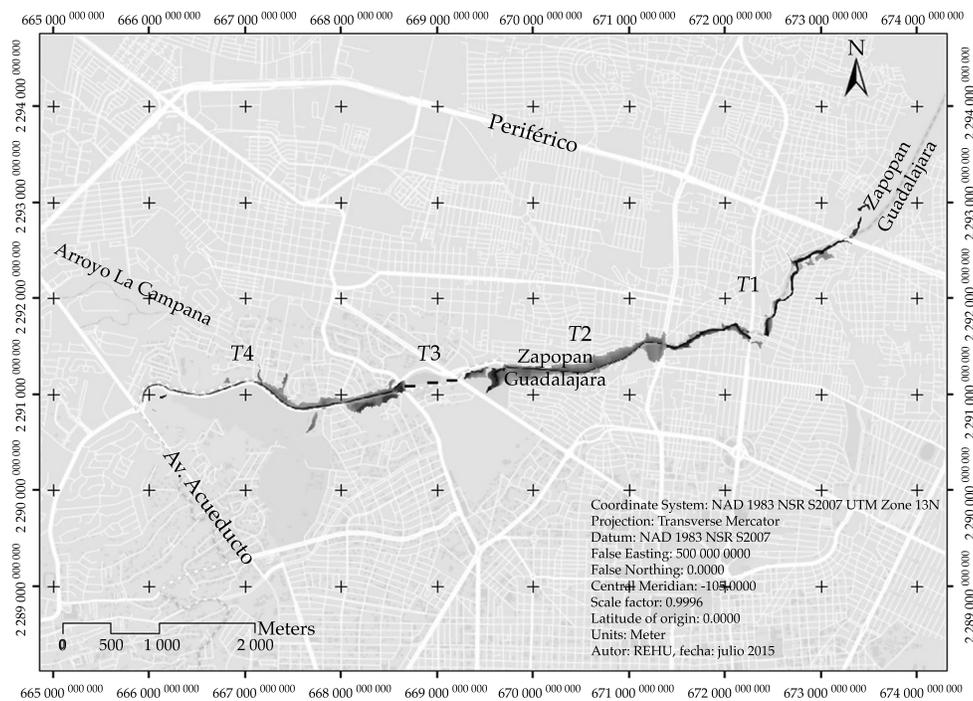
Índices de vulnerabilidad por inundación en la cuenca Atemajac

Los FVI normalizados mediante la ecuación (5) de las cuatro componentes se muestran en la figura 10 por tramo. El FVI social señala al

tramo T2 como el más vulnerable. El tramo T2 cuenta con la mayor concentración de población y mayor porcentaje de viviendas abandonadas, también tiene el segundo índice más alto de mortalidad infantil y el penúltimo índice de acceso a medios de comunicación en relación con los otros tramos. Los tramos T3 y T4 son los menos vulnerables debido a la baja población residente, mayores índices de conciencia ante el peligro de las inundaciones, menor mortalidad infantil y mayores índices de acceso a medios de comunicación. Los tramos T1 y T2 prácticamente son similares para el FVI económico, que se



a) Escenario para $T_r = 50$ años



b) Escenario para $T_r = 100$ años

Figura 6. Predicción de las zonas inundables a lo largo del cauce del río Atemajac en el área metropolitana de Guadalajara.

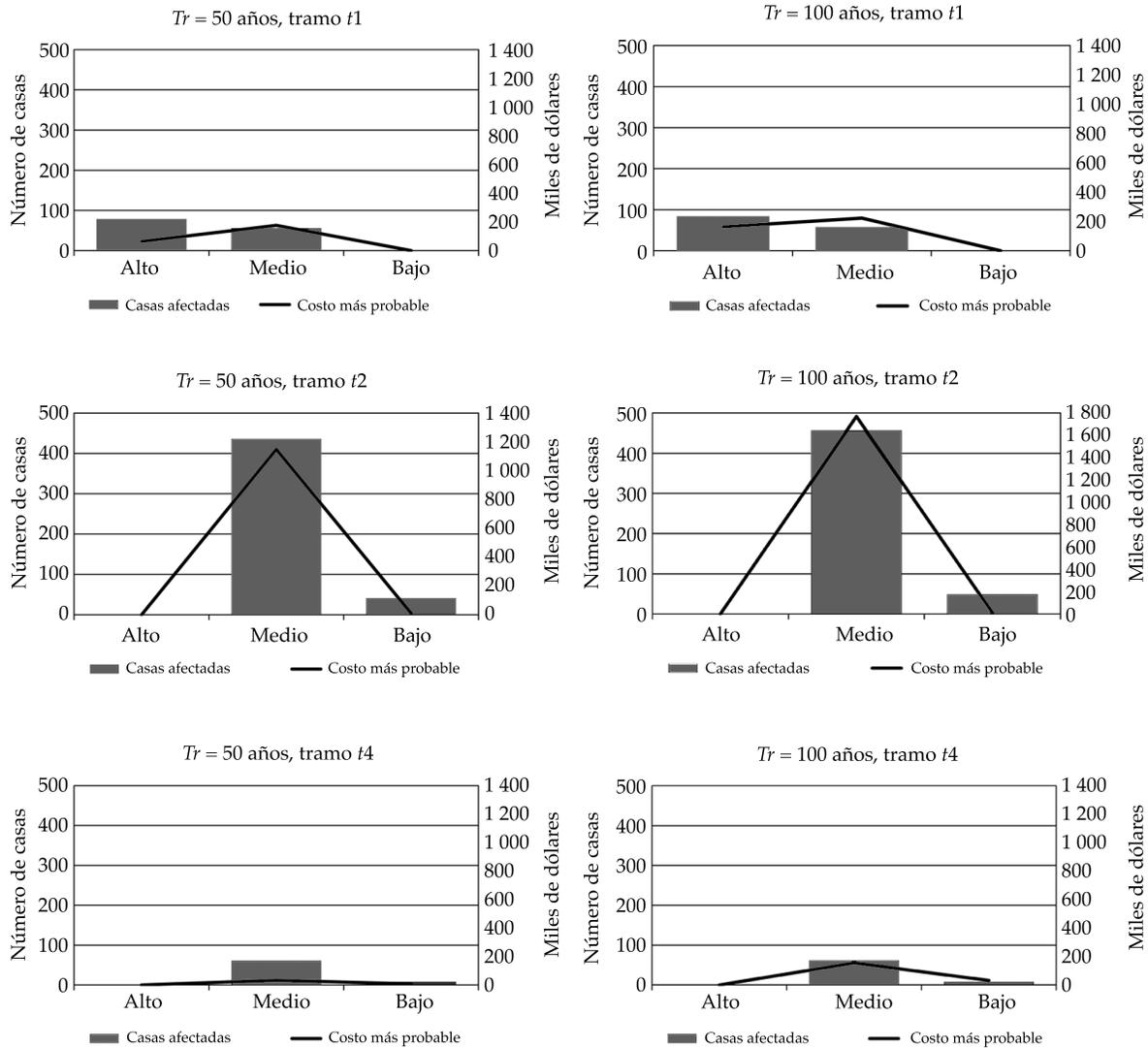


Figura 7. Costo de daños por inundación de acuerdo con el índice de marginación.

ve afectado en particular por los volúmenes de lluvia esperados, pues el volumen que escurre en estos tramos es el acumulado de los tramos de aguas arriba. En el tramo T1 se presentan los mayores índices de urbanización, porcentaje de personas desempleadas, desigualdad y menor porcentaje de áreas verdes. El tramo T2 cuenta con el menor índice de personas con experiencias de inundación con base en las encuestas realizadas, lo que lo hace ligeramente más vulnerable que el tramo T1.

Los tramos T3 y T4 se encuentran menos vulnerables en la componente económica, pues la población ahí tiene los menores índices de desempleo, lo que genera una mayor resiliencia, además de que cuentan con más áreas verdes que propician la infiltración. Para el FVI ambiental se observa que el tramo T1 es el más vulnerable, pues las microcuencas que escurren directamente en él muestran un menor porcentaje de áreas verdes. En el caso del tramo T3, su vulnerabilidad ambiental se puede asociar

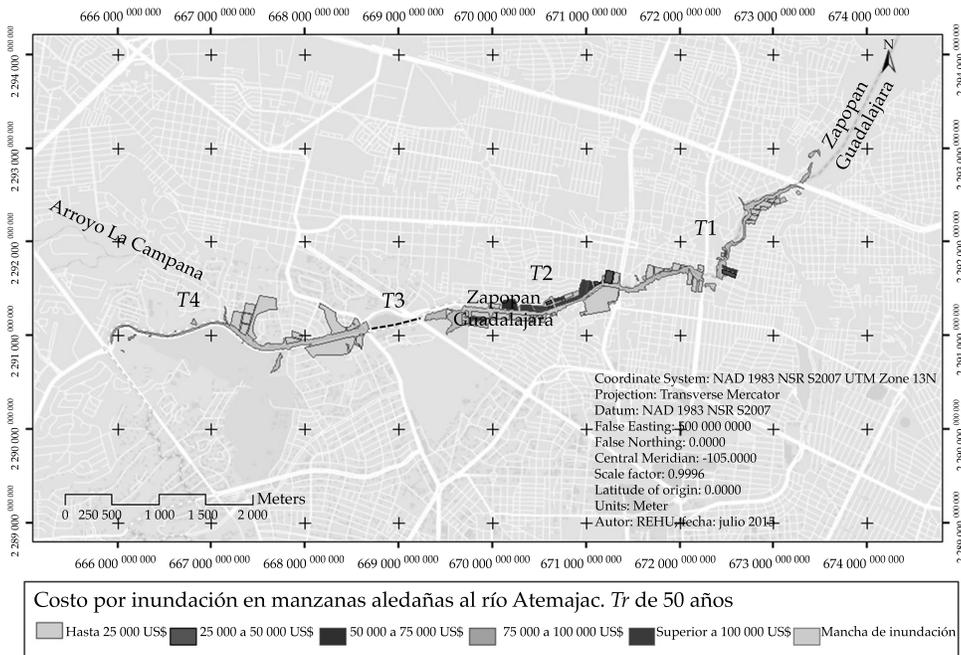


Figura 8. Mapa de riesgo por inundación en la zona aledaña al río Atemajac para un $Tr = 50$ años.

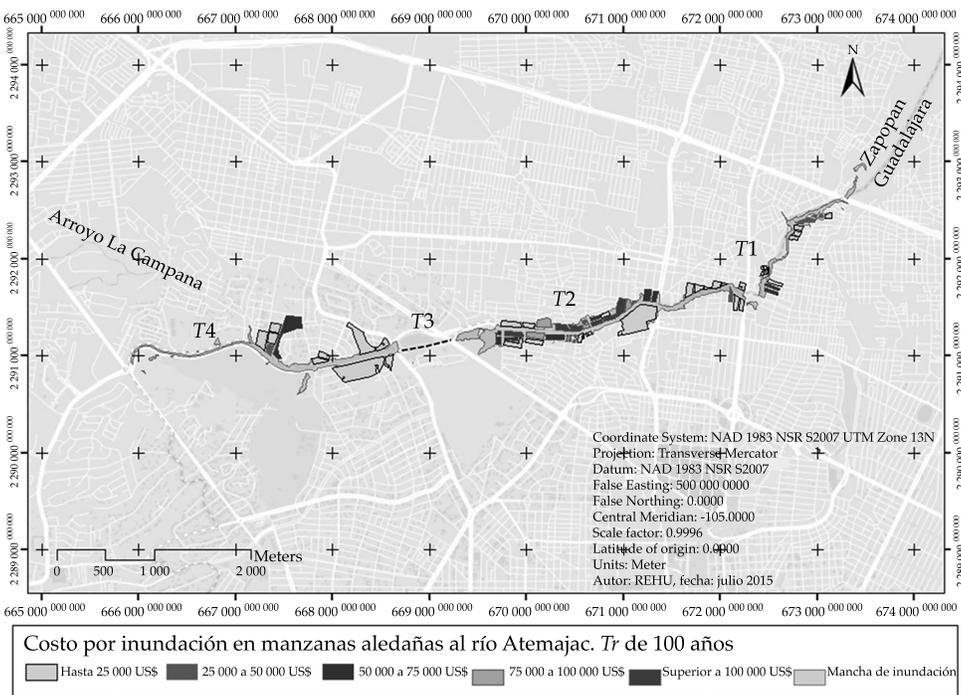


Figura 9. Mapa de riesgo por inundación en la zona aledaña al río Atemajac para un $Tr = 100$ años.

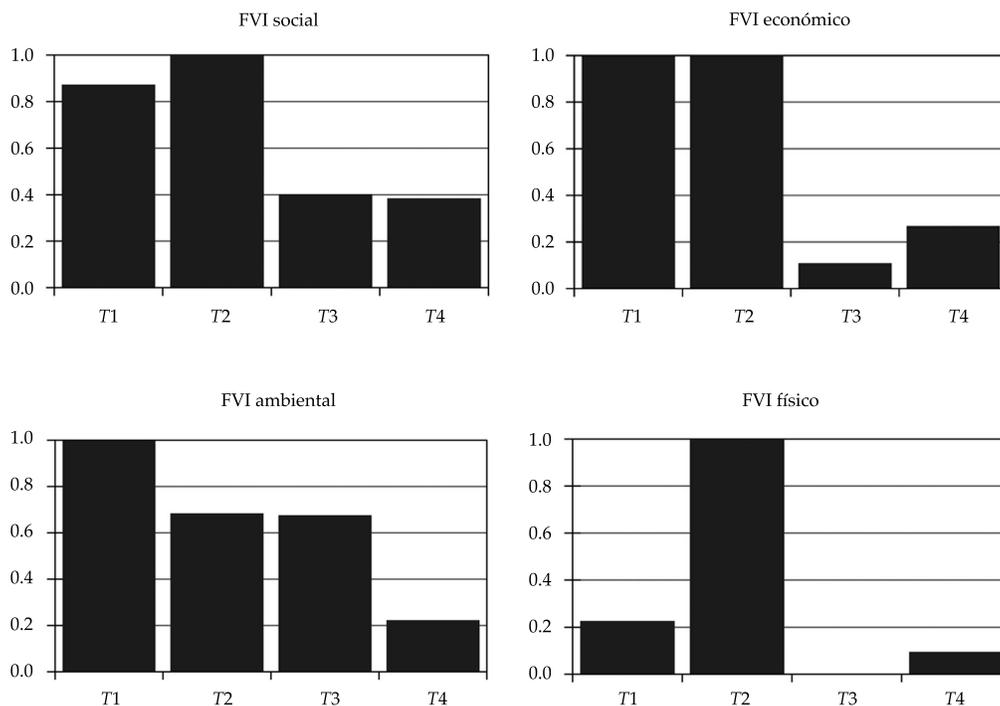


Figura 10. Índices de vulnerabilidad por inundación (FVI) normalizados, por componente y por tramo.

con el impacto que originó la invasión de las áreas verdes y del cauce del río Atemajac por la construcción del Centro Comercial Plaza Patria a lo largo del tramo. Todos los tramos presentan variaciones significativas en el porcentaje de áreas verdes, siendo el tramo T4 el que tiene más área verde en las microcuencas que escurren en él, sobre todo gracias a la presencia del bosque Colomos, en la margen derecha del tramo. Por último, en cuanto al FVI físico, el tramo T2 es el más vulnerable. Este resultado refleja la poca capacidad hidráulica del río en ese tramo, lo que permite desbordamientos ante la ocurrencia de tormentas incluso normales. Asimismo, se observa que el tramo T2 tiene en promedio viviendas más cercanas a los hombros del río. Los tramos T1 y T4 presentan valores de vulnerabilidad más bajos que el T2 debido a su capacidad hidráulica en las secciones del cauce del río Atemajac. Por último, el tramo T3 genera casi vulnerabilidad nula al estar entubado.

En la figura 11 se muestran los FVI totales por cada tramo en su forma normalizada. De los cuatro tramos, el T2 es el más vulnerable, comparado con los otros tres. Los FVI social y físico son los más determinantes en el resultado. La vulnerabilidad total del tramo T2 se debe en especial a dos rasgos cruciales: es el tramo con mayor población en áreas propensas a inundarse y su sección hidráulica es limitada. El FVI del tramo T1 no se queda tan atrás en relación con el T2, también denota una alta vulnerabilidad que se atribuye a las tasas de desempleo, mortalidad infantil, desigualdad y marginación, que son importantes. Asimismo, este tramo T1 recibe el acumulado del escurrimiento de la cuenca y los habitantes exhiben poca conciencia ante la presencia de inundaciones potenciales. Los factores que reducen la vulnerabilidad en el tramo T1 son la pobre capacidad de generación de escurrimiento de sus microcuencas, además de que existe un menor número de habitantes

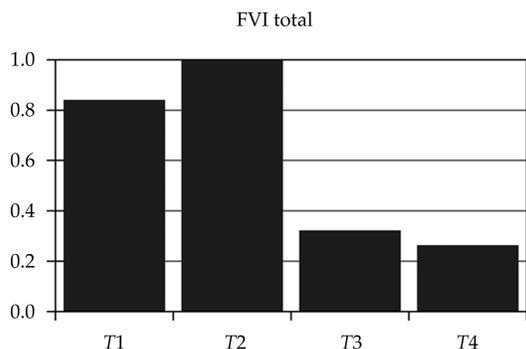


Figura 11. Índices de vulnerabilidad por inundación totales (FVI) normalizados por tramo.

propenso a sufrir daños por inundaciones por la topografía de la zona. Los tramos T3 y T4 se mantienen como los menos vulnerables gracias a los siguientes indicadores: presentan la menor desigualdad económica; menor marginación; mayor índice de penetración de

información; más cantidad de áreas verdes (en el caso de tramo T4); menor desempleo; mayor conciencia del peligro y, sobre todo, están en la parte alta del río Atemajac.

Finalmente, en la figura 12 se muestra el mapa de vulnerabilidad por tramo del río Atemajac, donde los tonos oscuros denotan una vulnerabilidad alta y, por el contrario, los tonos más claros denotan una vulnerabilidad baja, según los FVI totales de cada tramo. Haciendo una contrastación entre estos mapas y los mapas de riesgo de las figuras 9 y 10, es posible observar que ambas metodologías, tanto la determinista como la paramétrica, son consistentes, identificándose al tramo T2 como el de mayor riesgo y el más vulnerable a las inundaciones, seguido del tramo T1, que presenta también algunas zonas aledañas al río en riesgo, con vulnerabilidad relativamente alta.

Los FVI generados para el caso de la cuenca Atemajac logran reducir la complejidad ligada con la vulnerabilidad por la cantidad de



Figura 12. Mapa de vulnerabilidad trazado conforme los FVI por tramo.

indicadores que intervienen en su definición, tal como lo realizaron Balica (2012), y Villordon y Gourbesville (2016), entre otros autores.

Por otro lado, en el presente trabajo se adaptaron las formulaciones de los FVI a las condiciones particulares de la cuenca en estudio, es decir, escala, calidad y cantidad de información, condiciones socioeconómicas, condiciones físicas y geográficas, y aspectos culturales, entre otros, logrando con ello formulaciones únicas.

Conclusiones

Se desarrolló una metodología de análisis de riesgo por inundación aplicable a cuencas urbanas conformada por modelos que son complementarios: el determinista y el paramétrico. Mientras que el modelo determinista permitió generar mapas de riesgo donde se ilustran posibles daños asociados con las inundaciones por zonas y por periodo de retorno, el modelo paramétrico conceptualizó la vulnerabilidad en los aspectos social, económico, físico y ambiental, solventando la complejidad de los factores que la definen.

Como resultado de la aplicación de esta metodología en la cuenca urbana Atemajac, se observó que el tramo T2 agrupa las condiciones idóneas para que exista un alto riesgo y una alta vulnerabilidad por inundación. El modelo determinista evidenció importantes zonas de inundación para los dos periodos de retorno analizados, 50 y 100 años. Además, el análisis del costo de daños confirmó que ante la ocurrencia de inundaciones severas, el tramo T2 representaría mayores costos y, por tanto, un mayor riesgo. Al describir la vulnerabilidad con el modelo paramétrico, se confirmó que el tramo T2 es el más vulnerable, en particular en cuanto a rasgos sociales, económicos y físicos.

Con la parametrización de 30 indicadores que describen la vulnerabilidad, de escalas y variabilidad diferentes, que dan cuenta de aspectos asociados con el desarrollo de un sector de la población, ha sido posible proporcionar una mayor cantidad de elementos de juicio, en específico para los tomadores de decisiones.

Varios de estos indicadores difícilmente se podrían visualizar sólo con mapas de riesgo, pues algunos resultan hasta intangibles, como es el caso de los indicadores que cuantifican las experiencias de aprendizaje de la población en relación con las inundaciones o la conciencia ante la ocurrencia de fenómenos meteorológicos. Existen otros indicadores que sólo se pueden definir averiguando en la población, como el acceso a medios de información, la existencia de sistemas de alarma y rutas de evacuación; u otros indicadores de tipo económico, que a partir de datos de las dependencias gubernamentales o del INEGI se pueden cuantificar, como desempleo, expectativa de vida de la población, o inversiones de los gobiernos en obras de mitigación o protección. Todos estos indicadores forman parte de la vulnerabilidad y por tanto son determinantes en la estimación del riesgo.

Este enfoque permite generar información complementaria que minimiza la incertidumbre en la estimación del riesgo y la metodología es replicable para cuencas urbanizadas donde existen daños asociados con las inundaciones por la ocurrencia de fenómenos meteorológicos extremos.

Referencias

- Alcocer-Yamanaka, V. (2011). *Construcción de mapas de riesgo e inundaciones en la región del Soconusco*. Tercer Seminario de Potamología-José Antonio Álvarez, 25 y 26 de agosto, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Alcocer-Yamanaka, V., & Rodríguez, J. (2013). *Mapas de riesgo de inundación*. Tercera reunión del grupo de trabajo de aguas urbanas UNESCO-PHI/LAC de Agosto, Buenos Aires, Argentina.
- Balica, S. (2007). *Development and application of flood vulnerability index methodology for various spatial scale*. MSc thesis. Delft, Netherlands: UNESCO-IHE Delft University and Technology.
- Balica, S. (2012). *Development and application of flood vulnerability index methodology for various spatial scale*. PhD thesis. Delft, Netherlands: UNESCO-IHE Delft University and Technology.
- Balica, S., Popescu, I., Beevers, L., & Wright, N. (2012). Parametric and physically based modelling techniques for flood risk and vulnerability assessment: A comparison.

- Environmental Modelling & Software*, 41, 84-92, DOI: 10.1016/j.envsoft.2012.11.002.
- Benjamin, M. (2008). *Investigating physical and social dimensions*. MSc thesis. Cape Town, South Africa: University of Cape Town.
- Cenapred (2006). *Guía básica para la elaboración de atlas estatales y municipales de peligros y riesgo: conceptos básicos sobre peligros, riesgos y su representación geográfica*. México, DF: Secretaría de Gobernación.
- Cenapred (2011). *Manual para el control de inundaciones*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Cenapred (2013). *Metodologías propuestas por el Cenapred para elaborar mapas de riesgo por inundación*. México, DF: Centro Nacional de Prevención de Desastres.
- Cervantes-Jaimes, C., Alcocer-Yamanaka, V., Arreguín-Cortés, F., Saavedra-Horita, R., & Rubio-Gutiérrez, H. (2012). *Generación de mapas de riesgo de inundación*. XXII Congreso Nacional de Hidráulica, 7-9 de noviembre, Acapulco, Guerrero, México.
- Chen, J., Hill, A., & Urbano, L. (2009). A GIS-based model for urban flood inundation. *Journal of Hydrology*, 373, 184-192, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.04.021.
- Conagua (2012). *Regiones hidrológicas*. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/atlas/ciclo09.html>.
- Connor, R. (2005). *Flood Vulnerability Index*. Recovered from: http://www.oieau.fr/mexico/Session_5-13/comms/09-WWF4_FVI.pdf.
- Díaz-Delgado, C., Baró-Suárez, J. E., Esteller-Alberich, M. V., Bedolla-Lara, S., Díaz-Espíritu, J. C., & Sánchez-Flores, O. (2012). Valoración económica de daños directos por inundación en Valle de Chalco Solidaridad, Estado de México (pp. 157-176). En: *La importancia de las inundaciones en la gestión integrada de los recursos hídricos en México*. González-Sosa, E., Díaz-Delgado, C., Guerra Cobián, V. H., Gutiérrez López, M. A., & Ramos Salinas, N. M. (eds.). Querétaro, México: Universidad Autónoma de Querétaro.
- Douben, N. (July, 2006). Characteristics of river floods and flooding: A global overview, 1985-2003. *Irrigation and Drainage*, 55(S1), S9-S21, DOI: 10.1002/ird.239.
- Fedeski, M., & Gwilliam, J. (November, 2007). Urban sustainability in the presence of flood and geological hazards: The development of a GIS-based vulnerability and risk assessment methodology. *Landscape and Urban Planning*, 83(1), 50-61, DOI: 10.1016/j.landurbplan.2007.05.012.
- Foudi, S., Osés-Eraso, N., & Tamayo, I. (2014). Integrated spatial flood risk assessment: The case of Zaragoza. *Land Use Policy*, 42, 278-292, DOI: 10.1016/j.landusepol.2014.08.002.
- Greco, M., & Martino, G. (2016). Vulnerability assessment for preliminary flood risk mapping and management in coastal areas. *Natural Hazards*, 82(1), 7-26.
- IIEG (2012). *Zonas con mayor riesgo de inundación*. Recuperado de <http://www.iieg.gob.mx/general.php?id=7&idg=42>.
- Kwabena, E., Boakye-Danquah, J., Barima, A., Kofi, S., Mensah, R., Agyeman, Y., & Toloo, P. (2015). Community vulnerability assessment index for flood prone Savannah agro-ecological zone: A case study of Wa West District, Ghana. *Weather and Climate Extremes*, 10, 56-69.
- Little, R., & Rubin, D. (1983). On jointly estimating parameters and missing data by maximizing the complete-data likelihood. *The American Statistician*, 37(3), 218-220.
- Llaguno-Gilberto, O. (2014). *Generación de mapas de riesgo considerando la topografía urbana, aplicado a la ciudad de Oaxaca de Juárez, Oaxaca*. M.I. Tesis. México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Notaro, V., De Marchisa, M., Fontanzazza, C. M., La Loggiab, G., Puleob, V., & Frenia, G. (2013). The effect of damage functions on urban flood damage appraisal. *Procedia Engineering*, 70(2014), 1251-1260.
- Salas-Limón, D. (2015). *Análisis de los efectos indirectos e intangibles asociados a riesgos por inundación en la ciudad de Monterrey, México*. Tesis de doctorado. San Nicolás de los Garza, México: Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Sarhadi, A., Soltani, S., & Modarres, R. (2012). Probabilistic flood inundation mapping of ungauged rivers: Linking GIS techniques and frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 458-459, 68-86.
- Sebald, C. (2010). *Towards an integrated flood vulnerability index – a flood vulnerability assessment*. MSc thesis. Southampton, UK: University of Southampton.
- SIAPA (2007). *Programa de manejo integral de aguas pluviales de la zona metropolitana de Guadalajara PROMIAP*. Guadalajara, México: Sistema Intermunicipal de los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado.
- UNESCO (2002). *Gestionar los riesgos*. Recuperado de http://webworld.unesco.org/water/wwap/facts_figures/gestionar_riesgos.shtml.
- Villordon, M. B. B., & Gourbesville, P. (2016). Community-based flood vulnerability index for urban flooding: Understanding social vulnerabilities and risks. *Advances in Hydroinformatics, Springer Water*, 75-96.
- Wisner, B., Blaikie, P., Cannon, T., & Davis, I. (2004). *Natural hazards people's vulnerability and disaster*. London: Routledge.
- Zhaoli, W., Hongliang, M., Chengguang, L., & Haijuan, S. (2012). Set pair analysis model based on GIS to evaluation for flood damage risk. *Procedia Engineering*, 28, 196-20.

Dirección institucional de los autores

M.C. Rubén Ernesto Hernández-Urbe

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Guadalajara
 Av. General Ramón Corona 2514
 45201 Zapopan, Jalisco, México
 Teléfono: +52 (33) 3669 3000, ext. 2474
 ernesto.huribe@itesm.mx

Dr. Héctor Barrios-Piña

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de
Monterrey, Campus Guadalajara
Av. General Ramón Corona 2514
45201 Zapopan, Jalisco, MÉXICO
Teléfono: +52 (33) 3669 3000, ext. 2300
hector.barrios@itesm.mx

Dr. Aldo I. Ramírez

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de
Monterrey
Av. Eugenio Garza Sada 2501
64700 Monterrey, Nuevo León, MÉXICO
Teléfono: +52 (81) 8358 2000, ext. 5561, ext. 104
aldo.ramirez@itesm.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Puente peatonal sobre el río Atemajac en su parte baja, Guadalajara, Jalisco, México.

Foto: Héctor A. Barrios Piña.

Prevalence of *Enterobacteriaceae* and contaminants survey in sediments of the Atoyac River

• Arturo Aburto-Medina* •

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México/RMIT University, Australia

*Corresponding author

• Irmene Ortiz •

Universidad Autónoma Metropolitana-Cuajimalpa, México

• Ernesto Hernández •

Universidad Nacional Autónoma de México

Abstract

Aburto-Medina, A., Ortiz, I., & Hernández, E. (May-June, 2017). Prevalence of *Enterobacteriaceae* and contaminants survey in sediments of the Atoyac River. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 8(3), 27-37.

We identified the bacterial community in sediments from the Atoyac River within Puebla, Mexico by a 16S rRNA gene clone library. The *Enterobacteriaceae*, specifically *Shigella*, *Escherichia fergusonii* and *E. coli* species dominate the bacterial community which is consistent with the values obtained for total coliforms. Genes encoding Shiga toxins (*stx1* and *stx2*) were not found. Higher alkanes (C11-C16), esters, organic acids, phenols and phthalates, classified as potential endocrine disruptors were recovered from the sediments, while the presence of coprostanol indicated fecal pollution. Element concentrations were also determined in sediments and they decreased in the following sequence: Ca > Fe > K > Ti > Sr > Ba > Mn > Zr > Zn > Cu > Rb, while As, Mo and Pb were below the detection limit. All element values but Cu are below those permitted by the United States Environmental Protection Agency (USEPA). This study highlights the dominance of *Enterobacteriaceae* and the low bacterial diversity with the ability to degrade hydrocarbons or persistent organic pollutants (POPs) in sediments of the Atoyac River in an area prior to the water storage in the Avila Camacho (Valsequillo) dam whose waters are used for irrigation in lands above for several crops.

Keywords: Microbial diversity, heavy metals, ecological monitoring, Atoyac, *Shigella*.

Resumen

Aburto-Medina, A., Ortiz, I., & Hernández, E. (mayo-junio, 2017). Prevalencia de *Enterobacteriaceae* y monitoreo de contaminantes en sedimentos del río Atoyac. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 27-37.

Se identificó la comunidad bacteriana en sedimentos del río Atoyac por medio de biblioteca genómica de clones. Encontramos una baja diversidad bacteriana, ya que la familia *Enterobacteriaceae*, específicamente especies de *Shigella*, *Escherichia fergusonii* y *E. coli* dominan la comunidad bacteriana, lo cual es consistente con los valores obtenidos de coliformes totales por número más probable (NMP). No se encontraron los genes que codifican para toxinas Shiga (*stx1* y *stx2*). Alcanos (C11-C16), ésteres, ácidos orgánicos, fenoles y ftalatos clasificados como potenciales disruptores endócrinos también fueron detectados en los sedimentos y la presencia de coprostanol indica contaminación fecal. Las concentraciones de elementos decrecieron de la siguiente manera: Ca > Fe > K > Ti > Sr > Ba > Mn > Zr > Zn > Cu > Rb, mientras que As, Mo y Pb estuvieron por debajo del límite de detección. Todos los elementos, excepto el Cu, no sobrepasan los límites de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 1977). Este estudio demuestra la dominancia de *Enterobacteriaceae* y la baja diversidad bacteriana con la habilidad de degradar contaminantes orgánicos en los sedimentos del río en un área previa a la presa Ávila Camacho, cuyas aguas son usadas para irrigar cultivos en tierras arriba.

Palabras clave: diversidad microbiana, metales pesados, monitoreo ecológico, Atoyac, *Shigella*.

Received: 31/07/2015
Approved: 25/10/2016

Introduction

The Atoyac River originates in the Calpulalpan sierra in the state of Tlaxcala and along its course, through the state, it is fed by the Zahuapan River forming the Alto Atoyac sub-basin with an area of 2013 km² (Carrera-Villacrés, 2007). The Atoyac River later finds its way into the state of Puebla and runs through its capital city before ending up on the Valsequillo dam. However, these rivers receive urban, industrial and agricultural effluents from the towns and industrial activities along with their course. The industrial activities are quite varied and they include the food, textile, chemical, petrochemical, pharmaceutical, metallurgic, electric, and automobile industries, among others (Sandoval-Villasana, Pulido-Flores, Monks, Gordillo-Martínez, & Villegas-Villareal, 2009). A previous study has assessed the quality of waters, sediments, and the genotoxic potential in the hydrological Atoyac-Zahuapan river system and the Avila Camacho dam (Mangas *et al.*, 2005). The genotoxic potential of sediments and superficial water of this system has been confirmed with the plant *Vicia faba* (Villalobos-Pietrini, Flores, & Gómez, 1994; Juárez-Santacruz *et al.*, 2012). Chromosomal aberrations and centromeric alterations were found in root tip cells of this plant after being exposed to the Atoyac River waters (ob. cit.) while the micronuclei frequency was increased after exposure to the river sediments in a recent study (Juárez-Santacruz *et*

al., 2012). Moreover, metals such as lead and arsenic have been detected in the Alto Atoyac sub-basin and their concentrations were above the Mexican and international permissible limits (García-Nieto *et al.*, 2011). Other studies have also revealed the number and location of effluents in the Atoyac River (Saldaña & Gómez, 2006; Sandoval-Villasana *et al.*, 2009) and have established them as the main source of contamination. Furthermore, concentrations of Mn and Fe in waters of the Valsequillo dam were also above the permissible limits (Díaz, Bonilla, Tornero, Cabrera, & Corona, 2005). These waters are used for irrigation of nearby crops such as maize and alfalfa and their soils also have Pb concentrations above the norm (Larenas-Bazán, 2010). The most recent study on these river sediments and waters reported severe pollution that includes hydrocarbons, metals, POPs, endocrine disruptors and potentially carcinogenic compounds (Greenpeace, 2014). Therefore, this study aims to elucidate the microbial diversity in a river area where it has received all the major domestic and industrial effluents prior to the water storage in the Valsequillo dam. The identification of the microbial diversity will provide a clearer idea of their catabolic potential in those sediments.

Materials and methods

A list of the different methods used in this study is included in table 1.

Table 1. List of methods used in this study.

Method	Objective	References
Clone libraries	Identification of the bacterial population	(Aburto <i>et al.</i> , 2009)
Shiga toxins by PCR	Detection of pathogens	(Fagan, Hornitzky, Bettelheim, & Djordjevic, 1999)
Coliforms enumeration	Fecal and total coliforms as indicators of water quality	(NMX-AA-42-1987)
Biochemical Oxygen Demand (BOD)	Water quality	(NOM-003-Semarnat-1997)
X-Ray fluorescence Analyzer (FPXRF)	Identification of heavy metals	(USEPA, 2007a)
Analytical chemistry (GC-MS)	Toxic compounds elucidation	(USEPA, 2007b), (USEPA, 2007c)

Site description and sampling

Sediment and water samples were collected from three different positions (A1-A3) located just prior the Valsequillo dam in central México. The river water at these positions has undergone wastewater treatment processes after receiving industrial and domestic effluents along the river course. The global positioning coordinates for the sampled sites and the relative position of the samples are indicated in table 2 and figure 1, respectively. The samples were collected during the dry season on 21 January 2013. Water samples were collected in sterile 1-litre glass bottles. Sediments from the bottom of the river were collected in 50 ml sterile centrifuge tubes. Then, they were immediately preserved in dry ice and protected from light.

Determination of elements in sediments

The sediments were dried to room temperature to prevent any volatilization. Each sample was

homogenized and then a representative portion was milled with a mortar prior to passing it through a 60-mesh sieve before a further homogenization. The total element concentrations (As, Pb, Ca, Fe, K, Ti, Sr, Ba, Mn, Zr, Zn, Cu, Rb, Mo) were determined in 15 g of dried sediments following the United States Environmental Protection Agency Method 6200 (USEPA, 2007a), using a field portable X-Ray fluorescence Analyzer (FPXRF), NITON XL3t Thermo Scientific. Two reference materials were used to establish the method accuracy: the Standard Reference Material "NIST 2710" Montana Soil and the Reference Material unstratified glacial deposit Till-4. The accuracy percentage of all elements was in the 80 – 120 % range. Moreover, duplicate analyses were performed to establish the method precision and the relative difference percentage (% RDP) was always below 10%. To discard contamination interferences, blanks were analyzed between each interest sample. The analysis of clean quartz dioxide matrix (blank) was always below the detection limit for all elements.

Table 2. Coordinates of the sampled sites collected by GPS.

Code	GPS positioning	Elevation (m)
A1	N19°1'31.55'', W98°13'27.78''	2092
A2	N19°1'18.48'', W98°13'43.21''	2092
A3	N19°0'56.00'', W98°14'47.00''	2093

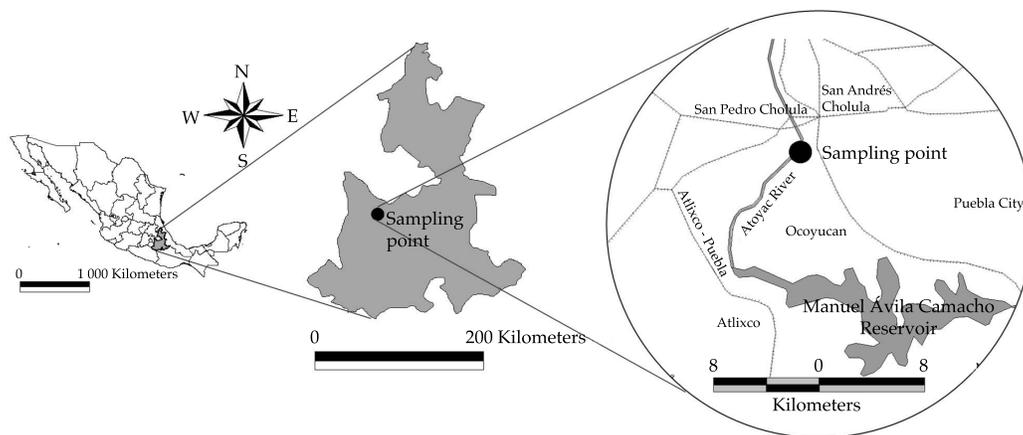


Figure 1. Location of sampled site. GPS coordinates of the sampling sites are shown in table 2.

Determination of organic compounds

The organic compounds were extracted from dried sediments by sonication Method 3550C, (USEPA, 2007b) using 3 g of soil and 95 ml of a mixture 1:1 n-hexane-ketone (Mallinckrodt, HPLC grade). The extracts were concentrated by roto-evaporation and changed to n-hexane as a solvent. The recovery percentage of this extraction method was validated using a soil sample with known concentrations of 17 reference compounds. The percentage of recovery of all compounds was higher than 90%. Regular controls with this soil were performed to ensure the quality of the data. The extracts were analyzed to identify organic compounds by gas chromatography Method 8270D (USEPA, 2007c) coupled with a mass spectrum detector (Agilent 6890N, MSD 5975B, USA) using a 5 MS column (Agilent, USA). The temperatures of the detector and injector were 250°C and 220°C, respectively. The initial and final temperatures of the oven were 70°C and 250°C at a rate of 7°C/min. Helium was used as the carrier gas and the mass scan range was from 50 to 450 z/m at 70 eV. Identification was made using the NIST05 Mass Spectral library.

Determination of total and fecal coliforms

The Most Probable Number (MPN) of total coliforms, fecal coliforms, and *Escherichia coli* was obtained for the three sampling points (A1-A3) and followed the Mexican Norm NMX-AA-42-1987, which agrees with the ISO norm: ISO/DP 9308/2.

Biochemical Oxygen Demand (BOD)

The biochemical oxygen demand for five days for the three sampling points (A1-A3) was obtained with a Hach BOD Track II Respirometric apparatus according to manufacturers' instructions.

Determination of organic carbon

The organic carbon content was evaluated in water samples for the sampling point A1 using a TOC-LSCH analyzer (Shimadzu, Japan) which principle of detection method is the combustion catalytic oxidation at 680 °C. Total and inorganic carbon (TC and IC) were measured automatically in triplicates by the equipment and organic carbon was calculated by the difference between those values. The detection limit of TC and IC was 4 µg/L with a maximum coefficient of variation of 1.5% between replicates.

DNA extraction and PCR

Microbial community DNA was extracted directly from the slurries (A1) collected on January 21, 2013, using the UltraClean Soil DNA kit (MoBio Laboratories, Solana Beach CA) and PCR amplification of 16S rDNA genes was performed with the following primer pair: 63F (CAG GCC TAA CAC ATG CAA GTC) and 1389R (ACG GGC GGT GTG TAC AAG) (Marchesi *et al.*, 1998) for bacteria as described previously (Aburto *et al.*, 2009). The cycling conditions were as follows: 1 cycle at 94 °C for 2 min, 30 cycles of 1 min at 94 °C, 1 min at 55°C and 2 min at 72 °C and a final elongation at 72 °C for 10 min.

PCR amplification of genes encoding Shiga toxins 1 and 2 was performed on the A1 slurries with the primer pair *stx1* and *stx2* as described previously (Fagan *et al.*, 1999). The cycling conditions were as follows: an initial 95°C denaturation step for 3 min followed by 35 cycles of 95°C for 20 s, 58°C for 40 s, and 72°C for 90 s. The final cycle was followed by a 72°C incubation for 5 min.

Cloning and sequencing

PCR products were cloned with a CloneJet cloning kit (Thermo) as described in the manufacturer's instructions using One Shot TOP10 chemically competent *E. coli* cells. Recombinant colonies were recovered from LB

agar plates containing ampicillin (50 µg ml⁻¹). The screening of inserts from transformants was performed by direct PCR amplification from white colonies using the 16S primers 63F (CAG GCC TAA CAC ATG CAA GTC) and 1389R (ACG GGC GGT GTG TAC AAG). Heating at 94°C for 10 min preceded standard cycling conditions (as above). Amplified inserts were grouped on the basis of restriction fragment length polymorphism (RFLP) patterns using a combination of the two restriction endonucleases *Cfo*I and *Alu*I (Sigma) at 37°C for 3 hrs. Representative clones of each RFLP group were sequenced. The sequencing analysis was performed at the UNAM biotechnology institute (Mexico). The sequences length was 600 to 700 nucleotides in average.

Phylogenetic analyses

The sequences obtained were compared with the European Bioinformatics Institute and Genbank databases by online FastA searches (Pearson & Lipman, 1988) and to the Check Chimera program (Cole *et al.*, 2003). The profile alignment technique of ClustalW (Thompson, Higgins, & Gibson, 1994) was used to obtain preliminary alignments that were manually refined in GeneDoc Multiple Sequence Alignment Editor ver. 2.6.002 (Nicholas & Nicholas, 1997) taking into account of secondary structure. Phylogenetic analyses were performed with the Phylip software package (Felsenstein, 2001), using the Jukes-Cantor distance and the neighbour-joining methods. The significance of

the branching order was determined by bootstrap analysis with 1000 re-sampled data sets.

Results and discussion

Water quality

Total coliforms, fecal coliforms, and biochemical oxygen demand (BOD) values are shown in table 3. These values indicate that the waters are heavily contaminated according to the Mexican maximum limits (NOM-003-Semarnat-1997).

Metals, semimetals and other elements in sediments

Element concentrations for As, Ba, Ca, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Pb, Rb, Sr, Ti, Zn, and Zr were obtained for sampling point A1 (table 4). The concentrations of As, Mo and Pb were below the detection level. The mean of values for Fe, Mn, Pb, and Zn detected in this study are below the permissible limits of the USEPA (1977) and the Ontario Ministry of the Environment and Energy (OME, 1976) except for Cu, which is slightly above the USEPA limit. They are also below the values determined for lead and arsenic in river sediments collected near the river origin in the state of Tlaxcala (García-Nieto *et al.*, 2011) but above for Fe and Mn in agricultural soils located further south Puebla city that have been irrigated with the river waters for more than 30 years (Méndez-García, Rodríguez-Domínguez, & Palacios-Mayorga, 2000). This suggests that heavy metal concentrations in sediments vary

Table 3. MPN of total and fecal coliforms and BOD for sampling points A1-A3. A: Atoyac River.

Code	Fecal coliforms (thermal tolerance) (MPN/100 ml)	Total coliforms (MPN/100 ml)	BOD (mg/l)
A1	9	240	123
A2	14	210	125
A3	15	240	120
MON	240	—	20

MON: Maximum limits of Mexican Official Norm (NOM-003-Semarnat-1997).

along the river course and at the dam. Another study has also determined low concentrations of metals in the river waters (Cedeño, Téllez, Pacheco, Rosano, & Ascencio, 2008) and the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) has been suggested as a phytoaccumulation species within the Valsequillo dam (Cedeño *et al.*, 2008). However, it has also been established that the concentrations of metals have accumulated in soils throughout the time because of the irrigation activities (Méndez-García *et al.*, 2000) requiring constant monitoring. Moreover, further studies have established that these waters should not be used for the irrigation of crops (Díaz *et al.*, 2005; Bonilla, Vázquez, Silva, & Cabrera, 2013) and this is supported by a previous study where long-term irrigation of soils with wastewater in Germany caused significant heavy metal contamination and a potential impact on the underlying aquifers (Lottermoser, 2012).

Organic compounds detection

A total of 20 organic compounds were detected in the river sediments of sampling point A1 and they are higher alkanes (C11-C16), esters, organic acids, phenols, phthalates, among others (table 5). The detection quality of most of the compounds ranged from 80 to 98% (table 5). These compounds have been reported as common contaminants of river waters (Pennell, Abriola, & Weber, 1993; Gracia, Cortés, Sarasa, Ormad, & Ovelleiro, 2000). Ten of the twenty organic compounds detected in the sediment

sample are classified by the USEPA as chemicals for potential endocrine disruptor screening and testing and they include n-hexadecanoic acid, octadecanoic acid, phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-, dodecane, cholestan-3-ol, (3.β, 5.β.-), hexadecane, tridecane, undecane, tetradecane and Cyclopenta[g]-2-benzopyran, 1,3,4,6,7,8-hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethyl- (USEPA, 2012). Compounds such as cholestan-3-ol, (3.β, 5.β.), known also as coprostanol, have been used as indicators in faecal pollution source tracking (FST) to identify the origin(s) of pollution in water, in areas where diffuse faecal contamination are often marked by the co-existence of human and animal sources (Roslev & Bukh, 2011; Derrien *et al.*, 2012). The presence of coprostanol was correlated with the microbial populations found in situ, as discussed later. Moreover, a recent study detected other persistent organic pollutants (POPs) in the river sediments that included hexachlorocyclohexane isomers, hexachlorobenzene, many polychlorinated biphenyl congeners and plaguicidas such as DDT, DDE, mirex, and aldrin (Juárez-Santacruz *et al.*, 2012). Therefore, the presence of all these organic pollutants could pose a health risk to the population because the crops in the sub-basin and those located lands above the dam are irrigated with these waters. Crops that are irrigated with polluted waters may contain pesticide residues; chlorpyrifos, cypermethrin, and omethoate have been usually detected in green vegetables such as spinach (Kobayashi *et al.*, 2011).

Table 4. The content of metals, semimetals and other elements in the Atoyac River sediments and comparison with the USEPA limits.

Code	Elements (mg/kg)													
	As	Ba	Ca	Cu	Fe	K	Mn	Mo	Pb	Rb	Sr	Ti	Zn	Zr
Av A1	<DL	417	157 019	54.8	21 554	5 881.7	407.2	<DL	<DL	24.4	667.8	3 026.3	89.6	169.2
EPA	8	---	---	50	25000	---	500	---	60	---	---	---	200	---
DL	14.5	27.1	70	42.7	113	200	107.3	10	20	10	10	209.5	61	8.1

Av: Average value; A: Atoyac River; EPA: USEPA Guideline (1977); DL: Detection limit. As, Mo and Pb were below the detection limit.

Table 5. Organic compounds identified by GC-MS from sediments of the Atoyac River sampling position A1.

Quality (%)	Compound	CAS number
91	Undecane	001120-21-4
91	Dodecane	000112-40-3
91	Tridecane	000629-50-5
96	Tetradecane	000629-59-4
90	Hexadecane	000544-76-3
81	Undecane, 2,6-dimethyl-	017301-23-4
93	Dodecane, 2,6,11-trimethyl-	031295-56-4
89	2-Bromo dodecane	013187-99-0
95	Hexadecane, 2,6,10,14-tetramethyl-	000638-36-8
96	Phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-	000096-76-4
80	4-tert-Butylphenyl acetate	003056-64-2
90	Cyclopenta[g]-2-benzopyran, 1,3,4,6,7,8-hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethyl-	001222-05-5
98	n-Hexadecanoic acid	000057-10-3
81	Octadecanoic acid	000057-11-4
87	Sulfurous acid, butyl heptadecyl ester	1000309-18-4
91	1,2-Benzenedicarboxylic acid, mono(2-ethylhexyl) ester	004376-20-9
92	1-Eicosene	003452-07-1
90	Cyclotetradecane, 1,7,11-trimethyl-4-(1-methylethyl)-	001786-12-5
87	[Bi-1,4-cyclohexadien-1-yl]-3,3',6,6'-tetrone, 4,4'-dihydroxy-2,2',5,5'-tetramethyl-	010493-51-3
91	Cholestan-3-ol, (3.beta, 5.beta.)-	000360-68-9

Bacterial diversity in situ

A total of 53 clones were retrieved from the clone library and they were related to members of the *Enterobacteriaceae* within the Gammaproteobacteria (figure 2). The bacterial diversity of the surveyed sediments is low; species related to *Shigella flexneri*, *Escherichia fergusonii* and *E. coli* dominated the clone library. The degradation of hydrocarbons has been reported recently by *Escherichia fergusonii* (Sriram *et al.*, 2011; Pasumarthi, Chandrasekaran, & Mutnuri, 2013) suggesting the use of some of the detected compounds by the *Escherichia fergusonii*-related bacteria, however, these and the other members of the *Enterobacteriaceae* may also pose potential health risks to the population. *Shigella flexneri* (B serogroup) is a common cause of bacillary dysentery in humans. Infection by *Shigella* is usually via ingestion invading the colonic mucosa and producing an intense inflammatory reaction leading to tissue destruction (Kotloff

et al., 1999). Therefore, we tested for the presence of Shiga genes within our samples but they were not found. However, future studies would be necessary to look for further genes encoding other toxins or virulence and invasion plasmids (Sansone, Kopecko, & Formal, 1982; Ménard, Sansone, & Parsot, 1993; Fagan *et al.*, 1999) in this strain in order to have a proper assessment of the *Shigella*-related clones pathogenicity.

The high number of clones related to *Enterobacteriaceae* is not uncommon since the river receives industrial, agricultural and domestic effluents; however, our samples were collected after the wastewater treatment process suggesting the presence of further domestic effluents or the lack of efficacy during the wastewater treatment process. This is also constant with the high levels of coliforms (240 MPN 100 ml⁻¹) found at the same sampling point and with previous studies (Silva, Muñoz, Isla de Bauer, & Infante, 2002; Cabrera, Bonilla, Tornero, & Castro, 2005; Sandoval-Villasana *et al.*, 2009).

Thus, there may be health risks since these waters are later used to irrigate several crops such as maize, sorghum, and alfalfa in lands above the dam (Larenas-Bazán, 2010). Therefore, it is of great importance to identify the effluents located after the wastewater treatment process and/or review the water quality coming out of those treatment facilities, another aid would be

the use of microbial source tracking markers such as the stanols (Derrien *et al.*, 2012) in order to identify faecal contamination sources. It is equally important to look for catabolic and pathogenicity genes in the environmental samples in order to properly assess the microbial diversity degrading potential and its pathogenicity.

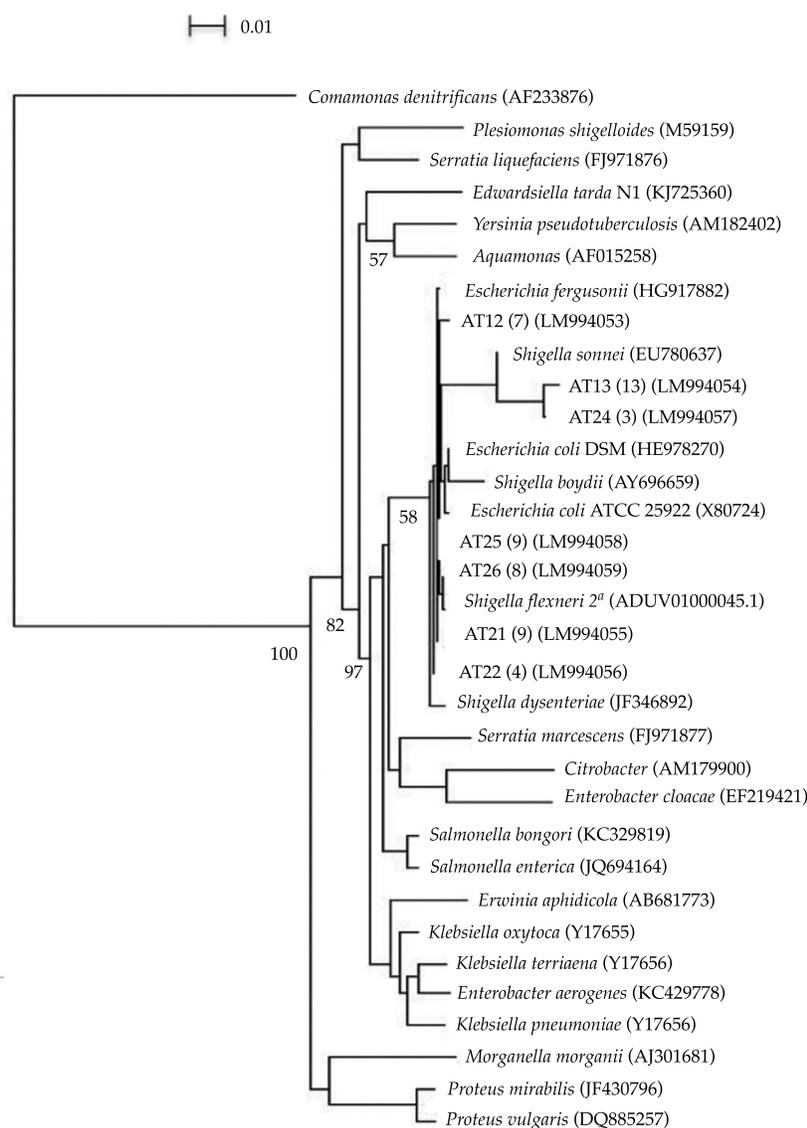


Figure 2. Phylogenetic tree of the Enterobacteriales order based on partial 16S rDNA sequences showing the relationships among bacterial clone sequences from this study and members of the Enterobacteriaceae family found in the database. Jukes and Cantor distance, neighbour-joining method, outgroup: *Comamonas denitrificans*. Clones from this study are in bold, A: Atoyac.

A number in parenthesis indicates the number of clones obtained for each sequence. Accession numbers of the sequences retrieved from the databases are also indicated in parenthesis. Bootstrap values above 50% are shown at branch nodes (per 1000 trials). 16S rRNA sequence similarity over the region 800 to 1390 based on *E. coli* numbering.

Conclusion

This study provides further evidence of the environmental degradation of the Atoyac River. It is the first to describe the bacterial communities in its sediments and to elucidate the contaminants present just prior to the dam. Moreover, it shows a low bacterial diversity in situ, usually related to gut diseases and although it lacks Shiga toxins encoding genes, further studies are required to discard the presence of all other toxin-encoding genes since these waters are later used for crops irrigation.

Acknowledgements

This research was funded by the ITESM and the CONACYT. The author would also like to acknowledge the support of Claudia Granada M.Sc. for her help with the maps.

References

- Aburto, A., Fahy, A., Coulon, F., Lethbridge, G., Timmis, K. N., Ball, A. S., & McGenity, T. J. (2009). Mixed aerobic and anaerobic microbial communities in benzene-contaminated groundwater. *Journal of Applied Microbiology*, 106(1), 317-328.
- Bonilla, N., Vázquez, L. E., Silva, S. E., & Cabrera, C. (enero-junio 2013). *Estudio fisicoquímico de la calidad del agua para riego del canal principal que abastece al distrito de riego 030 "Valsequillo"*. 2° Congreso Virtual sobre Tecnología, Educación y Sociedad. *Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo*, 10.
- Cabrera, C., Bonilla, N., Tornero, M., & Castro, A. T. (2005). *Monitoreo de coliformes fecales y huevos de helmintos en agua y sedimentos (lodos) de la presa Manuel Ávila Camacho*. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, México. Recuperado de http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias/Extenso/TA/EO/TAO-45.pdf.
- Carrera-Villacrés, D. V. (2007). *Calidad de las aguas del sistema hidrográfico Zahuapan-Atoyac*. Tesis de maestría. México, DF: Colegio de Postgraduados.
- Cedeño, P., Téllez, D., Pacheco, F., Rosano, G., & Ascencio, J. (2008). Química y fitorremediación de la presa Manuel Ávila Camacho "Valsequillo", Puebla. Morelos: Universidad Autónoma del Estado de Morelos. *Memorias del Congreso ANCA*.
- Cole, J. R., Chai, B., Marsh, T. L., Farris, R. J., Wang, Q., Kulam, S. A., Chandra, S., McGarrell, D. M., Schmidt, T. M., Garrity, G. M., & Tiedje, J. M. (2003). The Ribosomal Database Project (RDP-II): Previewing a new autoaligner that allows regular updates and the new prokariotic taxonomy. *Nucleic Acids Research*, 31(1), 442-443.
- Derrien, M., Jardé, E., Gruau, G., Pourcher, A. M., Gourmelon, M., Jadas-Hécart, A., & Wickmann, A. C. P. (2012). Origin of fecal contamination in waters from contrasted areas: Stanols as Microbial Source Tracking markers. *Water Research*, 46(13), 4009-4016.
- Díaz, P., Bonilla, N., Tornero, A., Cabrera, M., & Corona, J. (2005). *Calidad del agua de la presa Manuel Ávila Camacho utilizada para el riego de los cultivos en el Distrito de Riego 030 "Valsequillo"*. Recuperado de http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias/Extenso/QA/EC/QAC-03.pdf
- Fagan, P. K., Hornitzky, M. A., Bettelheim, K. A., & Djordjevic, S. P. (1999). Detection of Shiga-Like Toxin (*stx1* and *stx2*), Intimin (*eaeA*), and Enterohemorrhagic *Escherichia coli* (EHEC), Hemolysin (EHEC *hlyA*), genes in animal feces by multiplex PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(2), 868-872.
- Felsenstein, J. (2001). *PHYLIP (Phylogeny Interface Package), version 3.6 alpha* (2nd ed.). Seattle, USA: Department of Genetics, University of Washington.
- García-Nieto, E., Carrizales-Yañez, L., Juárez-Santacruz, L., García-Gallegos, E., Hernández-Acosta, E., Briones-Corona, E., & Vázquez-Cuecuecha, O. G. (2011). Plomo y arsénico en la subcuenca del Alto Atoyac en Tlaxcala, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 7-17.
- Gracia, R., Cortés, S., Sarasa, J., Ormad, P., & Ovelleiro, J. L. (2000). TiO₂-catalysed ozonation of raw Ebro River water. *Water Research*, 34(5), 1525-1532.
- Greenpeace (2014). *Ríos tóxicos: Lerma y Atoyac. La historia de negligencia continúa*. Recuperado de <http://www.greenpeace.org/mexico/Global/mexico/Docs/2014/toxicos/Rios%20t%C3%B3xicos%20Lerma%20y%20Atoyac-WEB.pdf>.
- Juárez-Santacruz, L., García-Nieto, E., Costilla-Salazar, R., García-Gallegos, E., Coronel-Olivares, C., Gómez-Camarillo, M., & Gaytán-Oyarzún, J. (2012). Assessment of the genotoxic potential of sediments contaminated with POPs and agricultural soils using *Vicia faba* micronucleus assay. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 22(3), 288-300.
- Kobayashi, M., Ohtsuka, K., Tamura, Y., Tomizawa, S., Kamijo, K., Iwakoshi, K., Kageyama, Y., Nagayama, T., & Takano, I. (2011). Survey of pesticide residues in imported frozen vegetables and fruits (1989.4~2008.3). *Shokuhin Eiseigaku Zasshi*, 52(2), 121-129.
- Kotloff, K., Winickoff, J., Ivanoff, B., Clemens, J. D., Swerdlow, D., Sansonetti, P., Adak, G., Levine, M. (1999). Global burden of *Shigella* infections: Implications for vaccine development and implementation of control

- strategies. *Bulletin of the World Health Organization*, 77(8), 651-666.
- Larenas-Bazán, N. N. (2010). *Determinación de la concentración de metales pesados en agua, suelo y cultivos regados con agua de la presa Manuel Avila Camacho*. Tesis de maestría. México, DF: Colegio de Postgraduados.
- Lottermoser, B. (2012). Effect of long-term irrigation with sewage effluent on the metal content of soils, Berlin, Germany. *Environmental Geochemistry and Health*, 34(1), 67-76.
- Mangas, R. E., Sánchez, M. M., Molina, A., García, H. R., Muñoz, L. M., Gutiérrez, I., & Zumaquero, R. J. L. (2005). *Análisis de las políticas de rehabilitación de presas: el caso de la presa de Valsequillo en el estado de Puebla*. Recuperado de <http://www.eumed.net/jirr/1/AMECIDER2006/PARTE%208/248%20Ernesto%20Mangas%20Ramirez%20et%20al.pdf>.
- Marchesi, J. R., Sato, T., Weightman, A. J., Martin, T. A., Fry, J. C., Hiom, S. J., & Wade, W. G. (1998). Design and evaluation of useful bacterium-specific PCR primers that amplify genes coding for bacterial 16S rRNA. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(2), 795-799.
- Ménard, R., Sansonetti, P. J., & Parsot, C. (1993). Nonpolar mutagenesis of the IPA genes defines IpaB, IpaC, and IpaD as effectors of *Shigella flexneri* entry into epithelial cells. *Journal of Bacteriology*, 175(18), 5899-5906.
- Méndez-García, T., Rodríguez-Domínguez, L., & Palacios-Mayorga, S. (2000). Impacto del riego con aguas contaminadas, evaluado a través de la presencia de metales pesados en suelos. *Terra Latinoamericana*, 18(4), 227-228.
- Nicholas, K. B., & Nicholas, H. B. J. (1997). *GeneDoc: A tool for editing and annotating multiple sequence alignments*. Distributed by the authors.
- NMX-AA-42-1987 (1987). Norma mexicana calidad del agua-determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (Termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva. *Diario Oficial de la Federación*, México, DF, 22 de junio de 1987.
- NOM-003-Semarnat-1997 (1997). Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. *Diario Oficial de la Federación*, México, DF, 21 de septiembre de 1998.
- OME (1976). *Evaluating construction activities impacting on water resources part III A. Handbook for dredging and dredged material disposal in Ontario. Legislation policies, sediment classification, and disposal options*. Ontario Ministry of the Environment and Energy. Guideline. Toronto: OME.
- Pasumarthi, R., Chandrasekaran, S., & Mutnuri, S. (2013). Biodegradation of crude oil by *Pseudomonas aeruginosa* and *Escherichia fergusonii* isolated from the Goan coast. *Marine Pollution Bulletin*, 76(1), 276-282.
- Pearson, W. R., & Lipman, D. J. (1988). Improved tools for biological sequence comparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 85, 2444-2448.
- Pennell, K. D., Abriola, L. M., & Weber, W. J. Jr. (1993). Surfactant-enhanced solubilization of residual dodecane in soil columns. 1. Experimental investigation. *Environmental Science & Technology*, 27(12), 2332-2340.
- Roslev, P., & Bukh, A. S. (2011). State of the art molecular markers for fecal pollution source tracking in water. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 89(5), 1341-1355.
- Saldaña, F. P., & Gómez, B. M. A. (2006). *Caracterización de fuentes puntuales de contaminación en el río Atoyac, México*. XXX Congreso Interamericano Ingeniería sanitaria y Ambiental, del 26 al 30 de noviembre, Punta del Este, Uruguay.
- Sandoval-Villasana, A. M., Pulido-Flores, G., Monks, S., Gordillo-Martínez, A. J., & Villegas-Villareal, E. C. (2009). Evaluación fisicoquímica, microbiológica y toxicológica de la degradación ambiental del río Atoyac, México. *Interciencia*, 34, 880-887.
- Sansonetti, P. J., Kopecko, D. J., & Formal, S. B. (1982). Involvement of a plasmid in the invasive ability of *Shigella flexneri*. *Infection and Immunity*, 35(1), 852-860.
- Silva, S. E., Muñoz, A., Isla de Bauer, M., & Infante, G. S. (2002). Contaminación ambiental en la región de Atlixco: 1. agua. *Terra Latinoamericana julio-septiembre*, 243-251.
- Sriram, M. I., Gayathiri, S., Gnanaselvi, U., Jenifer, P. S., Mohan, Raj S., & Gurunathan, S. (2011). Novel lipopeptide biosurfactant produced by hydrocarbon-degrading and heavy metal tolerant bacterium *Escherichia fergusonii* KLU01 as a potential tool for bioremediation. *Bioresource Technology*, 102(19), 9291-9295.
- Thompson, J. D., Higgins, D. G., & Gibson, T. J. (1994). Clustal W-Improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position-specific gap penalties and weight matrix choice. *Nucleic Acids Research*, 22(22), 4673-4680.
- USEPA (1977). *Guidelines for pollution classification of Great Lakes Harbor sediments*. USEPA Region V. Chicago: United States Environmental Protection Agency Great Lakes Surveillance Branch.
- USEPA (2007a). *Method 6200. Field portable X-ray fluorescence spectrometry for the determination of elemental concentrations in soil and sediments*. United States Environmental Protection Agency. Recovered from <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/6200.pdf>.
- USEPA (2007b). *Ultrasonic extraction, Method 3550C*. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (2007c). *Semivolatile organic compounds, Method 8270D*. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency.
- USEPA (2012). *Endocrine disruptor screening program. Universe of Chemicals*. United States Environmental Protection

Agency. Recovered from http://www.epa.gov/endo/pubs/edsp_chemical_universe_list_11_12.pdf
Villalobos-Pietrini, R., Flores, A. R., & Gómez, S. (1994). Cytogenetic effects in *Vicia faba* of the polluted water from Rivers of the Tlaxcala hydrological system, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 10(2), 83-87.

Author's institutional address

Dr. Arturo Aburto-Medina

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey (ITESM)
Vía Atlixcáyotl 2301, Reserva Territorial Atlixcáyotl
72453 Puebla, Puebla, MÉXICO
Teléfono: +52 (222) 3032 000
aarturo1309@gmail.com

RMIT University
Centre for Environmental Sustainability and Remediation
School of Science
Bundoora, Victoria 3083, AUSTRALIA
Phone: +61 (039) 9252 000, ext. 57113

Dr. Irmene Ortiz

Universidad Autónoma Metropolitana-Cuajimalpa
Departamento de Procesos y Tecnología
Avenida Vasco de Quiroga 4871, Col. Santa Fe Cuajimalpa,
Delegación Cuajimalpa de Morelos
05348 Ciudad de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5814 6500, ext. 3873
irmene@correo.cua.uam.mx

M.C. Ernesto Hernández

Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Instituto de Geología
Investigación Científica, Copilco Universidad
04360 Ciudad de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5622 4310, ext. 161
ernestohmen@gmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor



Maceira, Pontevedra, Galicia, España.

Foto: María Pilar Antonio Gómez y José Santiago Pozo Antonio.

Modelo para la optimización del costo de operación de un campo de pozos en acuíferos

• Lemuel C. Ramos-Arzola* •

Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría", Cuba

*Autor para correspondencia

• Eric Cabrera-Estupiñán •

Universidad Laica "Eloy Alfaro" de Manabí, Ecuador

• Daniel Molina-Pérez • Armando O. Hernández-Valdés •

• David E. Marón-Domínguez •

Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría", Cuba

Resumen

Ramos-Arzola, L. C., Cabrera-Estupiñán, E., Molina-Pérez, D., Hernández-Valdés, A. O., & Marón-Domínguez, D. E. (mayo-junio, 2017). Modelo para la optimización del costo de operación de un campo de pozos en acuíferos. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 39-53.

El componente de mayor costo en la producción de agua subterránea en un sistema de suministro (una vez que los pozos están construidos) es el bombeo de agua desde los pozos. En la presente contribución se propone un nuevo módulo en MADA (modelo de administración de acuíferos), que se basa en la inclusión de un modelo de simulación-optimización para la minimización del costo de operación en acuíferos. La propuesta utiliza un modelo de simulación bidimensional del flujo del agua subterránea (AQÜIMPE) basado en el método de los elementos finitos. Se emplea el enfoque matriz respuesta para vincular AQÜIMPE con un problema de programación cuadrática, que se resuelve empleando la función *quadprog* del asistente matemático MATLAB. Se aplica el modelo en la administración de la explotación del acuífero Cuenca Sur y se obtiene una política de explotación que permite un 15% de ahorro del costo de bombeo en relación con el costo de la explotación real del año 2007. Además, el patrón de explotación obtenido satisface un conjunto de restricciones de demanda, de niveles en el acuífero y de capacidad instalada en cada pozo de explotación.

Palabras clave: modelación del agua subterránea, modelo de simulación-optimización, enfoque matriz respuesta, MADA, AQÜIMPE, programación cuadrática, Cuenca Sur de La Habana.

Abstract

Ramos-Arzola, L. C., Cabrera-Estupiñán, E., Molina-Pérez, D., Hernández-Valdés, A. O., & Marón-Domínguez, D. E. (May-June, 2017). Model for optimization of the operating cost in aquifers. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(3), 39-53.

The major cost component in the water production of groundwater supply system (once the wells are built) is pumping water from wells. In this contribution a new module in MADA (groundwater management model) based on the inclusion of a simulation-optimization model to minimize the operating cost in the aquifers exploitation is proposed. The proposal uses a two-dimensional simulation model of groundwater flow (AQÜIMPE) based on the finite element method. The response matrix approach is used to link AQÜIMPE with a quadratic programming problem, which is solved using the function *quadprog* of the mathematical assistant MATLAB. The model is applied in the administration of the exploitation in the Cuenca Sur aquifer, an exploitation policy is obtained that allows to save around a 15% of pumping costs relative to the cost of the actual operation in the year 2007. In addition, the obtained exploitation pattern satisfies a set of constraints of water demand, aquifer levels and installed capacity in each operating well.

Keywords: Groundwater modeling, simulation-optimization model, response matrix approach, MADA, AQÜIMPE, quadratic programming, Cuenca Sur de La Habana.

Recibido: 11/03/2016
Aceptado: 27/10/2016

Introducción

Casi la mitad de la población mundial se abastece de agua potable por medio de fuentes subterráneas y se estima que 20% de los acuíferos está siendo sobreexplotado (WWAP, 2015). La enorme demanda sobre los recursos de agua subterránea (GWP, 2013), así como los efectos del cambio climático sobre este recurso motivan el desarrollo y empleo de técnicas que permitan administrar de forma racional el recurso hidráulico. Un problema bastante frecuente en la administración de acuíferos radica en obtener la política de explotación que garantiza el mínimo costo de bombeo de un campo de pozos en un sistema acuífero.

Los modelos de simulación-optimización (MSO) o modelos de administración permiten encontrar alternativas para un uso sostenible del agua subterránea (Gorelick & Zheng, 2015), resolviendo un problema de optimización que se formula adecuadamente con objetivos definidos, y restricciones físicas y administrativas (Datta & Kourakos, 2015). Para alcanzar una política de administración óptima, los MSO incorporan el modelo de simulación del agua subterránea como un conjunto de restricciones dentro del modelo de optimización (Yeh, 2015). El enfoque matriz respuesta (EMR) y el enfoque embebido (EE) son los dos métodos por lo general usados para incorporar el modelo de simulación dentro del modelo de optimización (Gorelick, 1983). El primero usa el modelo de simulación de forma externa para obtener la respuesta de la carga hidráulica producto del bombeo y el segundo incorpora de forma explícita las ecuaciones del modelo de simulación dentro del modelo de optimización (Ayvaz, 2009; Cabrera, 2009). Ambos enfoques han sido utilizados en la solución de varios problemas de administración, entre los que se encuentran maximización del rendimiento de acuíferos, desarrollo de políticas para el uso conjunto de recursos de agua subterránea y agua superficial, protección de acuíferos costeros y minimización del costo de operación de un campo de pozos, entre otros (Gorelick, 1983; Ahlfeld & Heidari, 1994; Wagner, 1995; Singh, 2014; Gorelick & Zheng, 2015; Yeh, 2015).

La energía requerida en la producción de agua subterránea es a menudo el mayor componente energético y, por tanto, el mayor costo en un sistema de suministro de agua (una vez que los pozos están construidos), teniendo un mayor peso cuando se presentan bajos niveles del agua subterránea, producto de un bombeo sostenido (Ahlfeld & Laverty, 2015). Para minimizar el costo de operación o de bombeo es necesario optimizar una función que involucra el producto del caudal y la carga hidráulica, siendo esta última una función del caudal, por lo que es imposible abordar este problema con las técnicas de programación lineal y se requiere el uso de métodos de programación no lineal. En algunos casos, la carga hidráulica puede ser aproximada como una función lineal del caudal y, por tanto, el producto del caudal y la carga se convierte en una función cuadrática del caudal (Ahlfeld & Laverty, 2015). Ahlfeld y Laverty (2011, 2015) han obtenido una solución analítica mediante un MSO que garantiza un costo mínimo de bombeo. Sin embargo, esta solución descansa en las suposiciones de linealidad del sistema, condiciones de flujo estacionario y un valor adecuado de demanda externa.

En Cuba se dispone de un modelo matemático para la simulación del flujo subterráneo, AQÜIMPE (Martínez, 1989), con amplias aplicaciones dentro y fuera del territorio nacional. Esta tecnología ha sido dotada con un modelo de administración de la explotación de acuíferos llamado MADA (Cabrera & Dilla, 2011), que utiliza el EE para acoplar AQÜIMPE dentro de un problema de programación lineal. Por su propia concepción, MADA no es capaz de resolver la función no lineal que minimiza el costo de bombeo; además, al utilizar el EE, considera los gastos y las cargas como variables de decisión del problema de optimización. Este último aspecto provoca un incremento significativo en la carga computacional en la medida que aumentan las dimensiones del problema (Taghavi, Howitt, & Mariño, 1994; Yeh, 2015).

En la presente contribución se crea un modelo matemático para resolver el problema de optimización que minimiza el costo de

operación de un campo de pozos destinado a captar agua subterránea. Dicha herramienta viene a conformar un nuevo módulo del modelo de administración del agua subterránea MADA. Para la concepción del nuevo modelo se utiliza el EMR para vincular AQÜIMPE dentro de un problema de programación cuadrática que es resuelto mediante la función *quadprog* de MATLAB. Finalmente, el modelo se aplica al acuífero de la Cuenca Sur de La Habana, obteniéndose el patrón óptimo de explotación que garantiza el mínimo costo de bombeo, que representa un 15% de ahorro en relación con el costo de la explotación real del año 2007. Además, el patrón de explotación obtenido satisface un conjunto de restricciones de demanda, de niveles en el acuífero y de capacidad instalada en cada pozo de explotación. Se demuestra que el plan de extracción del acuífero puede verse afectado por el efecto de varios años secos continuados.

Materiales y métodos

Modelo de simulación

El modelo matemático AQÜIMPE (Martínez, 1989) permite simular el flujo impermanente bidimensional del agua subterránea a escala regional tanto en acuíferos libres como confinados, resolviendo numéricamente la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial h}{\partial y} \left(T \frac{\partial h}{\partial y} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} + W \quad (1)$$

sujeta a la condición inicial y las condiciones de borde que se muestran a continuación:

$$h(x, y, 0) = f_0(x, y), \quad (x, y) \in \Omega \quad (2)$$

$$h(x, y, t) = f_1(x, y), \quad (x, y) \in \partial\Omega_1 \quad (3)$$

$$-T \frac{\partial h}{\partial n} = f_2(x, y), \quad (x, y) \in \partial\Omega_2 \quad (4)$$

donde h es la carga hidráulica; T , la transmisividad del acuífero; S , el coeficiente de almacenamiento del acuífero; W , el término fuente o sumidero; t , el tiempo; x, y , las variables espaciales; Ω , región de flujo; $\partial\Omega$, contorno de la región de flujo ($\partial\Omega = \partial\Omega_1 \cup \partial\Omega_2$); $\frac{\partial}{\partial n}$, derivada normal al contorno, y f_0, f_1, f_2 son funciones conocidas.

AQÜIMPE resuelve la ecuación (1) mediante el método de los elementos finitos con triángulo cuadrático y aplicando la aproximación de Galerkin (Cabrera & Dilla, 2011). También permite simular la interacción del acuífero con un cuerpo de agua superficial (lago o embalse) siempre que exista comunicación entre ambos y posee un módulo para la calibración automática de las propiedades hidrogeológicas del acuífero (Gómez, Cabrera, & Garrido, 2009).

Modelo de programación cuadrática

El asistente matemático MATLAB está dotado con la función *quadprog*, que permite resolver un problema de programación cuadrática de acuerdo con la siguiente estructura:

$$\begin{cases} \min_x \frac{1}{2} x^T H x + f^T x \\ A_{ineq} x \leq b_{ineq} \\ A_{eq} x = b_{eq} \\ lb \leq x \leq ub \end{cases} \quad (5)$$

donde x es el vector de las variables de decisión; H , la matriz hessiana de la función objetivo; f , un vector que representa los términos lineales de la función objetivo; A_{ineq} la matriz de las restricciones lineales de desigualdad; b_{ineq} el vector de los términos independientes de las restricciones lineales de desigualdad; A_{eq} la matriz de las restricciones lineales de igualdad; b_{eq} el vector de los términos independientes de las restricciones lineales de igualdad; los vectores lb y ub son las cotas inferiores y superiores, respectivamente, de las variables de decisión.

La función *quadprog* es usada para resolver el modelo de administración propuesto y su sintaxis puede presentar la siguiente estructura:

$$\begin{aligned} & [xopt, fval] \\ & = quadprog(H, f, A_{ineq}, b_{ineq}, A_{eq}, b_{eq}, lb, ub) \quad (6) \end{aligned}$$

donde $xopt$ puede ser un punto de mínimo local para problemas no convexos y para problemas convexos ser un punto de mínimo global. El argumento de salida $fval$ es el valor mínimo local o global de la función objetivo.

La matriz hessiana H (matriz de las segundas derivadas de la función objetivo) también puede ser utilizada como un medio para conocer si la solución encontrada es un óptimo global. Si H tiene la diagonal predominante y todos los elementos de la diagonal principal son positivos, se puede decir que la función objetivo es convexa. Entonces, si las restricciones del problema de optimización son funciones lineales y existe la región factible de soluciones, todo el problema de programación cuadrática es convexo y el mínimo es global (Ahlfeld & Mulligan, 2000; Ramos, Cabrera, Marón, & Hernández, 2016).

Enfoque matriz respuesta

En este enfoque, la ecuación (1), junto con las condiciones inicial y de borde, ecuaciones (2) y (3), son usadas para determinar la respuesta unitaria de la carga hidráulica, producto de un bombeo unitario en ubicaciones específicas dentro de la región de flujo (Yeh, 2015). En problemas estacionarios, el EMR utiliza el principio de superposición en el espacio (Ramos et al., 2016), y para problemas no estacionarios emplea superposición en el tiempo y en el espacio (Psilovikos & Tzimopoulos, 2004). El arreglo de todas las respuestas unitarias o coeficientes respuesta permite obtener la matriz respuesta del acuífero, la cual es introducida en el modelo de programación como un sustituto del modelo de simulación.

Ahlfeld y Laverty (2011) señalan que cuando la ecuación de flujo del agua subterránea es lineal y las condiciones de borde no dependen de la carga hidráulica, la carga hidráulica es una función lineal del caudal y esta función se formula según la ecuación (7):

$$h_{i,t}(Q) = h_{i,t}^0 + \sum_{k=1}^T \sum_{j=1}^n \frac{\partial h_{i,t}}{\partial Q_{j,k}} Q_{j,k} \quad (7)$$

donde Q es el caudal; h^0 , la carga hidráulica cuando no se bombea en los puntos a optimizar el gasto; $\partial h / \partial Q$, los coeficientes respuesta del acuífero; T , el número de periodos de administración; n , el número de puntos a optimizar el gasto; i , un punto donde se desea controlar la carga hidráulica, y j es un punto donde se optimiza el gasto.

El cálculo de los coeficientes respuesta se realiza mediante la ecuación (8), consistiendo en aproximar las derivadas parciales $\partial h / \partial Q$ por una fórmula en diferencia finita adelantada; este procedimiento también se denomina método de la perturbación (Ahlfeld, Barlow, & Mulligan, 2005):

$$\frac{\partial h_{i,t}}{\partial Q_{j,k}} = \frac{h_{i,t}(Q_{\Delta Q}) - h_{i,t}^0}{\Delta Q_{j,k}} \quad (8)$$

donde ΔQ es una perturbación que se coloca en el punto j a optimizar; $Q_{\Delta Q}$ es un vector de gastos donde todas sus componentes son nulas, excepto en la componente j , donde es igual a ΔQ , y $h(Q_{\Delta Q})$ es la carga en el punto donde se controla la carga luego de aplicada la perturbación. Es bueno señalar que como la respuesta de la carga al caudal es lineal, la derivada parcial $\partial h / \partial Q$ es constante y la expresión (8) sólo está sujeta a errores de redondeo. Grava et al. (2015) subrayan el hecho de que para sistemas lineales, los coeficientes respuesta son independientes del valor de la perturbación.

Para la obtención de todos los coeficientes respuesta y, por tanto, la obtención de la matriz respuesta, son necesarias $n + 1$ corridas del modelo de simulación (en este caso, AQUIMPE). En la primera corrida se considera que no existen extracciones en los puntos a optimizar, y se obtienen las cargas h^0 en todos los nodos y en todos los tiempos donde se controlará la carga. Luego, en las restantes n corridas se determinan las cargas $h(Q_{\Delta Q})$, colocando la perturbación ΔQ en cada punto a optimizar.

La matriz respuesta, como se verá más adelante, permite transformar el problema de optimización en un problema donde las variables de decisión son solamente los caudales en los nodos a optimizar el gasto. Este aspecto es muy conveniente cuando se administra un acuífero en régimen no estacionario, pues se reduce de forma considerable la dimensión del problema de optimización, en comparación con el EE, donde tanto las cargas como los caudales son variables de decisión.

Formulación del modelo de administración

Función objetivo

El modelo MADA (Cabrera & Dilla, 2011) considera tres funciones objetivo lineales: (a) maximizar las cargas, (b) minimizar los abatimientos y (c) maximizar el gasto de extracción. Además, MADA utiliza el EE y considera como variables de decisión los caudales de explotación en los nodos que se quieran optimizar en cada intervalo de tiempo, $Q_{j,k}$ y también las cargas hidráulicas en todos los nodos de la discretización del acuífero en cada intervalo de tiempo. En este trabajo se incorpora una cuarta función objetivo (9): minimizar el costo de bombeo que, como se dijo anteriormente, es una función cuadrática para el caso de sistemas lineales, y además se emplea el EMR para vincular AQÜIMPE con un problema de programación cuadrática. El empleo del EMR permite considerar solamente como variables de decisión los caudales de explotación en los nodos a optimizar.

$$\text{minimizar } F(Q, h) = \sum_{k=1}^T \sum_{j=1}^n c Q_{j,k} (H_j - h_{j,k}) \quad (9)$$

donde H es la distancia entre la superficie del terreno y el plano de referencia en cada pozo (cota de la superficie del terreno), y c es un coeficiente que incluye términos para convertir de potencia a costo y toma la forma:

$$c = c_0 \Delta t \gamma \quad (10)$$

donde c_0 es el costo unitario de la potencia eléctrica; Δt , la duración del bombeo, y γ es el peso específico del agua. Según Ahlfeld y Laverty (2015), el coeficiente c también puede considerar la eficiencia de la bomba, factores de pérdidas por fricción y factores de conversión de unidades. En la figura 1 se describen los términos de la ecuación (9).

Mediante el EMR, la ecuación (9) puede ser escrita en términos de Q solamente como variables de decisión. Para ello se sustituye (7) en (9), realizando un cambio en los contadores de (7), y luego de sencillas manipulaciones se obtiene la siguiente expresión:

$$\begin{aligned} &\text{minimizar } F(Q) \\ &= \sum_{k=1}^T \sum_{j=1}^n c \left[(H_j - h_{j,k}^0) Q_{j,k} - \left(\sum_{t=1}^T \sum_{m=1}^n \frac{\partial h_{i,k}}{\partial Q_{m,t}} Q_{m,t} \right) Q_{j,k} \right] \quad (11) \end{aligned}$$

La función (11) debe ser derivada dos veces respecto a las variables de decisión Q para obtener la matriz hessiana necesaria para el modelo de programación cuadrática anteriormente presentado. Luego de la derivación, los elementos de la matriz hessiana de F toman la forma:

$$\frac{\partial}{\partial Q_{m,t}} \left(\frac{\partial F}{\partial Q_{j,k}} \right) = -c \left(\frac{\partial h_{m,t}}{\partial Q_{j,k}} + \frac{\partial h_{j,k}}{\partial Q_{m,t}} \right) \quad (12)$$

Ahlfeld y Mulligan (2000) plantean que en la práctica los mayores valores de los elementos de la matriz hessiana ocurren en la diagonal principal. Esto se debe a que el mayor abatimiento ocurre en el propio punto donde se bombea y, por tanto, la derivada respecto al gasto en esos puntos es grande (en términos absolutos, ya que $\partial h / \partial Q < 0$). Entonces es bastante probable que la matriz hessiana tenga la diagonal predominante (y positiva) y F sea una función convexa, garantizando que el óptimo sea global.

Restricciones

Las restricciones de MADA pueden ser de tres tipos: (a) restricción de demanda, (b) restricción

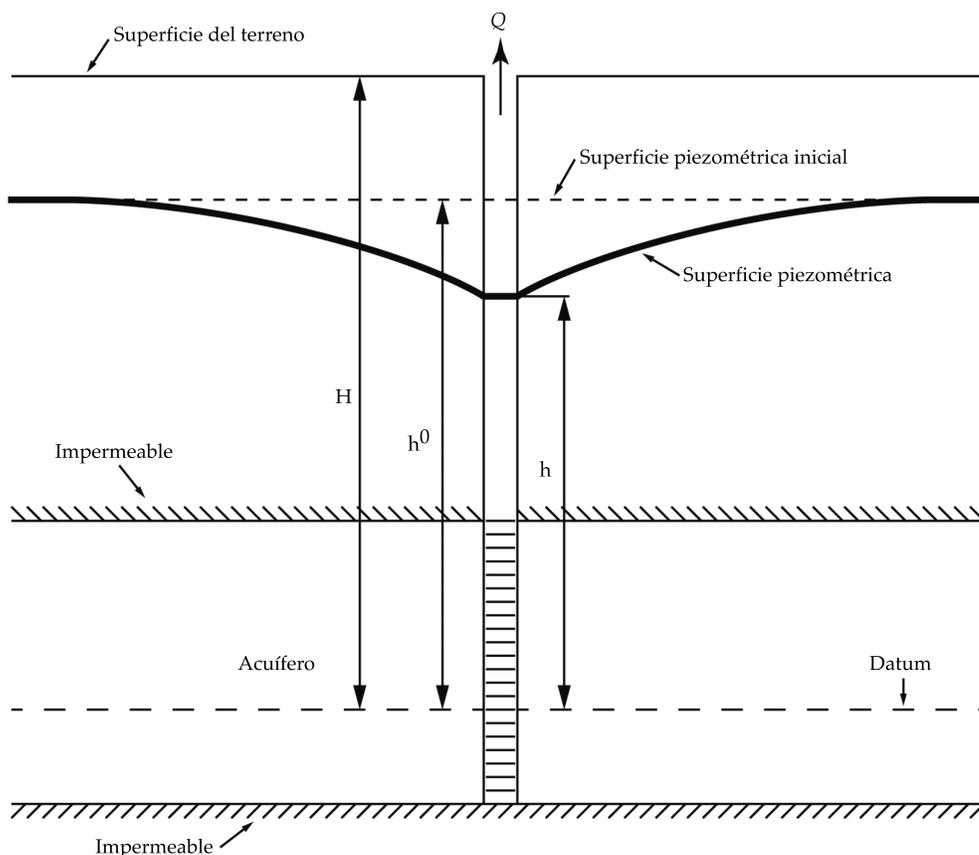


Figura 1. Representación esquemática de los términos de la función que minimiza el costo de bombeo.

de capacidad instalada, y (c) restricción de niveles o carga hidráulica. Las dos primeras, ecuaciones (13) y (14), respectivamente, son formuladas en términos de los gastos que se optimizan y, por tanto, su incorporación en el problema de programación cuadrática es sencilla.

$$\sum_{j=1}^n Q_{j,k} \geq D_k, \quad k = 1, \dots, T \quad (13)$$

$$Q_{j,k} \text{ mín} \leq Q_{j,k} \leq Q_{j,k} \text{ máx}, \quad k = 1, \dots, T \quad (14)$$

donde D_k es la demanda prefijada en el periodo de administración k , y $Q_{j,k} \text{ mín}$ y $Q_{j,k} \text{ máx}$ son los caudales mínimo y máximo posible a extraer del pozo j en el periodo k .

En el caso de las restricciones de carga, ecuaciones (15) y (16), es necesario una transformación en términos de Q mediante la matriz respuesta.

$$h_{i,k} \geq h_{i,k} \text{ mín}, \quad k = 1, \dots, T \quad (15)$$

$$h_{i,k} \leq h_{i,k} \text{ máx}, \quad k = 1, \dots, T \quad (16)$$

Similar a la manera de transformar la función objetivo (9), se sustituye la expresión (7) en (15) y (16), y luego de acomodar se obtienen dos nuevas restricciones en función de la variable de decisión Q , ecuaciones (17) y (18):

$$\sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^n \frac{\partial h_{i,k}}{\partial Q_{j,t}} Q_{j,t} \geq h_{i,k} \text{ mín} - h_{i,k}^0, \quad k = 1, \dots, T \quad (17)$$

$$\sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^n \frac{\partial h_{i,k}}{\partial Q_{j,t}} Q_{j,t} \leq h_{i,k} \text{ máx} - h_{i,k}^0, k = 1, \dots, T \quad (18)$$

Es conveniente señalar que las restricciones de carga no tienen por qué estar solamente asociadas con puntos donde se desea optimizar el caudal, sino que pueden plantearse en cualquier lugar de la región de flujo.

Modelo de administración

El modelo de administración propuesto consiste en la formulación del problema de programación cuadrática siguiente:

minimizar

$$F(Q) = \sum_{k=1}^T \sum_{j=1}^n c \left[(H_j - h_{j,k}^0) Q_{j,k} - \left(\sum_{t=1}^T \sum_{m=1}^n c \frac{\partial h_{i,k}}{\partial Q_{m,t}} Q_{m,t} \right) Q_{j,k} \right]$$

sujeta a:

$$\sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^n \frac{\partial h_{i,k}}{\partial Q_{j,t}} Q_{j,t} \geq h_{i,k} \text{ mín} - h_{i,k}^0, k = 1, \dots, T$$

$$\sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^n \frac{\partial h_{i,k}}{\partial Q_{j,t}} Q_{j,t} \leq h_{i,k} \text{ máx} - h_{i,k}^0, k = 1, \dots, T$$

$$\sum_{j=1}^n Q_{j,k} \geq D_k, k = 1, \dots, T$$

$$Q_{i,k} \text{ mín} \leq Q_{i,k} \leq Q_{i,k} \text{ máx}, k = 1, \dots, T$$

compuesto por las ecuaciones (11), (17), (18), (13) y (14), respectivamente. Este problema de programación cuadrática es resuelto mediante la función *quadprog* de MATLAB. El modelo propuesto sólo es válido para acuíferos confinados (o libres, que puedan ser tratados como confinados), flujo bidimensional, régimen impermanente y condiciones de borde no dependientes de la carga hidráulica. La secuencia de pasos para implementar el modelo de administración se muestra en la figura 2 y luego se aplica al acuífero de la Cuenca Sur de La Habana.

Ya se ha expuesto que en la concepción inicial de MADA se utiliza el EE. Es conocido que con el EE se pueden presentar problemas de convergencia cuando se trabajan problemas de gran escala y complejidad (Taghavi et al., 1994; Yeh, 2015). Sin embargo, en el EMR, los gastos son las únicas variables de decisión y las dimensiones del problema a resolver se reducen sustancialmente.

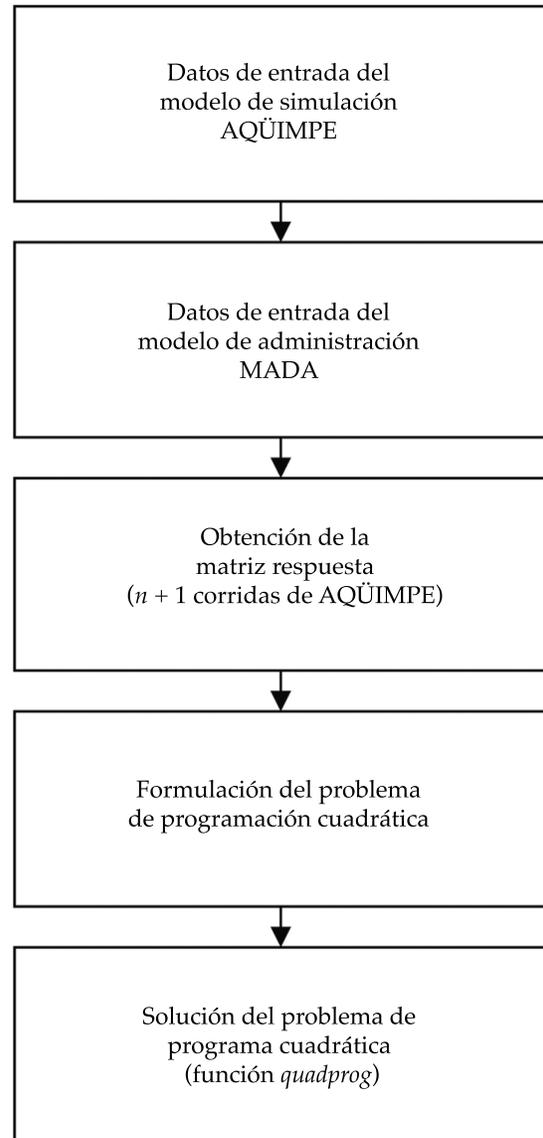


Figura 2. Diagrama de flujo del modelo de administración propuesto.

Características de la zona de estudio

El modelo de administración propuesto se aplicó en el acuífero de la Cuenca Sur de La Habana. El modelo existente de este acuífero se detalla en Cabrera y Dilla (2011) (en adelante C&D). En ese trabajo se describen las principales características hidrogeológicas del medio geológico, el modelo del acuífero y los datos relacionados con los estímulos a los que está sometida esta fuente. Además, en C&D se aplica MADA y se obtiene la distribución óptima de caudales que maximiza el rendimiento del acuífero. A continuación se hace un resumen de los principales aspectos de este sistema acuífero y de su modelo.

La zona de estudio abarca un área de 830 km² y se encuentra enclavada en el sur de la

provincia Artemisa, antigua provincia Habana (figura 3). Por sus características hidrogeológicas, esta zona es de gran valor para la agricultura habanera y es también una de las principales fuentes de suministro de agua de la capital Ciudad de La Habana (Pérez, 2003). El medio geológico, principalmente compuesto por calizas y dolomías del mioceno, posee una gran heterogeneidad y anisotropía con diferentes grados de carsificación, además de una compleja composición química. Las principales hipótesis del modelo conceptual del acuífero son las siguientes: el acuífero puede ser simulado como confinado con un modelo bidimensional no estacionario en planta, y el medio filtrante puede simularse como si fuera un medio poroso isotrópico y heterogéneo, equivalente al medio real. En la figura 3 también se puede apreciar

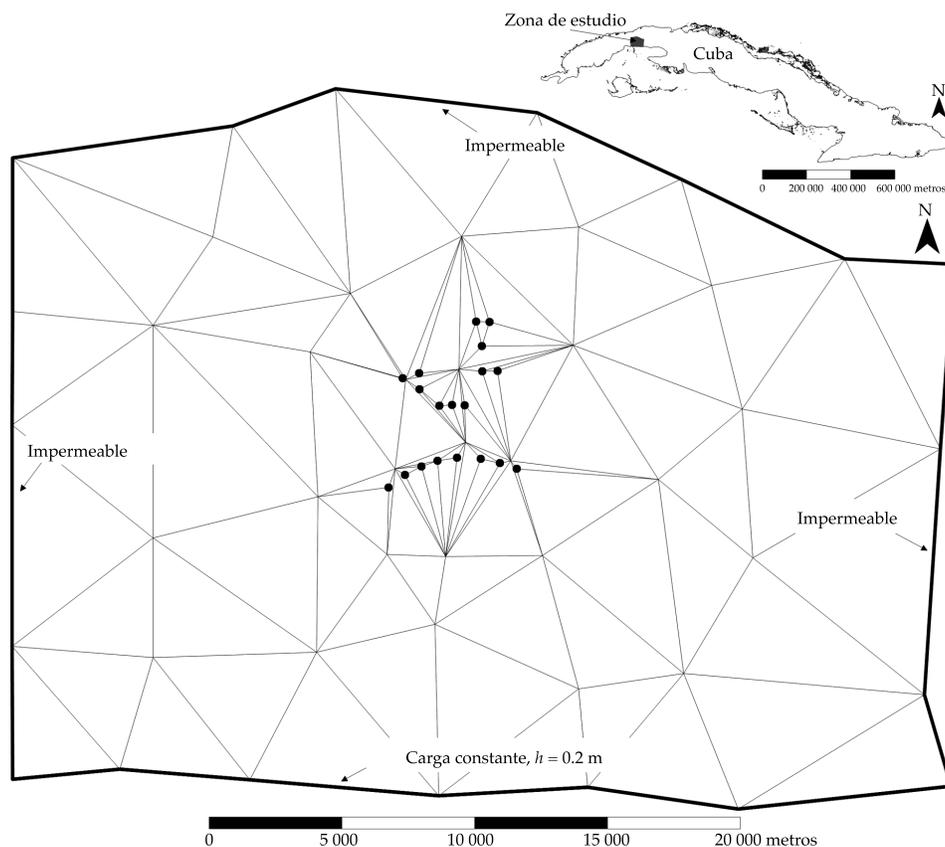


Figura 3. Ubicación de la zona de estudio, discretización del acuífero, condiciones de frontera y ubicación de los pozos de explotación del acueducto (círculos negros).

la discretización adoptada para la modelación del acuífero, en la cual se modificó la discretización utilizada por C&D (ver Cabrera, 2009). Esta nueva red de triángulos está compuesta por 107 elementos o triángulos, y 234 nodos (entre principales y secundarios).

En la figura 4a se observa la distribución de zonas hidrogeológicas obtenidas en una calibración previa de este acuífero (Llanusa, Martínez, Batista, & Hernández, 1993). Las conductividades hidráulicas se encuentran en un amplio rango desde 1 hasta 1 500 m/d, con espesores saturados entre 15 y 100 m. El valor del coeficiente de almacenamiento oscila de 0.1 a 0.2. En el horizonte de planeamiento utilizado en el trabajo de C&D se consideró una recarga del acuífero proveniente de la lluvia del 75% de probabilidad, equivalente al comportamiento de un año medio seco, la cual fue distribuida espacial y volumétricamente en 12 grupos de triángulos (figura 4b). Para conocer a detalle la distribución de los valores de las propiedades hidrogeológicas y los valores de recarga del acuífero se puede consultar a C&D.

En el contorno norte, el acuífero se encuentra en contacto con formaciones poco permeables, por lo que fue considerado como un contorno impermeable. Las fronteras este y oeste del modelo se asumieron como impermeables por hidrodinámica, al considerarse como líneas de

corriente debido a que regionalmente existe un flujo del norte hacia el sur. Por último, el límite sur fue modelado como un contorno de descarga subterránea al mar, con carga conocida fija, con un valor de 0.2 m. En la figura 3 se pueden observar las condiciones de frontera descritas.

Las principales extracciones realizadas al acuífero corresponden al acueducto (Cuenca Sur y provincia Habana) y a la agricultura. Según C&D, la suma de estas extracciones representa un 90% de la extracción global del acuífero. La extracción de agua por parte del acueducto de Cuenca Sur se realiza por medio de un campo de pozos compuesto por 19 pozos de explotación ubicados en la zona central del área estudiada (figura 3). Las características de interés de estos pozos del acueducto se muestran en el cuadro 1.

En 2007, este campo de pozos extrajo un total de 97.58 hm³, que se distribuyeron (de forma espacial y temporal) según se muestra en el cuadro 2. En la última fila del cuadro 2 se puede apreciar la demanda mensual a la que fue sometido el acuífero por parte de este campo de pozos.

Los pozos de extracción provenientes de la agricultura están dispersos por toda la zona de estudio y se dispone de muy poca información de las características de los mismos. Este aspecto impidió que en este trabajo los pozos de la

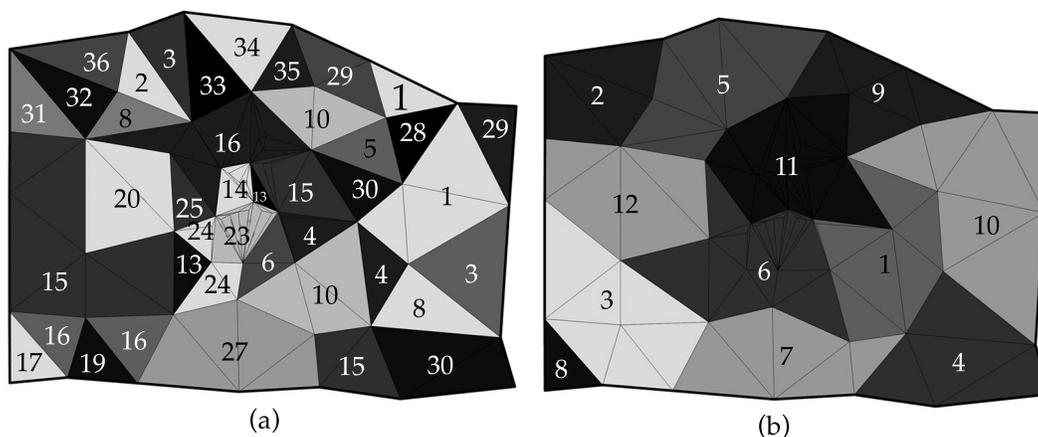


Figura 4. Zonas de propiedades hidrogeológicas (a), y zonas de igual comportamiento de la recarga (b).

Cuadro 1. Principales características de los pozos de explotación del acueducto Cuenca Sur.

Pozo de explotación	Nodo	Cota de la superficie del terreno (m)	Nivel mínimo del agua subterránea (m)
1	136	43.65	4.30
2	146	41.15	4.36
3	141	40.64	4.76
4	142	35.48	3.60
5	155	37.33	3.64
6	84	32.61	3.04
7	83	32.93	3.40
8	72	32.07	3.39
9	129	31.85	3.64
10	111	31.39	3.52
11	101	29.60	3.06
12	124	10.29	1.91
13	103	17.89	1.80
14	89	18.23	1.90
15	79	15.10	1.92
16	65	13.07	2.01
17	147	17.82	1.61
18	158	17.03	1.80
19	168	16.53	2.03

Cuadro 2. Extracción real del campo de pozos de Cuenca Sur en el año 2007 (hm³/mes).

Pozo	Nodo	Meses											
		Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
1	136	0.50	0.44	0.44	0.49	0.48	0.48	0.42	0.51	0.49	0.49	0.51	0.48
2	146	0	0.28	0.44	0.47	0.48	0.51	0.44	0.50	0.49	0.49	0.51	0.48
3	141	0.50	0.51	0.44	0.49	0.48	0.50	0.45	0.51	0.49	0.49	0.51	0.48
4	142	0.50	0.51	0.44	0.49	0.48	0.51	0.46	0.51	0.48	0.48	0.51	0.48
5	155	0.50	0.51	0.44	0.49	0.47	0.49	0.44	0.51	0.49	0.49	0.51	0.48
6	84	0.49	0.51	0.45	0.48	0.43	0.51	0.45	0.50	0.49	0.47	0.50	0.48
7	83	0.49	0.27	0.45	0.48	0.44	0.50	0.44	0.51	0.49	0.47	0.50	0.48
8	72	0.49	0.50	0.45	0.48	0.48	0.38	0.45	0.51	0.49	0.47	0.50	0.48
9	129	0.50	0.50	0.45	0.48	0.49	0.51	0.46	0.49	0.49	0.46	0.45	0.40
10	111	0.50	0.50	0.45	0.48	0.49	0.51	0.47	0.51	0.49	0.43	0.40	0.47
11	101	0.49	0.50	0.45	0.48	0.45	0.51	0.47	0.51	0.48	0.33	0.17	0.47
12	124	0.49	0.39	0	0	0	0	0	0	0	0.18	0.50	0.48
13	103	0.43	0.50	0.45	0.46	0.48	0.50	0.48	0.51	0.49	0.49	0.48	0.48
14	89	0.50	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0.50	0.45
15	79	0.50	0.51	0.45	0.49	0.49	0.50	0.48	0.51	0.50	0.49	0.31	0.12
16	65	0.50	0.23	0	0.35	0.49	0.49	0.48	0.51	0.50	0.50	0.50	0.24
17	147	0.27	0.52	0.45	0.49	0.49	0.49	0.48	0.51	0.50	0.50	0.49	0.48
18	158	0.21	0.38	0.45	0.41	0.48	0.49	0.46	0.51	0.50	0.49	0.49	0.48
19	168	0.26	0.47	0.45	0.49	0.49	0.49	0.30	0.51	0.49	0.39	0.27	0.48
Demanda		8.12	8.09	7.15	8.00	8.09	8.37	7.63	8.63	8.35	8.15	8.61	8.39

agricultura fueran considerados como puntos a optimizar el caudal. Esto no quiere decir que las extracciones provenientes de los mismos no se consideraran, sino que se modelaron como puntos de extracción con caudal conocido, es decir, no entran en la optimización.

La modificación a la discretización utilizada por C&D consistió en colocar un nodo de la malla en cada pozo de explotación que será optimizado (pozos del acueducto de Cuenca Sur); de esta manera, se pueden reflejar de forma más adecuada los abatimientos que se generan en estos pozos, y tener un mejor control de la carga hidráulica en dichos puntos (ver la figura 3). Además, la adopción de esta nueva discretización sienta las bases para que en trabajos futuros se lleve una administración considerando los efectos locales que se producen en los pozos de bombeo (Cabrera & Hernández, 2011).

Otra modificación consistió en utilizar como estado inicial de las cargas del acuífero el correspondiente con diciembre de 2006, donde se manifiestan valores de la carga de 0.2 a 5 m en la parte sur, y de 30 a 60 m en la parte norte.

El Plan de Uso del Agua (PUA) propuesto por la Empresa de Aprovechamiento de los Recursos Hidráulicos de La Habana para el año 1995 fue ajustado a un valor de 252.32 hm³/año. Este volumen, en 2007, se distribuyó en 97.58 hm³, proveniente de la explotación del acueducto de Cuenca Sur; el resto, 154.74 hm³, pertenece a las extracciones de la agricultura y del acueducto de la provincia Habana. Por último, se consideró como demanda a suplir por el campo de pozos del acueducto de Cuenca Sur los valores que se muestran en la última fila (llamada demanda) del cuadro 2.

Configuración para la aplicación de AQÜIMPE y del modelo propuesto

En el próximo apartado se realiza en AQÜIMPE una primera simulación del acuífero sometiendo a la política de explotación real que se empleó en 2007. Siguiendo el criterio de rendimiento seguro de la escuela norteamericana,

expuesto por C&D, se realiza otra simulación, repitiendo ese año hidrológico durante cinco años seguidos. Luego se aplica el modelo de administración propuesto para obtener el esquema de extracción que garantiza el mínimo costo de bombeo. Se consideran dos horizontes de planeamiento: el primero de un año y el segundo de cinco años, y se debe garantizar una demanda de 252.32 hm³/año. El valor del costo unitario de la potencia eléctrica se fijó en 0.3 \$/kWh. Además, en la optimización se mantendrán constantes las extracciones provenientes de la agricultura y del acueducto de la provincia Habana. Con el esquema obtenido para el horizonte de planeamiento de un año se realiza una simulación durante cinco años seguidos. Todas las ejecuciones, tanto la simulación como la optimización, consideran una recarga proveniente de la lluvia de 75% y las condiciones de frontera descritas.

Resultados y discusión

Aplicación de AQÜIMPE con la explotación real realizada en el año 2007

Se simuló el acuífero durante 2007 bajo las condiciones descritas. Esta simulación permitió obtener las cargas que ocurren en los pozos de explotación del acueducto de Cuenca Sur. Posteriormente se determinó el costo de bombeo en esos nodos, ecuación (9), arrojando un valor de $1.87 \cdot 10^6$ ese año. Repitiendo 2007 como patrón durante cinco años seguidos, en la figura 5 se puede observar la tendencia de regulación del acuífero.

En la figura 5 también se puede apreciar que si se somete el acuífero a un periodo seco prolongado, los recursos explotables tienden al agotamiento, indicando que el plan de extracción propuesto no garantiza la sustentabilidad de la fuente a largo plazo. Tampoco se puede asegurar que el patrón de explotación del campo de pozos del acueducto Cuenca Sur sea el de mínimo costo de bombeo para la demanda dada.

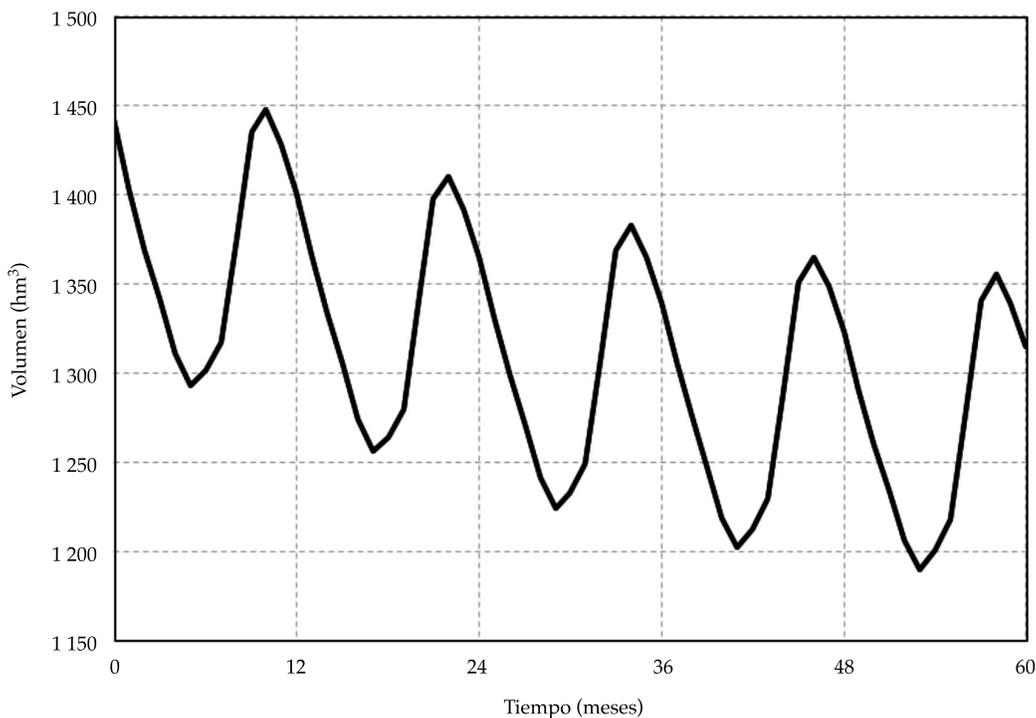


Figura 5. Gráfico de volumen almacenado en el acuífero durante cinco años para la explotación real del año 2007.

Obtención y análisis del esquema de extracción de los pozos de Cuenca Sur que garantiza menor costo de operación en 2007

Se considera un año como horizonte de planeamiento, con 12 periodos de administración (incremento mensual). Serán variables de decisión en el problema los caudales de los 19 pozos del acueducto de Cuenca Sur en los 12 meses del horizonte de planeamiento. El modelo de administración debe satisfacer las restricciones de niveles mínimos que se muestran en el cuadro 1; las restricciones de demanda que se muestran en el cuadro 2 (última fila) y el gasto en cada pozo estará limitado superiormente por $0.532 \text{ hm}^3/\text{mes}$.

En esta primera ejecución se obtuvo la distribución óptima de caudales (cuadro 3) que garantiza el mínimo costo de bombeo y además satisface todas las restricciones anteriores. Con la solución obtenida, el costo de bombeo se

disminuyó hasta $\$1.59 \cdot 10^6$, representando un ahorro de 15% ($\$280\,000.00$), en comparación con el costo de la explotación real del año 2007. En el cuadro 3 se puede observar cómo en muchos casos el modelo decide no extraer nada de algunos pozos de bombeo. Esto se debe a que dichos pozos están en zonas de baja transmisividad y cuando el modelo evalúa un caudal en esos nodos, la carga desciende rápidamente y se viola la restricción (de carga mínima).

Otro aspecto de interés de la solución obtenida está en la naturaleza del óptimo encontrado. Esto se pudo comprobar, ya que la matriz Hessiana del problema tiene la diagonal predominante y positiva, entonces la función objetivo es convexa, y como se trata de un problema con restricciones lineales de desigualdad, todo el problema es convexo y el óptimo encontrado es global.

Sin embargo, con la solución óptima obtenida tampoco se garantiza que a largo plazo

Cuadro 3. Extracción óptima del campo de pozos de Cuenca Sur (hm³/mes).

Pozo	Nodo	Meses											
		Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
1	136	0.48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	146	0.53	0.11	0	0	0	0	0	0.12	0	0	0.10	0
3	141	0.53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	142	0.53	0.53	0	0.53	0.53	0.53	0.18	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
5	155	0.53	0	0	0.02	0.11	0.39	0	0.53	0.37	0.17	0.53	0.41
6	84	0.53	0.53	0.23	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
7	83	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
8	72	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
9	129	0.31	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
10	111	0	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
11	101	0.19	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
12	124	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
13	103	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
14	89	0.25	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
15	79	0.31	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
16	65	0.21	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
17	147	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
18	158	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
19	168	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53

(cinco años) el acuífero sea capaz de satisfacer la demanda sin violar las restricciones de nivel. Esto se puede evidenciar al observar la curva con triángulos en la figura 6, donde a partir del cuarto año los niveles en el pozo 5 (nodo 155) comienzan a estar por debajo del nivel mínimo permisible; aunque, como se aprecia, con la explotación real los niveles descienden más rápidamente y se violan antes los límites de carga mínima.

Obtención y análisis del esquema de extracción de los pozos de Cuenca Sur que garantiza menor costo de operación; horizonte de planeamiento: cinco años

Para esta ejecución, el problema de optimización constó de 1 140 variables de decisión (los gastos de los 19 pozos durante 60 meses) y 1 200 restricciones de desigualdad. La curva con cuadrados de la figura 6 evidencia que no fue posible obtener una solución factible y a

partir del cuarto año el modelo fue incapaz de garantizar que los niveles en el acuífero se encontraran por encima de los niveles mínimos. Esta situación se venía manifestando en las ejecuciones anteriores, donde se apreciaba que la demanda real a la que estaba sometida el acuífero no garantizaba la sustentabilidad de la fuente para un periodo seco prolongado. Para esta solución no factible se obtiene un costo de bombeo de $\$8.64 \cdot 10^6$.

Conclusiones

Se crea un modelo matemático que permite minimizar el costo de bombeo de la explotación de acuíferos. Esta herramienta viene a conformar un nuevo módulo del modelo de administración de acuíferos MADA. El nuevo modelo utiliza el enfoque matriz respuesta para vincular el modelo de simulación de acuíferos AQUEMPE dentro un problema de programación cuadrática que es resuelto mediante la función *quadprog* de

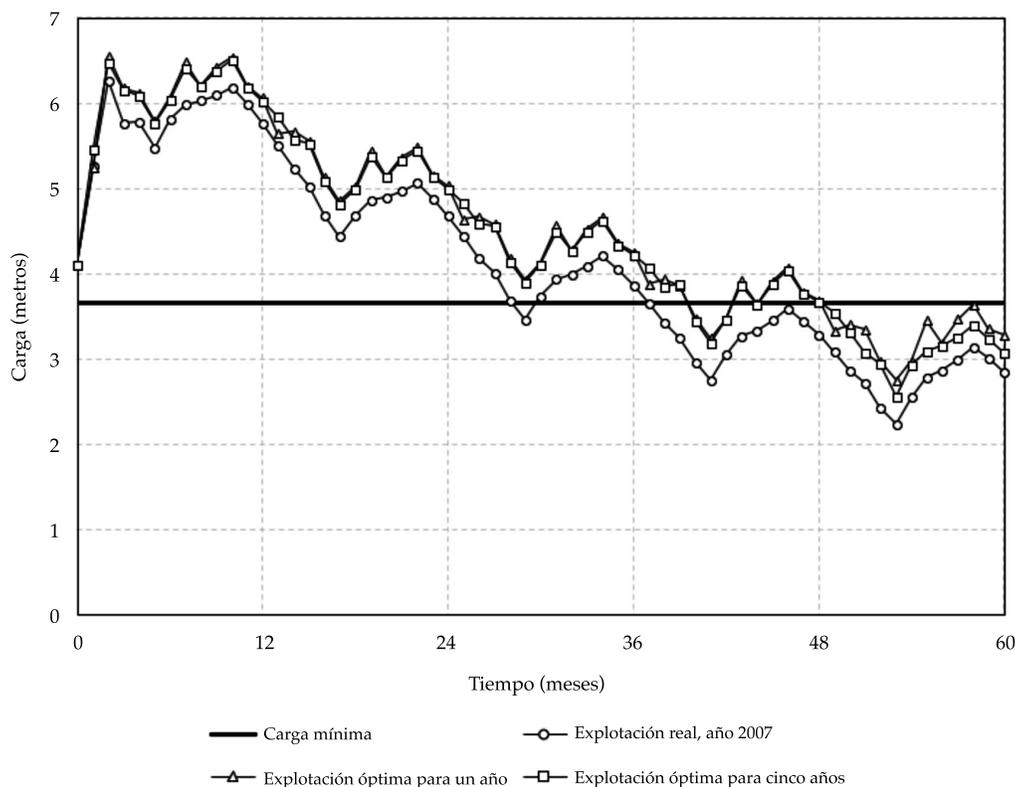


Figura 6. Carga mínima y cargas simuladas en el pozo 5 durante un periodo de cinco años.

MATLAB. Además, se tienen en cuenta restricciones de demanda, nivel y capacidad instalada. El modelo propuesto sólo es válido en acuíferos hidráulicamente confinados.

Se obtiene la distribución óptima de la explotación del campo de pozos del acueducto Cuenca Sur que garantiza el mínimo costo de bombeo, obteniéndose un ahorro de 15% en relación con el costo de la explotación real del año 2007 a la que fue sometida este acuífero. Además, la solución obtenida satisface todas las restricciones administrativas y físicas impuestas. De esta manera, queda demostrada la utilidad práctica del modelo propuesto.

No fue posible obtener una solución factible en el caso de que el acuífero esté sometido a un periodo seco prolongado, pues el modelo fue incapaz de garantizar que los niveles en el acuífero se encontraran por encima de los niveles mínimos. Esto indica que el plan de extracción

del acuífero puede verse afectado por el efecto de varios años secos continuos.

Referencias

- Ahlfeld, D. P., & Heidari, M. (1994). Applications of optimal hydraulic control to ground-water systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 120(3), 350-365.
- Ahlfeld, D. P., & Laverty, M. M. (2011). Analytical solutions for minimization of energy use for groundwater pumping. *Water Resources Research*, 47(6), DOI: 10.1029/2010WR009752.
- Ahlfeld, D. P., & Laverty, M. M. (2015). Field scale minimization of energy use for groundwater pumping. *Journal of Hydrology*, 525, 489-495.
- Ahlfeld, D. P., & Mulligan, A. E. (2000). *Optimal management of flow in groundwater systems*. San Diego: Academic Press.
- Ahlfeld, D. P., Barlow, P. M., & Mulligan, A. E. (2005). GWM-A ground-water management process for the US Geological Survey modular ground-water model (MODFLOW-2000). *U.S. Geological Survey Open-File Report*, 1072, 124.

- Ayvaz, M. T. (2009). Application of harmony search algorithm to the solution of groundwater management models. *Advances in Water Resources*, 32(6), 916-924.
- Cabrera, E., & Dilla, F. (2011). Modelo de administración de acuíferos: MADA. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(4), 5-24.
- Cabrera, E., & Hernández, A. (2011). Modelación del agua subterránea a escala regional con refinamiento local de la malla. Planteamiento y validación del algoritmo. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(1), 65-82.
- Cabrera, E. (2009). *Sistema para la administración de la explotación del agua subterránea*. Tesis doctoral. La Habana: Centro de Investigaciones Hidráulicas, Facultad de Ingeniería Civil, Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría".
- Datta, B., & Kourakos, G. (2015). Preface: Optimization for groundwater characterization and management. *Hydrogeology Journal*, 23(6), 1043-1049.
- Gómez, M. R., Cabrera, E., & Garrido, M. (2009). Tecnología Aqúimpe: fundamentos, aplicaciones y desarrollo actual. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 30(2), 21-30.
- Gorelick, S. M., & Zheng, C. (2015). Global change and the groundwater management challenge. *Water Resources Research*, 51(5), DOI: 10.1002/2014WR016825.
- Gorelick, S. M. (1983). A review of distributed parameter groundwater management modeling methods. *Water Resources Research*, 19(2), 305-319.
- Grava, A., Feinstein, D. T., Barlow, P. M., Bonomi, T., Buarnè, F., Dunning, C., & Hunt, R. (2015). *Optimization techniques using MODFLOW-GWM. MODFLOW and More 2015: Modeling a Complex World*. 354-358. Golden, USA: Integrated Groundwater Modeling Center, Colorado School of Mines.
- GWP (2013). *Aguas subterráneas y agricultura de regadío: haciendo una relación beneficiosa más sostenible. Documento de perspectiva*. Global Water Partnership. Recuperado de <http://www.gwptoolbox.org/>.
- Llanusa, H., Martínez, J. B., Batista, J. C., & Hernández, A. (1993). *Tecnología de simulación de los acuíferos costeros Artemisa-Quivicán*. Informe Técnico. La Habana: Facultad de Ingeniería Civil, Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría".
- Martínez, J. B. (1989). *Simulación matemática de cuencas subterráneas: flujo impermanente bidimensional. Monografía*. La Habana: Facultad de Ingeniería Civil, Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría".
- Pérez, F. (2003). Criterios para una explotación sustentable del agua subterránea. 2. Aspectos cualitativos y estrategias para el manejo de acuíferos. *Ingeniería Hidráulica en México*, 18(1), 5-20.
- Psilovikos, A., & Tzimopoulos, C. (2004). Comparison of quadratic and non-linear programming (QP and NLP) optimization models in groundwater management. *Journal of Hydroinformatics*, 6(3), 175-185.
- Ramos, L. C., Cabrera, E., Marón, D. E., & Hernández, A. O. (2016). Optimización de los costos de operación para acuíferos en régimen permanente. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 37(1), 107-118.
- Singh, A. (2014). Simulation and optimization modeling for the management of groundwater resources. II: Combined applications. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 140(4), DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000689.
- Taghavi, S. A., Howitt, R. E., & Mariño, M. A. (1994). Optimal control of ground-water quality management: nonlinear programming approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 120(6), 962-982.
- Wagner, B. J. (1995). Recent advances in simulation-optimization groundwater management modeling. *Review of Geophysics*, 33(S2), 1021-1028.
- WWAP (2015). *Agua para un mundo sostenible: datos y cifras*. Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo 2015. World Water Assessment Programme. Recuperado de <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/>.
- Yeh, W. W.-G. (2015). Review: Optimization methods for groundwater modeling and management. *Hydrogeology Journal*, 23(6), 1051-1065, DOI: 10.1007/s10040-015-1260-3.

Dirección institucional de los autores

M. C. Lemuel C. Ramos-Arzola
Ing. Daniel Molina-Pérez
Dr. Armando O. Hernández-Valdés

Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría"
Centro de Investigaciones Hidráulicas
Calle 114 núm. 11901 e/Ciclovía y Rotonda, Marianao
19390 La Habana, CUBA
Teléfono: +53 (7) 2663 383
lemuelcarlosra@gmail.com
danielmolinaperez90@gmail.com
ahernandez@cih.cujae.edu.cu

Dr. Eric Cabrera-Estupiñán

Universidad Laica "Eloy Alfaro" de Manabí, extensión Chone
Av. Circunvalación - Vía a San Mateo
Manta, Manabí, ECUADOR
Teléfono: +593 (099) 3189101
ecabrerae@gmail.com

Dr. David E. Marón-Domínguez

Instituto Superior Politécnico "José Antonio Echeverría"
Centro de Estudios Matemáticos
Calle 114 núm. 11901 e/Ciclovía y Rotonda, Marianao
19390 La Habana, CUBA
Teléfono: +53 (7) 2663 511
dmaron@cemat.cujae.edu.cu





Puente vehicular sobre el canal Atemajac, Guadalajara, Jalisco, México.

Foto: Héctor A. Barrios Piña.

La variabilidad del caudal del río Acajoneta inferida mediante series de anillos de crecimiento en coníferas

• José Villanueva •

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México

• Armando Gómez* •

Colegio de Postgraduados, México

*Autor para correspondencia

• Julián Cerano • Sergio Rosales • Juan Estrada •

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México

• Luis U. Castruita •

Colegio de Postgraduados, México

• Aldo R. Martínez •

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México

Resumen

Villanueva, J., Gómez, A., Cerano, J., Rosales, S., Estrada, J., Castruita, L. U., & Martínez, A. R. (mayo-junio, 2017). La variabilidad del caudal del río Acajoneta inferida mediante series de anillos de crecimiento en coníferas. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 55-74.

A partir de una red de ocho cronologías de anchura de anillo con especies coníferas se integró una cronología regional para la cuenca alta del río Acajoneta (CR-Acajoneta), para reconstruir la variación del caudal medio (CM) de 1700 a 2013 (314 años). La calidad de fechado se verificó con *Cofecha* y la intercorrelación entre series fue de 0.47 a 0.72, indicando una señal común de crecimiento. La correlación entre cronologías individuales y la CR-Acajoneta varió de 0.32 a 0.87; se requirieron entre 7 y 17 árboles para alcanzar una señal expresada de población (EPS) de 0.85. Las series residuales correlacionadas con el CM fueron la de anillo total (RWIr) y de madera tardía (LWIr). Mediante la transformación del CM a Log_{10} y a raíz cuadrada, y con el uso de la subrutina VERIFY de "Dendrochronology Program Library", se obtuvieron ecuaciones de reconstrucción del CM enero-agosto ($r = 0.74, p < 0.01$) y agosto-octubre ($r = 0.69, p < 0.01$), a partir de RWIr y LWIr, respectivamente. La factibilidad de las ecuaciones para predecir en rangos fuera de los observados fue significativa, con valores de reducción de error de 0.479 y 0.465, respectivamente. La variación del CM enero-agosto se correlacionó con el fenómeno de El Niño, observándose una relación inversa y significativa ($r = -0.632, p < 0.01, n = 121, 1876-1996$) entre los índices RWIr y los índices de Oscilación del Sur (SOI) de invierno. La relación entre ambas variables se incrementó ($r = -0.76, p < 0.01, n = 61$) para eventos intensos de ENSO (El Niño

Abstract

Villanueva, J., Gómez, A., Cerano, J., Rosales, S., Estrada, J., Castruita, L. U., & Martínez, A. R. (May-June, 2017). The streamflow variability of the Acajoneta River inferred from tree-ring series of conifers. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(3), 55-74.

From a dendrochronological network composed by eight conifer species, a regional chronology (CR-Acajoneta) for the upper watershed of the Acajoneta River was built, to reconstruct the variation of the streamflow (MS) from 1700 to 2013 (314 y). The dating quality was verified with *Cofecha* showing intercorrelations from 0.47 to 0.72, indicating a common signal for tree growth. The correlation between individual chronologies and the CR-Acajoneta varied from 0.32 to 0.87, and the sample required to reach an expressed population signal (EPS) of 0.85 was from 7 to 17 trees. The residual chronologies correlated to MS were that for total ring (RWIr) and late wood (LWIr). The transformation of MS into Log_{10} and square root values and the use of the VERIFY subroutine from "Dendrochronology Program Library" led to equations for reconstructing MS of January-August ($r = 0.74, p < 0.01$) and August-October ($r = 0.69, p < 0.01$) from RWIr and LWIr, respectively. The capability of the equations to predict in ranges out of the observed data was significant with reduction errors of 0.479 and 0.465, respectively. The variation of MS January-August was negatively correlated to ENSO ($r = -0.632, p < 0.01, 1876-1996$), with an inverse and significant relationship between the RWIr and South Oscillation of winter. This correlation increased to -0.76 ($p < 0.01$) when considering only the most intense ENSO events. This work shows the potential of streamflow reconstruction from tree ring nets in west Mexico, providing useful information for the planning and management of the hydrological resources.

Southern Oscillation). Los resultados indican que en los últimos 20 años, el volumen de escurrimiento disminuyó 10%, lo que se atribuye a acciones antropogénicas. Este trabajo muestra que es posible hacer reconstrucciones de los caudales con una red cronologías de anillos de crecimiento en el occidente de México y generar información útil para comprender la variación histórica de caudales medios, así como para mejorar la planeación y manejo de los recursos hídricos.

Palabras clave: dendrocronología, coníferas, Sierra Madre Occidental, caudal, ENSO.

Keywords: Dendrochronology, conifers, Sierra Madre Occidental, streamflow, ENSO.

Recibido: 02/07/2015

Aceptado: 23/11/2016

Introducción

La disponibilidad de información hidroclimática en periodos superiores a los registros instrumentales (estaciones meteorológicas e hidrométricas) es fundamental para analizar la tendencia histórica y variabilidad de los caudales (Meko, Woodhouse, & Morino, 2012). En muchos casos, las estaciones hidrométricas son recientes y no cuentan con información extensa que permita estudiar la variabilidad del caudal de un río y por esa razón se recurre a métodos indirectos. Los anillos anuales de crecimiento de las coníferas representan un método indirecto para reconstruir la variabilidad histórica de los caudales y tomar decisiones respecto a los recursos hídricos (Brito-Castillo, Díaz-Castro, Salinas-Zavala, & Douglas, 2003; Yuan *et al.*, 2007; Yang, Qin, Shi, & Sonechkin, 2011).

Conocer la variabilidad del caudal es importante por su relación con la determinación de volúmenes para uso agrícola, generación de energía eléctrica, construcción de presas con fines de irrigación y estimación de caudales ecológicos, entre otros usos. La tendencia histórica de estos volúmenes, sin embargo, puede cambiar por factores antropogénicos o naturales, como su confinamiento en grandes reservorios, asentamientos humanos, extracción de material de construcción del lecho de las corrientes principales o variación en la precipitación (Shah, Bhattacharyya, & Chaudhary, 2014). Si a pesar de los cambios por actividad humana o fenómenos naturales las series de

anillos anuales de los árboles registran una anchura proporcional a la precipitación y producción de agua, entonces es posible deducir la variabilidad natural de los caudales a partir de los anillos de crecimiento. Para conocer el comportamiento de un caudal en escala de un siglo o más es necesario el análisis conjunto de la información instrumental y de los anillos de crecimiento de los árboles (Villanueva-Díaz, Fullé, Cerano-Paredes, Estrada-Ávalos, & Sánchez-Cohen, 2009).

La regiones norte y centro de México, donde existen zonas boscosas de coníferas, son influenciadas en parte por patrones atmosféricos de circulación general que ocurren en el océano Pacífico (Seager *et al.*, 2009). La Sierra Madre Occidental es la principal fuente de captación de agua en el norte de México y el recurso hídrico producido en las cuencas de este sistema montañoso drena hacia la altiplanicie del desierto chihuahuense en su vertiente oriental y hacia la planicie costera en su vertiente occidental (Descroix, González-Barrios, & Estrada-Avalos, 2004; Villanueva-Díaz *et al.*, 2009). El sistema de tributarios del río Acaponeta representa una descarga de 1 350 hm³/año (Conaagua, 2008) y contribuye a la región conocida como "Marismas Nacionales" en los estados de Nayarit y Sinaloa, donde en su viaje al océano Pacífico los escurrimientos se conducen hacia 113 000 ha de manglares y estuarios, que por su alta biodiversidad vegetal y de fauna representan un área prioritaria de conservación RAMSAR.

La variabilidad de eventos con bajos (menos de una década) y largos (varias décadas) periodos de retorno (Fritts, 1976) del régimen hidrológico de los ríos vertientes a Marismas Nacionales es un factor que gobierna la dinámica de sus ecosistemas (De la Lanza, Carbajal-Pérez, Salinas-Rodríguez, & Barrios-Ordóñez, 2012). Es importante destacar, sin embargo, que en las últimas décadas, estos ríos han experimentado mayor variación en sus volúmenes de escurrimiento y en la calidad del agua, lo cual se atribuye al incremento poblacional, desarrollo agropecuario, confinamiento del agua y a la expansión de proyectos acuícolas para la producción de camarón (De la Lanza et al., 2012). Su comportamiento también se ha imputado a una mayor variabilidad hidroclimática reciente, que es evidente por eventos de sequía extremos que han afectado el norte de México (Villanueva-Díaz et al., 2011; Castruita-Esparza et al., 2016). No obstante, la presencia de sequías extremas en el norte de México todavía se ajusta a una casi periodicidad recurrente de 50 a 60 años, al menos en el último milenio.

El objetivo del presente estudio fue desarrollar una red de cronologías de ancho de anillo integradas por cuatro coníferas (*Pinus durangensis*, *Pinus lumholtzii*, *Pinus leiophylla* y *Pseudotsuga menziesii*) en las cuencas tributarias del río Acaponeta (CR-Acaponeta) y realizar una reconstrucción histórica del caudal medio de este río. Tal información es fundamental para conocer la variabilidad y tendencia del caudal en las últimas décadas, especialmente en lugares que carecen de información instrumental y, con base en reconstrucciones, sugerir estrategias para el manejo de recursos hídricos.

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio

Los tributarios del río Acaponeta son Espíritu Santo, Tomadores, Zapota, Barbacoa, Tasajera y El Limón, que forman parte de la Región Hidrológica 11 (RH11) Presidio-San Pedro, cuyas principales corrientes descienden de la

vertiente oeste de la Sierra Madre Occidental y desembocan al océano Pacífico (De la Lanza et al., 2012). La llanura de drenaje del río Acaponeta se integra por las corrientes Acaponeta y Cañas, las cuales desembocan en la laguna de Agua Brava, después de recorrer una distancia de 233 km, que es la longitud total del río. La cuenca del río Acaponeta cubre una superficie de 8 425 km² y es la segunda en importancia dentro de Marismas Nacionales. La aportación media anual del río, acorde con la estación hidrométrica Acaponeta, es de 1 275 hm³ (millones de metros cúbicos) y de esta estación a la desembocadura, el volumen medio anual que se aporta es de 79.1 hm³, registrándose, por lo tanto, un volumen medio anual total de 1 353 hm³. El hidrograma de la estación Acaponeta se muestra en la figura 1.

El clima en la parte alta es templado subhúmedo con lluvias de verano C(W₂), con una temperatura media anual de 10 a 15 °C, y precipitación anual de 700 a 1 200 mm. El cociente precipitación/temperatura es mayor a 55, y la estacionalidad es tan marcada que la precipitación del mes más seco es menor a 40 mm y menor al 10% de la precipitación del mes lluvioso en verano. Gran parte del agua de escurrimiento se origina en los bosque mixtos de coníferas, destacando *P. durangensis*, *P. cooperi*, *P. herrerae*, *P. leiophylla*, *P. lumholtzii* y *P. menziesii*, aunque también se presentan varias especies de encinos (*Quercus* sp.) (García-Arévalo & González-Elizondo, 2003; González, González, & Márquez, 2007). La geología está conformado por roca ígnea extrusiva ácida principalmente y por roca sedimentaria; en los valles intermontanos se presentan depósitos aluviales. Las unidades de suelo de acuerdo con el sistema FAO (FAO-UNESCO, 1988) son litosol, cambisol y regosol (INEGI, 2005).

Ubicación de sitios de muestreo

La ubicación de los ocho sitios de muestreo se muestra en la figura 2. La distancia máxima entre dos sitios se da entre Minas y Charcos, con 62 km. La composición arbórea de cada

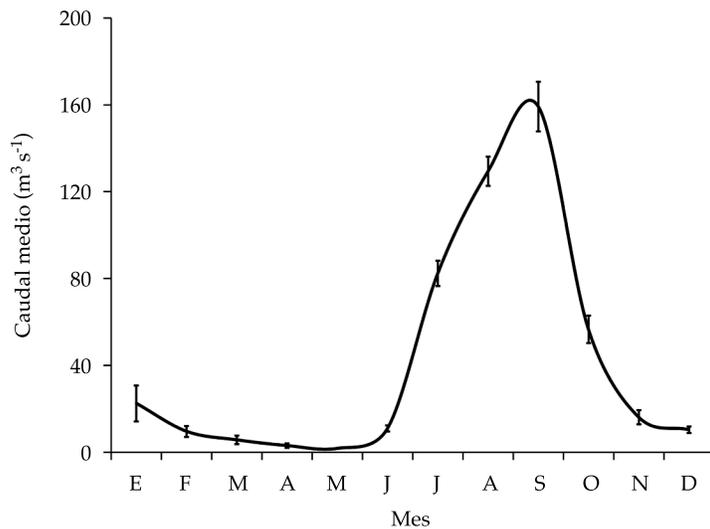


Figura 1. Hidrograma de la estación hidrométrica Aconeta para el periodo 1945-2011. Las barras corresponden al error estándar ($n = 67$). Información tomada del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS), Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

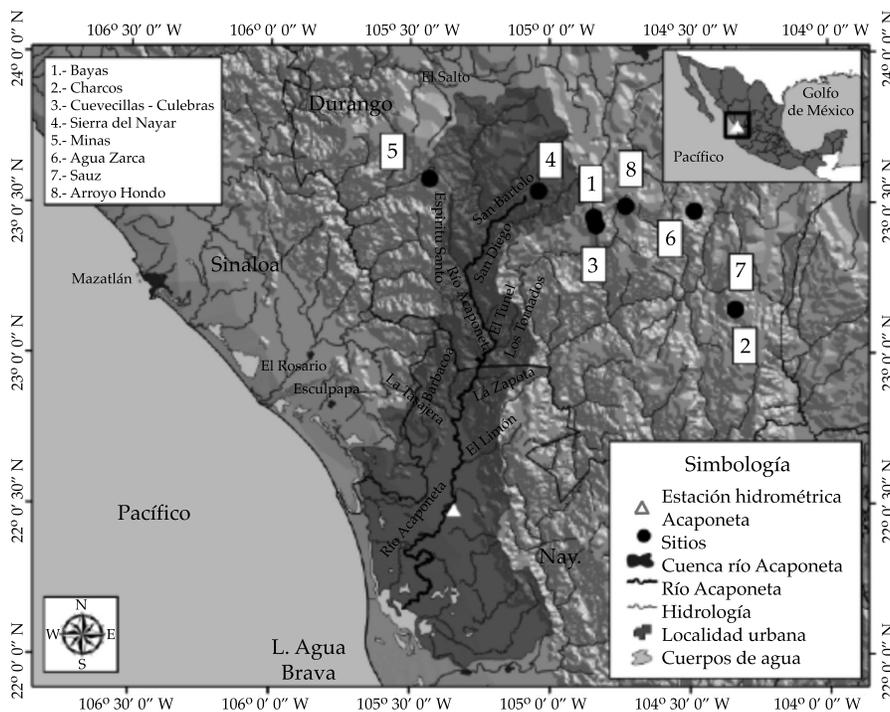


Figura 2. Distribución de sitios de muestreo asociados con la parte alta de las cuencas tributarias del río Aconeta.

sitio de muestreo fue predominantemente *P. durangensis*, los cuales se distribuyen en la zona de producción de agua en las partes altas de las cuencas, que drenan hacia los tributarios del río Acaponeta. Aunque la especie principal que se muestreó fue *P. durangensis*, también se colectaron muestras de *P. cooperi*, *P. herrerae*, *P. leiophylla*, *P. lumholtzii*, *P. menziesii*.

Se eligieron sitios con el menor disturbio posible, buscando árboles que por su ubicación topográfica fueran de poca accesibilidad en el paisaje y que por esa razón no hubieran sido perturbados por el aprovechamiento forestal regulado o clandestinaje. A pesar de que estos árboles no están establecidos en los suelos más profundos y fértiles, sus series de anillos reflejan en forma confiable la dinámica de los eventos climáticos (Cleaveland, Stahle, Therrell Villanueva-Díaz, & Burns, 2003). El cuadro 1 muestra características generales de los sitios y la extensión de cronologías.

Muestras de anillos de crecimiento arbóreo

En cada sitio seleccionado se obtuvieron de dos a tres núcleos de crecimiento por árbol con un taladro de Pressler marca Haglöf de 6 mm de diámetro interno. La altura de extracción fue de 1.30 m sobre el nivel del suelo. En campo se colectaron entre 50 y 60 árboles. Sin embargo, el número de árboles fechados exitosamente por sitio fue de entre 40 y 45. De manera adicional, se colectaron secciones transversales de

arbolado muerto o de tocones para incrementar el tamaño de muestra y extender las series en el tiempo.

Fechado y estandarización de las series

Las muestras se lijaron para el mayor contraste de los anillos y después se fecharon mediante técnicas dendrocronológicas convencionales (Stokes & Smiley, 1996; Fritts, 1976). El crecimiento radial se dividió en bandas de crecimiento de madera temprana (EW), tardía (LW) y anillo total (RW), las cuales se midieron con un sistema de medición VELMEX con precisión de 0.001 mm (Robinson & Evans, 1980).

El fechado, la respuesta común de crecimiento y la exactitud de la medición de los anillos se verificó con el programa *Cofecha* (Holmes, 1983; Grissino-Mayer, 2001). Las tendencias biológicas no relacionadas con clima se removieron mediante la estandarización con el programa *Arstan* (Cook, 1987), al ajustar la ecuación de mejor tendencia (exponencial o lineal negativas) a la serie de medición y dividiendo el valor real de ancho de anillo entre el valor predicho con la ecuación ajustada. De esta forma se generó un índice para cada banda, identificados como RWI, EWI y LWI, para ancho de anillo, madera temprana y madera tardía, respectivamente.

La cronología para cada localidad y banda se construyó con el promedio de los valores estandarizados de crecimiento (RWI, EWI y LWI) de todas las muestras de un mismo sitio (Fritts,

Cuadro 1. Características generales de los ocho sitios de colecta de muestras de anillos de crecimiento. La ubicación de los sitios es como se indica en la figura 1.

Sitio	Fecha de colecta	Latitud (grados)	Longitud (grados)	Altitud (m)	Extensión cronologías (Años)
Bayas	16-09-2013	23.543	104.841	2,980	1685-2013 (329)
Charcos	14-04-2014	23.146	104.335	2,772	1885-2013 (129)
Culebras-Cuevecillas	25-05-2013	23.495	104.536	2,300	1863-2012 (150)
Sierra del Nayar	17-09-2013	23.541	105.041	2,408	1810-2012 (203)
Agua Zarca	01-05-2014	23.473	104.481	2,376	1762-2013 (252)
Minas	20-02-2014	23.568	105.430	2,527	1780-2013 (234)
Sauz	21-05-2014	23.146	104.335	2,674	1668-2013 (346)
Arroyo Hondo	17-10-2013	23.490	104.728	2.605	1795-2013 (219)

1976). La cronología estandarizada incluyó las versiones *Estándar (Std)*, *Residual (Res)* y *Arstan (Ars)* (Cook, 1987). La primera versión deriva directamente de dividir el valor de medición entre el obtenido de la curva de ajuste; la versión *Res* se produce al eliminar o minimizar la autocorrelación, y la versión *Ars* se calcula al incorporar el valor de autorregresión a la cronología residual. El uso de una versión determinada en la reconstrucción de evento climático o historial de caudales depende del grado de correlación y significancia (Cook, 1987). En este caso, tomando en cuenta que los caudales son independiente de un año a otro, se trabajó con las versiones residuales en las que se minimiza la autocorrelación de un año a otro, como se sugiere en otros estudios de la literatura (Brito-Castillo *et al.*, 2003). A los índices RWI, EWI y LWI de cada serie se les estimó una línea flexible suavizada (“spline”), calculada con intervalos de década, para resaltar eventos extremos (Cook & Peters, 1981).

Análisis estadístico

La asociación entre cronologías se analizó mediante un análisis de correlación y componentes principales (SAS, 2012), para determinar aquellas con una respuesta climática común e integrarlas a una cronología representativa de la cuenca con fines de comparación con variables climáticas e hidrométricas. Para mejorar la distribución normal de los datos de caudal medio se probaron transformaciones a valores logarítmicos, cuadráticos, raíz cuadrada y valor inverso. Los dos criterios para seleccionar la transformación fueron que se mejorara la distribución normal y la mayor correlación entre variables (Brito-Castillo *et al.*, 2003).

Una vez que se demostró una correlación significativa entre datos transformados de caudal medio e índices de anillo, se seleccionaron las series residuales (RWIr y LWr), porque en estas series los valores de un año son menos influenciados por el año previo, como se espera que ocurra con los datos de caudal medio. Para encontrar la mejor ecuación lineal que explica la

variación de caudal medio a partir de índice de anillo (RWIr y LWr), se usó la subrutina VERIFY de “Dendrochronology Program Library”, que identifica el periodo de máxima correlación entre variables y al mismo tiempo realiza una verificación en un subconjunto de los datos. Los dos criterios para seleccionar un modelo de reconstrucción fueron la correlación y el valor de reducción de error (Cook & Jacoby, 1983; Stahle & Cleaveland, 1992; Woodhouse, 2001). Aunque este procedimiento se enfoca en el periodo con máxima correlación, la ecuación seleccionada se usa sólo si en el proceso de verificación la correlación entre variables sigue siendo significativa y si la capacidad de predicción de la ecuación en intervalos fuera de los datos observados es significativa (Cook & Jacoby, 1983; Stahle & Cleaveland, 1992; Woodhouse, 2001).

La CR-Acaponeta se comparó con los índices ENSO para definir el impacto de este patrón circulatorio, el cual explica gran parte de la variabilidad hidrológica invierno-primavera observada a nivel regional (Cleaveland *et al.*, 2003; Cerano-Paredes, Villanueva-Díaz, Valdez-Cepeda, Méndez-González, & Constante-García, 2011; Villanueva-Díaz *et al.*, 2011). Los índices ENSO reflejan un diferencial de temperatura de la superficie del mar en el Pacífico, comparado con la temperatura de las costas de Sudamérica; sus variaciones cíclicas, que ocurren en periodos entre tres y siete años, están relacionadas con la variación climática regional. Estos índices son de acceso libre en el sitio <http://www.esrl.noaa.gov/psd/enso>. La asociación con estos fenómenos circulatorios se realizó al contrastar tanto los índices dendrocronológicos individuales como el regional con índices registrados de El Niño Oscilación del Sur (ENSO) (Allan, Lindesay, & Parker 1996), índices SOI reconstruidos para el norte de México (Stahle, D'Arrigo, Krusic, & Cleaveland, 1998), y el índice de lluvia tropical (TRI), que constituye un estimativo de la variabilidad de ENSO y que se fundamenta en las anomalías de precipitación en la región del Pacífico Central, por lo que se le atribuye una mayor estabilidad que el índice de presión entre Tahití y Darwin, Australia (Wright, 1979).

La razón de emplear índices generales de clima es porque los volúmenes de un caudal varían de acuerdo con la precipitación y, a su vez, la magnitud de la precipitación influye en el ancho de anillo (Margolis, Meko, & Touchan, 2011). La reconstrucción del caudal generado se verificó con reconstrucciones previas y documentos históricos relacionados con la producción de alimentos, y otros impactos sociales y económicos descritos para la región.

Resultados

El cuadro 2 muestra los indicadores dendrocronológicos de las ocho cronologías. La intercorrelación varió de 0.47 en Minas a 0.72 en Bayas. La sensibilidad media fluctuó de 0.137 en Minas hasta 0.288 Arroyo Hondo. Tanto la intercorrelación como la sensibilidad media aumentaron con la altitud, con correlaciones de 0.59 y 0.54, respectivamente; mientras que la autocorrelación decreció con la altitud ($r = -0.69$) (calculada con datos de los cuadros 1 y 2).

La mayoría de las series indicó una respuesta en crecimiento común por periodos, lo que podría deberse a la respuesta compartida ante la variabilidad climática regional

(figura 3). Cuando se consideraron los datos promedio disponibles de precipitación (1968 a 2003), la correlación con RWI fue de 0.33 ($n = 35$, $p < 0.05$), lo que indica que la variación de ancho de anillo está influenciada por la humedad. Algunos periodos aproximados de bajo crecimiento en los anillos de las especies estudiadas ocurrieron en las décadas de 1780, 1810, 1860, 1890, 1920, 1950, 1990 y 2010. Los periodos de buen crecimiento se presentaron en las décadas de 1820-1830, 1850, 1900, 1940, 1970 y 2000. La respuesta climática común captada por las series dendrocronológicas involucradas en el estudio indica que son afectadas por patrones climáticos a nivel geográfico.

Debido a la asociación significativa entre todas cronologías del cuadro 3, éstas se integraron en una serie regional de madera temprana, tardía y de anillo total. La cronología regional de anillo total se extendió de 1684 a 2013, con un tamaño de muestra mayor a tres radios ($n \geq 4$) después de 1686 hasta un máximo de 370 en el periodo más reciente, lo que implica que la serie dendrocronológica regional en gran parte de su extensión posee un tamaño de muestra confiable para captar la variabilidad hidroclimática del área de estudio (figura 4).

Cuadro 2. Indicadores dendrocronológicos para ocho cronologías y la cronología regional en la cuenca del río Acaponeta, Nayarit (CR-Acaponeta).

Sitio	Intercorrelación entre series ¹	Sensibilidad media ²	Autocorrelación de primer orden ³	Relación señal/ruido ⁴	Árboles para EPS (> 0.85) ⁵	Correlación con CR-Acaponeta
Bayas	0.72	0.234	0.205	6.5	(6)	0.846
Charcos	0.63	0.218	0.272	4.6	(7)	0.867
Culebras-Cuevecillas	0.60	0.151	0.359	8.4	(17)	0.789
Sierra del Nayar	0.62	0.187	0.316	5.4	(10)	0.771
Agua Zarca	0.49	0.197	0.507	2.3	(7)	0.320
Minas	0.47	0.137	0.402	5.2	(10)	0.636
Sauz	0.56	0.221	0.262	9.3	(7)	0.577
Arroyo Hondo	0.63	0.288	0.187	24.7	(6)	0.620
Regional	0.53	0.177	0.252	8.3	(9)	

¹Medición de la señal común de las series involucradas en una cronología; ²cambio relativo en el crecimiento de un año al siguiente (Fritts, 1976); ³grado de influencia que ejerce el año de crecimiento previo sobre el año de crecimiento actual; ⁴expresión de la intensidad de la señal común observada entre las series de una cronología; ⁵proporciona una estimación de la semejanza de una cronología fundamentada en un tamaño de muestras finito, con una generada con un tamaño de muestra infinito (Wigley, Briffa & Jones, 1984).

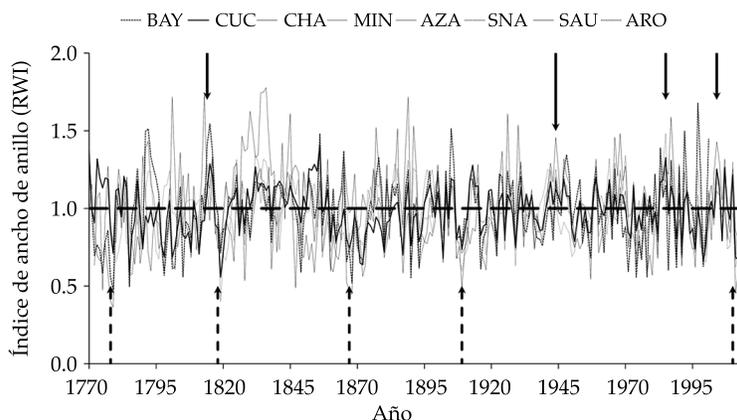


Figura 3. Comparación de series de crecimiento de anillo total de cronologías desarrolladas con la inclusión de diversas especies de coníferas para sitios ubicados en el área de contribución de escurrimientos del río Acaponeta. Se indican algunos periodos aproximados de condición seca (flecha punteada) y húmeda (flecha continua). Los nombres de las cronologías son como se indica en el cuadro 3.

Cuadro 3. Correlación, significancia y tamaño de muestra (en paréntesis) entre cronologías.

	BAY	CUC	CHA	MIN	AZA	SNA	SAU	ARO
BAY	1	0.637	0.64574	0.49983	0.28401	0.59822	0.47392	0.46708
		< .0001	< .0001	< .0001	< .0001	< .0001	< .0001	< .0001
	(232)	(232)	(230)	(222)	(232)	(192)	(232)	(207)
CUC		1	0.60861	0.49563	0.29065	0.73842	0.46733	0.49981
			< .0001	< .0001	< .0001	< .0001	< .0001	< .0001
		(243)	(241)	(233)	(243)	(203)	(243)	(218)
CHA			1	0.56133	0.25158	0.67628	0.50286	0.65011
				< .0001	< .0001	< .0001	< .0001	< .0001
			(242)	(234)	(242)	(203)	(242)	(219)
MIN				1	0.29625	0.55085	0.38916	0.43515
					< .0001	< .0001	< .0001	< .0001
				(234)	(234)	(203)	(234)	(219)
AZA					1	0.45786	0.27544	0.33024
						< .0001	< .0001	< .0001
					(244)	(203)	(244)	(219)
SNA						1	0.54793	0.60371
							< .0001	< .0001
						(203)	(203)	(203)
SAU							1	0.49283
								< .0001
							(244)	(219)

BAY = bayas; CUC = culebras-cuevecillas; CHA = charcos; MIN = minas; AZA = agua zarca; SNA = sierra del Nayar; SAU= sauz; ARO = arroyo Hondo.

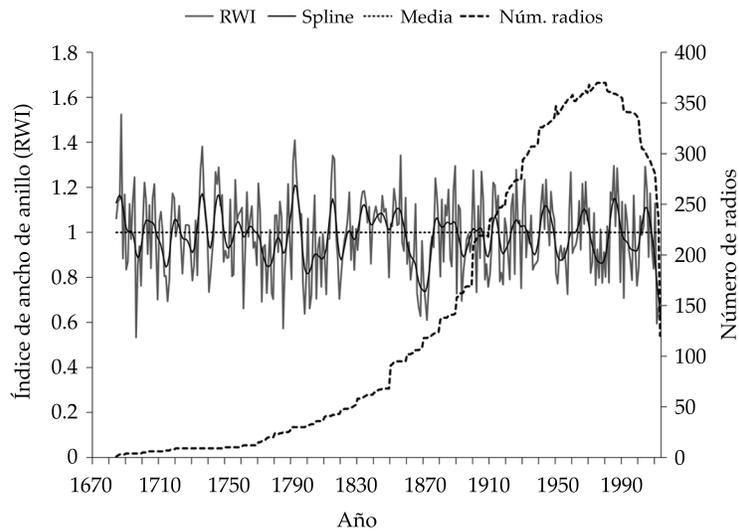


Figura 4. Cronología regional de anillo total, que representa las condiciones climáticas dominantes del área de contribución de la cuenca alta del río Acajoneta.

Aunque la cronología regional estuvo integrada por al menos cinco especies diferentes (*P. durangensis*, *P. lumholtzii*, *P. cooperi*, *P. herrerae*, *P. menziesii*) en sitios dispersos en el área de contribución del río Acajoneta, la cronología regional mostró una adecuada intercorrelación entre series que alcanzó 0.526, sensibilidad media 0.319 y autocorrelación de primer orden de 0.275 (datos no mostrados en cuadros). Estos valores constatan el buen potencial de la serie dendrocronológica para captar la señal climática regional. La concordancia de la varianza entre un tamaño de muestra finito y uno teóricamente infinito indicó que la intensidad de la señal (Signal Strength, SS, por sus siglas en inglés) con un valor superior a 0.8 se logró con ocho radios para el periodo de 1700 a 2013; por lo anterior, se eligió este lapso para analizar su relación con registros hidrométricos y generar un modelo con fines de reconstrucción hidroclimática.

Las cronologías regionales RWI, EWI y LWI se compararon con los datos transformados de caudal medio ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) mensualmente y por periodos. Las correlaciones más altas que se obtuvieron con los datos hidrométricos disponibles

de 1946 a 2011 fueron entre la cronología de residuales de anillo total (RWIr) y el caudal medio de enero-agosto; y de la cronología de madera tardía (LWIr), con el caudal de agosto-octubre (figura 4). Las correlaciones fueron bajas, pero significativas (figura 5). Sin embargo, la mayor correlación correspondió al periodo 1967-1994 ($r = 0.74$, $p < 0.01$, $n = 26$).

Para generar el modelo de reconstrucción, los registros de caudal medio de 1967 a 1994, transformados a logaritmos, se dividieron en dos subperiodos: uno para calibración (1980-1994) y otro para verificación (1967-1979), los cuales mostraron correlaciones de 0.78 ($p < 0.01$) y 0.68 ($p < 0.01$), respectivamente (figura 6). Debido a que en ambos subperiodos la correlación es significativa, se utilizó la ecuación del periodo completo de 1967 a 1994 de registros hidrométricos disponibles para desarrollar el modelo de reconstrucción, el cual fue el siguiente:

$$Y_t = 0.71479026 + 0.83022257 * X_t$$

Donde:

Y_t = caudal reconstruido promedio ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) en valores logarítmicos base10 del periodo

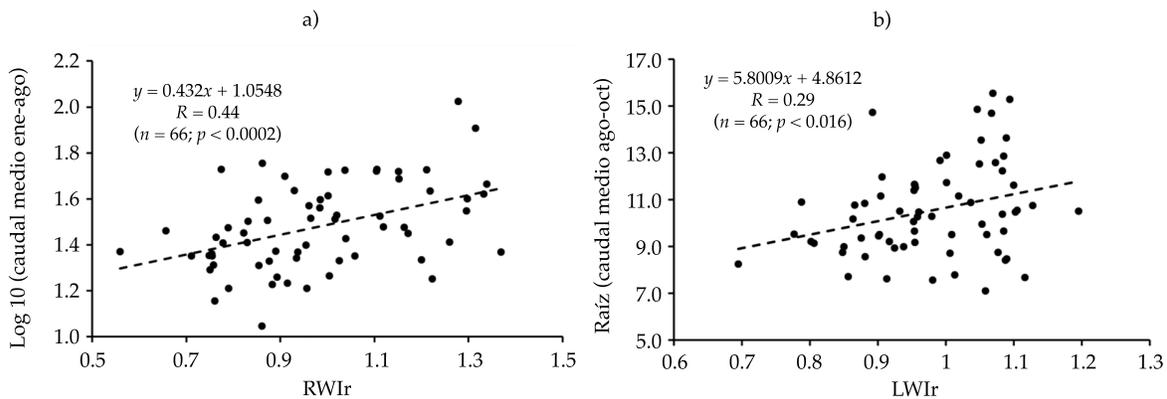


Figura 5. Relación entre valores transformados de caudal medio y las cronologías residuales de anillo total (a) y madera tardía (b).

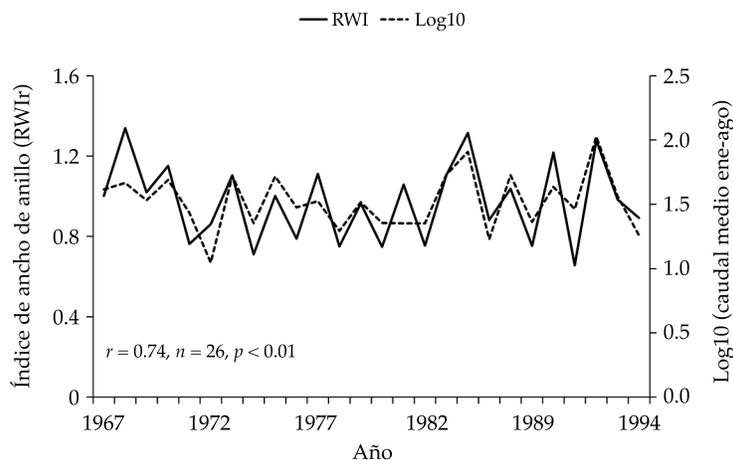


Figura 6. Subperiodo de calibración y verificación de la cronología regional de anillo total y el volumen caudal medio estacional enero-agosto de 1967 a 1994.

estacional enero-agosto para la cuenca del río Acaponeta.

X_i = índice de anillo total de la versión residual de la cronología regional para un año determinado.

Aunque este procedimiento, mediante la subrutina VFY, se enfoca en el periodo con máxima correlación para generar una ecuación, ésta se considera si y sólo si en el proceso de

verificación la correlación entre variables sigue siendo significativa. La reducción de error del modelo fue de 0.479, lo que corroboró la capacidad de predicción del modelo estadísticamente (Cook & Jacoby, 1983; Stahle & Cleaveland, 1992; Woodhouse, 2001).

Al aplicar el modelo lineal a la serie regional RWI se generaron los valores logarítmicos del caudal medio de enero-agosto para el periodo 1700 a 2013 (314 años); estos valores

se transformaron mediante la función antilogarítmica para producir valores estimados del caudal medio estacional (enero-agosto) en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (figura 7).

Acorde con los datos hidrométricos instrumentales, el caudal medio enero-agosto de 1946 a 2011 fue de $33.16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, mientras que el de enero-junio alcanzó apenas $8.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, pero se incrementó a $106 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en los meses de julio a agosto, lo que indica que es realmente el caudal del verano el que tiene mayor influencia en favorecer mayores gastos en el río Acaponeta. El gasto medio reconstruido enero-agosto en este estudio fue de $36.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, 8.5% más que el caudal procedente de registros de la estación hidrométrica Acaponeta. Una comparación del comportamiento del caudal reconstruido del periodo 1700-2013 en subperiodos de 25 años indicó un comportamiento bastante estable, con dominancia de gastos en el intervalo de 34 a $37 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en 92% de los subperiodos; y sólo de 1725 a 1749 se tuvo un gasto promedio superior de $44 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (8%).

Dada la contribución a los escurrimientos de la precipitación de verano, la cronología residual de madera tardía se correlacionó significativamente con el caudal promedio agosto-octubre del periodo 1945 a 1976 ($r = 0.703$, $p < 0.01$) (figura 8). Este periodo se dividió en dos subperiodos: 1961-1976 para calibración ($r = 0.69$, $p < 0.01$) y 1945-1960

($r = 0.65$, $p < 0.01$) para verificación. Debido a que ambos subperiodos fueron significativos y en la verificación presentaron una reducción de error positiva (ER), se utilizó el periodo 1945-1976 de registros hidrológicos disponibles para generar el modelo con fines de reconstrucción. El modelo utilizado fue el siguiente:

$$Y_t = 3.55776108 + 14.1899031 * X_i$$

Donde:

Y_t = flujo histórico reconstruido promedio ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) en valores de gasto en raíz cuadrada del periodo estacional agosto-octubre para la cuenca del río Acaponeta.

X_i = índice de madera tardía de la versión residual de la cronología regional para un año determinado.

De igual manera que con la ecuación anterior, la reducción de error fue significativa, con un valor de 0.465, y la correlación de los datos usados para calibración y verificación fue significativa. Al aplicar el modelo lineal a la serie regional de madera tardía se generaron los valores en raíz cuadrada de escurrimiento promedio agosto-octubre para el periodo 1700 a 2013 (314 años); estos valores, al elevarlos al cuadrado, se transformaron para producir gastos reconstruidos de escurrimiento promedio estacional en $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ (figura 9).

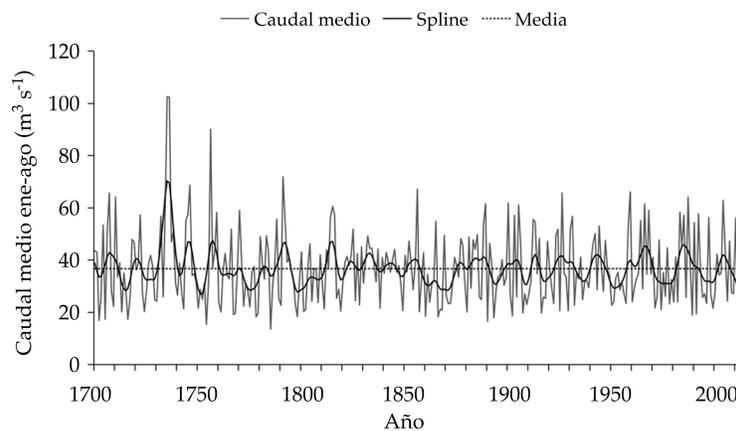


Figura 7. Caudal medio reconstruido ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) del periodo enero-agosto para el río Acaponeta.

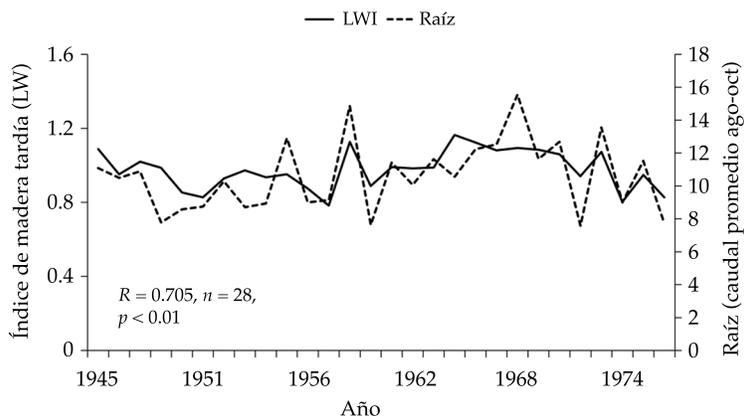


Figura 8. Relación entre la cronología residual de madera tardía y el caudal medio de agosto-octubre, 1945-1976.

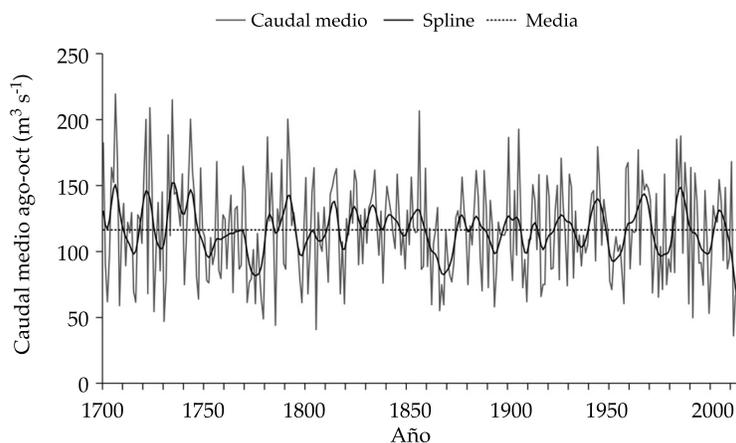


Figura 9. Caudal medio reconstruido agosto-octubre con la cronología residual de madera tardía para el río Acaponeta, Nayarit.

Gran parte de los escurrimientos se presentan durante el verano, con un gasto promedio del periodo agosto-octubre de $115 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, en comparación con el gasto promedio de enero-julio, que es de sólo $19.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, y el de noviembre-diciembre de $13.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; por lo anterior, a fin de analizar periodos reconstruidos de mayor o menor gasto interanual y multianual, se puso mayor énfasis en describir la variabilidad hidroclimática de verano en contraposición con la de invierno-primavera, que es menor y tiene mayor

influencia de fenómenos circulatorios como ENSO. De esta manera, se detectaron periodos secos y húmedos de 2 a 10 años consecutivos (cuadro 4).

Los episodios con menor escurrimiento promedio en el verano ocurrieron en los periodos 1771-1779 ($77 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); 1866-1873 ($81 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); 1949-1957 ($91 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); 1974-1976 ($80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), y 1994-2000 ($77 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), y aquellos con mayor escurrimiento de 1734 a 1739 ($153 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); 1791-1794 ($155 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); 1831-1835 ($140 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); 1852-1853 ($127 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$);

Cuadro 4. Años reconstruidos con la ocurrencia de periodos secos y húmedos con base en la reconstrucción del gasto medio agosto-octubre en el río Acajoneta, Nayarit.

Duración (años)	Periodos secos (años) ¹	Periodos húmedos (años)
2	1708-1709, 1715-1716, 1725-1726, 1730-1731, 1740-1741, 1746-1747, 1757-1758, 1767-1768, 1784-11785, 1789-1790, 1801-1802, 1807-1808, 1810-1811, 1843-1844, 1847-1848, 1854-1855, 1857-1858, 1862-1863, 1886-1887, 1893-1894, 1901-1902, 1921-1922, 1928-1929, 1962-1963, 1971-1972, 2008-2009	1717-1718, 1720-1721, 1723-1724, 1759-1760, 1762-1763, 1765-1766, 1769-1770, 1799-1800, 1802-1804, 1845-1846, 1849-1850, 1852-1853, 1864-1865, 1888-1889, 1891-1892, 1899-1900, 1905-1906, 1912-1913, 1919-1920, 1923-1924, 1926, 1927, 1930, 1931, 1944-1945, 1947-1948, 1958-1959, 1987-1988, 1992-1993
3	1701-1703, 1817-1819, 1896-1898, 1916-1918, 1974-1976, 1978-1980, 1994-1996, 1998-2000, 2011-2013.	1786-1788, 1883-1885, 1940-1942, 1983-1985
4	1795-1798	1704-1707, 1742-1745, 1780-1783, 1791-1794, 1822-1825, 1839-1842
5	1907-1911	1812-1816, 1831-1835, 1966-1970, 2001-2005
6	1934-1939	1734-1739, 1874-1879
7	1749-1755	
8	1866-1873	
9	1771-1779, 1949-1957	

¹Un año seco es aquel con un gasto reconstruido inferior al gasto medio reconstruido ($116.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) y para un año húmedo el gasto es mayor a dicho valor.

1940-1942 ($140 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), y 1983-1985 ($173 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), aunque años con valores extremos tanto secos como húmedos fueron comunes; es decir, los años con bajo gasto promedio de 1730, 1785, 1805, 1893, 1957, 1991, 2011, y los años húmedos de 1706, 1723, 1734, 1791, 1901, 1905, 1983, 1985 y 2010.

Al comparar la reconstrucción del caudal de río Acajoneta con volúmenes reconstruidos de escurrimiento para la cuenca del río Yaqui (Villanueva-Díaz *et al.*, 2014), se encontró una correlación moderada, pero estadísticamente significativa entre ambas reconstrucciones ($r = 0.39$, $p < 0.01$, 1700-2013), lo que indica la viabilidad de las cronologías de anillos de crecimiento en una escala regional. Aunque la correlación es baja, los datos indican correlación entre los volúmenes de caudal, que su vez están determinados por la variabilidad de precipitación de un año a otro (figura 10). En promedio, los volúmenes del caudal del río Yaqui son 63% de los del río Acajoneta.

En particular, hay coincidencias en los periodos 1750-1800 y 1920-1950, y en las últimas cinco décadas hay un desacople de eventos

entre los dos lugares. Dicha relación sugiere una influencia común de fenómenos circulatorios de amplio impacto, ya que la distancia entre sitios representativos de ambas regiones es de 700 km en línea recta. Los periodos secos coinciden en frecuencias aproximadas de 50 a 60 años, comportamiento que ha sido reportado en reconstrucciones previas para el norte de México (Cleaveland *et al.*, 2003; Cerano-Paredes *et al.*, 2011; Villanueva-Díaz *et al.*, 2011; Castruita-Esparza *et al.*, 2016).

Una parte importante de la variabilidad climática en el norte de México se explica por el fenómeno de El Niño Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés), en particular durante su fase cálida, que se caracteriza por un incremento en la precipitación invernal (Stahle *et al.*, 1998; Stahle *et al.*, 2012). Al comparar los índices de la cronología regional RWI e índices del SOI, como los generados por Allan, Lindesay y Parker (1996); National Climatic Data Center (NOAA, 2014); índice de lluvia tropical (TRI, por sus siglas en inglés) (Wright, 1979); índice multivariado de ENSO (MEI) (NOAA, 2014), y los reconstruidos para el norte de México (Stahle

et al., 1998), se encontró una asociación significativa entre RWI e índices estacionales de la literatura (cuadro 5). En general, la correlación encontrada entre los índices de anillo total de la cronología regional residual fue superior a -0.5, lo que indica una relación inversa entre los índices SOI y el valor del índice de ancho de anillo. La asociación fue positiva con los índices TRI y MEI, pues el primero considera la cantidad de lluvia en mm y el índice MEI tiene revertidos los

signos con valores positivos durante la fase El Niño y negativos durante La Niña, no obstante que el fenómeno que se analiza es el mismo.

La mejor relación encontrada entre los diversos índices SOI y los índices de anillo total fue la obtenida entre los índices SOI invernal (Allan et al., 1996) y la cronología CR-Acaponeta; situación que corrobora el efecto favorable de este fenómeno, al incrementar la precipitación del periodo invernal en dicha región (figura 11).

Cuadro 5. Relación entre la cronología regional CR-Acaponeta y los índices estacionales promedio SOI del periodo invierno-primavera.

Variable	Periodo (años)	Correlación	Fuente
¹ SOI reconstruido (diciembre-febrero)	1706-1977 (272)	- 0.50	Stahle et al., 1998
² Allan SOI invernal (diciembre-febrero)	1876-1996 (121)	- 0.63	Allan, Lindsay & Parker, 1996
³ TRI enero-abril	1895-1995 (101)	0.53	Wright, 1979
⁴ MEI enero-abril	1871-2005 (125)	0.56	Wolter & Timlin, 2011
⁵ SOI enero-abril	1880-2013 (134)	- 0.54	NOAA, 2014

¹SOI reconstruido (diciembre-febrero): índices SOI reconstruidos derivados de los primeros cuatro componentes principales de una red dendrocronológica de Norteamérica y de Java, Indonesia, que explican 53% de la varianza del SOI en el periodo invernal (diciembre-febrero) (Stahle et al., 1998); ²Allan SOI invernal (diciembre-febrero): índices de SOI basados en la diferencia de presión de la temperatura de agua del mar entre las islas de Tahití y Darwin, Australia, y que considera las anomalías de la diferencia de las medias normalizada de las series en desviaciones estándar (x10) para el periodo 1876-1996 (Allan et al., 1996). ³TRI: índice de lluvia tropical, constituye una estimación de la variabilidad de ENSO, al fundamentarse en las anomalías de precipitación en la región del Pacífico central, lo que le da una mayor estabilidad que el índice Tahití-Darwin (Wright, 1979); ⁴MEI: índice multivariado de ENSO, que se fundamenta en seis variables registradas en el Pacífico Tropical, las cuales son presión al nivel del mar (P), componentes del viento superficial tanto zonal (U) como meridional (V), temperatura del agua superficial del mar (S), temperatura del aire (A) y fracción total de nubosidad del cielo (C). EL MEI se obtiene de manera separada al integrar las variables de manera bimestral (diciembre-enero, enero-febrero, etc.). El MEI se calcula como el primer componente sin rotación (PC), al combinar las seis variables señaladas (Wolter & Timlin, 2011). Con este índice, valores negativos MEI representan la fase fría (La Niña) de ENSO y positivo, la fase cálida (El Niño). ⁵SOI enero-abril es el índice que considera diferencia de presión en el océano Pacífico, en particular entre las islas de Tahití y Darwin. Valores negativos sostenidos por debajo de -8 indican episodios de El Niño (Allan et al., 1996).

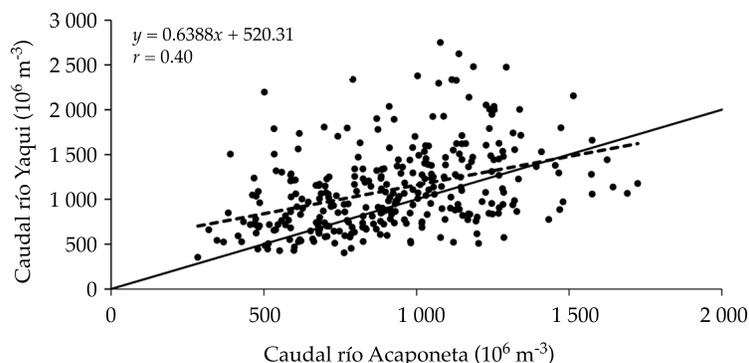


Figura 10. Caudal reconstruido del río Valle del Yaqui y de río Acaponeta. La línea sólida representa la relación 1:1 y la línea punteada corresponde a la ecuación.

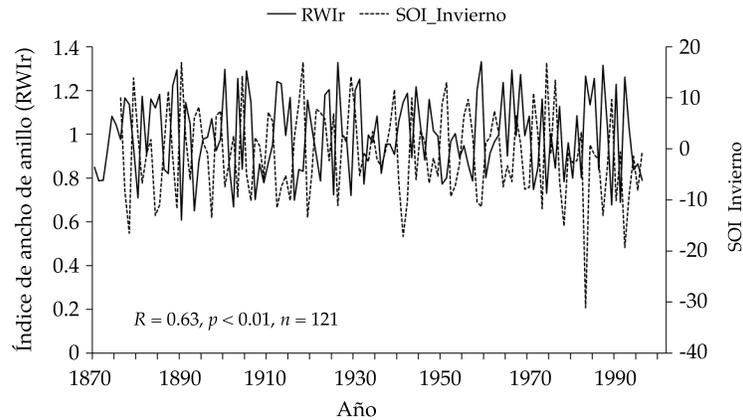


Figura 11. Relación entre la cronología regional, versión residual (RWIr) y el índice SOI del periodo invernal (de acuerdo con Allan, Lindsay, & Parker, 1996). La relación es negativa, pues mientras los SOI se tornan negativos (años El Niño), el crecimiento del anillo total se incrementa; caso contrario ocurrió en años La Niña, donde el crecimiento se redujo debido a sequías severas.

La relación observada fue particularmente alta ($r = -0.76$, $p < 0.01$, $n = 61$) durante años intensos de El Niño/La Niña, donde se observó que a menor valor de este índice, se presentó un incremento en el índice de anillo total asociado con un aumento en la precipitación y, por ende, en el gasto promedio; este comportamiento se presentó en más del 90% de los años con valores negativos SOI, entre algunos de ellos se encuentran los años de 1919 (-13.42), 1941 (-17.12), 1978 (-15.12), 1981 (-16.52), 1983 (-31.12), 1992 (-19.32); caso contrario ocurrió en años con dominancia de la fase fría (La Niña) de valores positivos SOI, donde el valor del índice de ancho de anillo fue inferior al promedio, como ocurrió en 1879 (13.88), 1910 (16.98), 1929 (14.18), 1951 (12.98), 1971 (10.88), 1974 (16.88) y 1989 (9.68). La alta asociación entre el crecimiento radial de las especies arbóreas en la cuenca del río Acaponeta y los índices SOI sugieren que esta región es sensible a la influencia de ENSO en su fase cálida y fría, respectivamente. Esta información es relevante para un mejor entendimiento de la variación interanual y multianual ocasionada por este fenómeno circulatorio, el cual, gracias a su monitoreo constante en el Pacífico tropical

puede ser predicho con meses de antelación, en particular sus eventos extremos (Jin *et al.*, 2008).

Discusión

Integración de la cronología única

Este estudio demuestra que la integración de una red regional y confiable a partir del muestreo de árboles establecidos en la parte alta de la cuenca es posible. Las cronologías de diferentes especies mostraron una señal de crecimiento común. El hecho de que la intercorrelación y sensibilidad de la cronología se incrementa con la altitud indica que las especies de mayor distribución altitudinal registran con mayor intensidad los cambios en humedad; sin embargo, a mayores altitudes, la autocorrelación aumenta, indicando que el agua almacenada en el perfil del suelo del año previo es más importante en mayores altitudes que en las partes bajas donde los árboles pueden aprovechar el escurrimiento superficial (Castruita-Esparza *et al.*, 2016). Esta información es congruente con los valores de $EPS > 0.85$ que requieren de 17 árboles, es decir, dos tercios más que en mayores altitudes.

Corroborar el potencial de las series de anillos para comprender la variación de los caudales es importante. En el norte de México se ha podido explicar la dinámica de caudales con anillos de crecimiento empleando cronologías de anillos separadas más de 300 km (Brito-Castillo et al., 2003). En este caso, la distancia entre las cronologías no es mayor que 100 km. La integración de redes dendrocronológicas a nivel de subcuenca, cuenca o región hidrológica se ha usado con frecuencia para entender de mejor manera la variabilidad hidroclimática histórica que caracteriza una región y para generar reconstrucciones de flujo representativas de los principales tributarios que se alimentan del agua generada en las partes altas de las cuencas forestadas (Villanueva-Díaz et al., 2005; Woodhouse, Stahle & Villanueva-Díaz, 2012). Para integrar una serie dendrocronológica representativa de una región, las series individuales deben mostrar una variación interanual y multianual similar; en este caso, los índices de las diversas cronologías distribuidas en el área de captación y producción de agua del río Acafoneta mostraron una asociación común y estuvieron correlacionadas significativamente entre sí, de tal forma que al integrarlas en una cronología regional, ésta constituyó un “proxy” confiable de las condiciones hidroclimáticas dominantes en toda el área de captación y producción de agua.

Dos factores que debieron haber contribuido a encontrar una correlación alta (0.70) y significativa en las salidas del caudal Acafoneta y los anillos de crecimiento son, por un lado, el hecho de que la Sierra Madre Occidental es un complejo fisiográfico con clima templado estable en la parte alta; por otro lado, la rápida respuesta de crecimiento de las coníferas a la precipitación y temperatura permite la definición clara de anillos de crecimiento. Cuanto más definida es la fisiografía y el clima, los anillos de las coníferas registran con mayor fidelidad los cambios de clima. Por ejemplo, en la región del Himalaya, *Larix griffithiana* explicó hasta el 61% de la variabilidad del río Lachen en los últimos 300 años (Shah, Bhattacharyya, & Chaudhary,

2014). En el noreste de China, ocho cronologías de *Picea schrenkiana* separadas 80 km explicaron el 51% de la variación del caudal del río Manasi, con una señal común por casi 400 años (Yuan et al., 2007). Una cronología compuesta por *Austrocedrus chilensis* y *Pilgerodendron uviferum* explicó 42% de la variación del caudal del río Puelo (diciembre-mayo) en Chile, con una extensión de 400 años; la distancia entre sitios fue de hasta 150 km (Lara, Villalba, & Urrutia, 2008). Para el río Santa Fe, una cronología combinada de *Pinus edulis* y *Pseudotsuga menziesii*, con separación de sitios dentro de los 100 km, logró una correlación de 0.50 y 0.62 para explicar la dinámica del caudal a partir de la cronología en el corto y largo plazos, respectivamente; el alcance de la cronología fue de 700 años (Margolis, Meko, & Touchan, 2011).

La partición del anillo total en bandas de madera temprana y tardía tiene la ventaja comparativa de que se pueden generar reconstrucciones de escurrimientos y de variables climáticas estacionales, como precipitación invierno-primavera con madera temprana y anillo total (Panshin & Zeeuw, 1980; Cleaveland et al., 2003), y precipitación de verano con madera tardía (Griffin, Meko, Touchan, Leavitt, & Woodhouse, 2011). Para el caso de la cronología regional de madera temprana y de anillo total en el río Acafoneta, éstas respondieron al gasto medio escurrido enero-agosto, que cubre el periodo estacional invierno-primavera e inicio del verano; mientras que la cronología de madera tardía se relacionó más con el gasto promedio de verano y principios de otoño. El análisis comparativo entre ambas reconstrucciones proporciona una idea más clara de la variabilidad estacional del gasto disponible en el río Acafoneta y de los fenómenos circulatorios que lo afectan.

Dinámica del caudal medio

El caudal reconstruido agosto-octubre en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ y transformado en millones de metros cúbicos (Mm^3) o hectómetros cúbicos (hm^3) fue del orden de 905 hm^3 , lo que constituye casi 70% del volumen de escurrimiento anual del río

Acaponeta, estimado en 1 336 hm³ para los últimos 50 años, y que se ha utilizado para estimación de gastos ecológicos y dotación de volúmenes con fines de riego (De la Lanza *et al.*, 2012). El volumen reconstruido, aunque mostró fluctuaciones de alta y baja frecuencia en los últimos 314 años, con un rango de 1 425 hm³ (valor mínimo de 281 hm³ y máximo de 1 706 hm³), podría estar sugiriendo una reducción en el gasto medio estacional agosto-octubre de 981 hm³ en el periodo 1700-1749 a 890 hm³ de 1949 a 1999, y en las últimas dos décadas se redujo un 10%. Sin embargo, es importante señalar que a pesar de esta tendencia, se requiere de más observaciones, pues los datos de dicho estudio indican que la variación en los caudales estacionales y anuales oscila entre 30 y 40%; y además, después de la década de 1970, la variación se ha incrementado (Brito-Castillo *et al.*, 2003).

Aunque en apariencia no existe presión por el agua en la cuenca, los cambios de uso del suelo debido a una explotación forestal intensiva tienen el potencial de conducir a la reducción en el flujo base, como ha ocurrido en otras cuencas aledañas del estado de Durango en la Sierra Madre Occidental (Estrada, Villanueva & Trucios, 2013), aunado a un incremento en granjas acuícolas, particularmente para la explotación de camarón, que demandan volúmenes constantes y adicionales de agua para su explotación (De la Lanza *et al.*, 2012), lo cual influye en la reducción de los gastos registrados en la estación hidrométrica del río Acaponeta. Es muy importante aclarar que los resultados de este estudio no deben tomarse como concluyentes para demostrar la reducción del caudal de manera reciente, pero sí pueden ser un indicio para probar esta hipótesis con un estudio más integral y anticiparse a problemas de manejo de los recursos hídricos en el río Acaponeta.

Relación con eventos circulatorios globales

De manera natural, la fluctuación en la variabilidad hidrológica en el norte y noroeste de México es mayor en la época invierno-primavera debido a la influencia de ENSO; mientras que

en el verano, la influencia del monzón de Norteamérica o mexicano es menor, y la variabilidad interanual es mínima, como se ha demostrado para la cuenca del río Yaqui en Sonora (Nicholas & Battisti, 2008); así, para analizar la variabilidad histórica del flujo invierno-primavera en la cuenca del río Acaponeta, la reconstrucción de gasto enero-agosto proporciona una base de datos ideal para este tipo de análisis, así como para fundamentar de mejor manera gastos ecológicos, cuya limitante es la disponibilidad de registros hidrológicos extensos que permitan disponer de información de la variabilidad hidrológica para estimaciones de volúmenes ecológicos en diversos escenarios (De la Lanza *et al.*, 2012).

La influencia de ENSO en el noroeste y norte de México tiene un impacto muy similar, como se demuestra con estudios hechos en toda esta región (Stahle *et al.*, 1998; Nicholas & Battisti, 2008; Cerano-Paredes *et al.*, 2011; Meko *et al.*, 2013). No obstante, es importante analizar con detalle el grado de impacto y variabilidad hidrológica producida en ciertas regiones hidrológicas, y definir las causas potenciales que originan dicha variación.

Conclusiones

Las cronologías de especies de coníferas, como *P. durangensis*, *P. menziesii*, *P. cooperi*, *P. herrerae* y *P. lumholtzii* muestran una señal común a pesar de una separación de unos 70 km. Los resultados indican que validando las cronologías de la Sierra Madre Occidental se puede lograr la reconstrucción histórica de caudales.

La serie regional de índice de anillo total, madera temprana y tardía estuvo sustentada por un número de núcleos que alcanzó un tamaño de muestra de ocho radios a partir de 1700 y se incrementó a más de 370 radios en la parte final de la cronología. Este resultado muestra el poder de reconstrucción de los caudales con una muestra relativamente pequeña de árboles, siempre que sea posible identificar la señal común de éstos y su intercorrelación con otros sitios en una misma fisiografía.

La serie regional de madera tardía estuvo significativamente correlacionada con el gasto promedio del periodo estacional y se desarrolló una reconstrucción del mismo del periodo 1700-2013. El gasto agosto-octubre fue más estable que otros y es de gran importancia hidrológica, pues los volúmenes representan casi el 80% del volumen total anual.

La alta relación encontrada entre los índices regionales de anillo total y madera temprana con los índices SOI de invierno indica que esta región tiene alta sensibilidad a las fases cálida y fría de ENSO, y la respuesta en crecimiento radial de las coníferas en estudio supera una correlación de 0.75 para eventos intensos El Niño/La Niña.

No obstante que la red dendrocronológica se integró por ocho series dendrocronológicas, es importante ampliar la red y extender las series de tiempo para generar información más extensa de las fluctuaciones hidroclimáticas que caracterizan la captación y producción de agua en otras regiones del país. Aunque los resultados de este estudio no deben tomarse como concluyentes para demostrar la reducción del caudal del río Acaponeta en las últimas décadas, los hallazgos de este estudio indican la necesidad de probar esta hipótesis con un análisis más integral y anticiparse a problemas de manejo de los recursos hídricos en el río Acaponeta.

Agradecimientos

La presente investigación se apoyó con fondos del Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Climático (IAI) a través del proyecto CRN # 2047, financiado a su vez por el US/National Science Foundation (Grant GEO-0452325); asimismo, se tuvo apoyo del INIFAP, por medio del proyecto fiscal: *Influencia de patrones atmosféricos circulatorios en la frecuencia de incendios forestales en la Sierra Madre Occidental*.

Referencias

Allan, R., Lindesay, J., & Parker, D. (1996). *El Niño Southern Oscillation and climate variability*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.

- Brito-Castillo, L., Díaz-Castro, S., Salinas-Zavala, C. A., & Douglas, A. V. (2003). Reconstruction of long-term winter streamflow in the Gulf of California continental watershed. *Journal of Hydrology*, 278(1), 39-50.
- Castruita-Esparza, L. U., Correa-Díaz, A., Gómez-Guerrero, A., Villanueva-Díaz, J., Ramírez-Guzmán, M. E., Velázquez-Martínez, A., & Ángeles-Pérez, G. (2016). Basal area increment series of dominant trees of *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco show periodicity according to global climate patterns. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22(3), 379-397.
- Cerano-Paredes, J., Villanueva-Díaz, J., Valdez-Cepeda, R. D., Méndez-González, J., & Constante-García, V. (2011). Sequías reconstruidas en los últimos 600 años para el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 2(SPE2), 235-249.
- Cleaveland, M. K., Stahle, D. W., Therrell, M. D., Villanueva-Díaz, J., & Burns, B. T. (2003). Tree-ring reconstructed winter precipitation and tropical teleconnections in Durango, Mexico. *Climatic Change*, 59(3), 369-388.
- Conagua (2008). *Statistics on water in Mexico*. Mexico, DF: Comisión Nacional del Agua.
- Cook, E. R. (1987). The decomposition of tree-ring series for environmental studies. *Tree-Ring Bulletin*, 47, 37-59.
- Cook, E. R., & Jacoby, G. C. (1983). Potomac River streamflow since 1730 as reconstructed by tree rings. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 22(10), 1659-1672.
- Cook, E. R., & Peters, K. (1981). The smoothing spline: A new approach to standardizing forest interior tree-ring width series for dendroclimatic studies. *Tree-Ring Bulletin*, 41, 45-53.
- De la Lanza-Espino, G. D. L., Carbajal-Pérez, J. L., Salinas-Rodríguez, S. A., & Barrios-Ordóñez, J. E. (2012). Medición del caudal ecológico del río Acaponeta, Nayarit, comparando distintos intervalos de tiempo. *Investigaciones Geográficas*, 78, 62-74.
- Descroix, L., González-Barrios, J. L., & Estrada-Avalos, J. (2004). *La Sierra Madre Occidental, una fuente de agua amenazada*. Durango, México: INIFA, Institut de Recherche pour le Développement.
- Estrada, A. J., Villanueva, D. J., & Trucios, C. T. (2013). *La cuenca del río Nazas en el norte de México: retos y perspectivas de sus recursos naturales*. Valdivia, Chile: Red ProAgua, CYTED.
- FAO-UNESCO (1988). *Soil map of the world, revised legend*. World Resources Report, 60. Rome: FAO-UNESCO.
- Fritts, H. C. (1976). *Tree rings and climate*. New York: Academic.
- García-Arévalo, A., & González-Elizondo, M. S. (2003). *Pináceas de Durango*. México, DF: Comisión Nacional Forestal e Instituto de Ecología, AC.
- González, E., González, M., & Márquez, M. A. (2007). *Vegetación y ecorregiones de Durango*. México, DF: Instituto Politécnico Nacional.

- Griffin, D., Meko, D. M., Touchan, R., Leavitt, S. W., & Woodhouse, C. A. (2011). Latewood chronology development for summer-moisture reconstruction in the US Southwest. *Tree-Ring Research*, 67(2), 87-101.
- Grissino-Mayer, H. D. (2001). Evaluating cross dating accuracy: A manual and tutorial for the computer program *Cofecha*. *Tree-Ring Research*, 57(2), 205-221.
- Holmes, R. L. (1983). Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin*, 43(1), 69-78.
- Jin, E. K., Kinter III, J. L., Wang, B., Park, C. K., Kang, I. S., Kirtman, B. P., & Shukla, J. (2008). Current status of ENSO prediction skill in coupled ocean-atmosphere models. *Climate Dynamics*, 31(6), 647-664.
- Lara, A., Villalba, R., & Urrutia, R. (2008). A 400-year tree-ring record of the Puelo River summer-fall streamflow in the Valdivian Rainforest eco-region, Chile. *Climatic Change*, 86(3-4), 331-356.
- Margolis, E. Q., Meko, D. M., & Touchan, R. (2011). A tree-ring reconstruction of streamflow in the Santa Fe River, New Mexico. *Journal of Hydrology*, 397(1), 118-127.
- Meko, D. M., Touchan, R., Díaz, J. V., Griffin, D., Woodhouse, C. A., Castro, C. L., & Leavitt, S. W. (2013). Sierra San Pedro Mártir, Baja California, cool-season precipitation reconstructed from early wood width of *Abies concolor* tree rings. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(4), 1660-1673.
- Meko, D. M., Woodhouse, C. A., & Morino, K. (2012). Dendrochronology and links to streamflow. *Journal of Hydrology*, 412, 200-209.
- Nicholas, R. E., & Battisti, D. S. (2008). Drought recurrence and seasonal rainfall prediction in the Yaqui River Basin, Mexico. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47(4), 991-1005.
- NOAA (2016). *Trends in atmospheric CO₂*. Accessed June 2016. Earth System Research Laboratory, National Oceanographic and Atmospheric Administration, United States Department of Commerce. Recovered from ftp://ftp.cmdl.noaa.gov/ccg/co2/trends/co2_mm_mlo.txt.
- Panshin, A. J., & Zeeuw, C. D. (1980). *Textbook of wood technology*. 4th edition. New York: McGraw-Hill Book Co.
- Robinson, W. J., & Evans, R. (1980). A microcomputer-based tree-ring measuring system. *Tree-Ring Bulletin*, 40, 59-64.
- SAS (2012). SAS/ETS, 9.3 User's Guide. Statistical Analysis System. Cary: SAS Institute Inc.
- Seager, R., Ting, M., Davis, M., Cane, M., Naik, N., Nakamura, J., & Stahle, D. W. (2009). Mexican drought: An observational modeling and tree ring study of variability and climate change. *Atmósfera*, 22(1), 1-31.
- Shah, S. K., Bhattacharyya, A., & Chaudhary, V. (2014). Streamflow reconstruction of Eastern Himalaya River, Lachen 'Chhu', North Sikkim, based on tree-ring data of *Larix griffithiana* from Zemu Glacier basin. *Dendrochronologia*, 32(2), 97-106.
- Stahle, D. W., Burnette, D. J., Díaz, J. V., Heim Jr, R. R., Fye, F. K., Paredes, J. C. & Cleaveland, M. K. (2012). Pacific and Atlantic influences on Mesoamerican climate over the past millennium. *Climate Dynamics*, 39(6), 1431-1446.
- Stahle, D. W. & Cleaveland M. K. (1992). Reconstruction and analysis of spring rainfall over the southeastern US for the past 1000 years. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 73 (12), 1947-1961.
- Stahle, D. W., D'Arrigo, R. D., Krusic, P. J. & Cleaveland, M. K. (1998). Experimental dendroclimatic reconstruction of the Southern Oscillation. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79(10), 2137.
- Stokes, M. A. & Smiley T. L. (1996). *An introduction to tree-ring dating*. Tucson: University of Arizona Press.
- Villanueva, D. J., Paredes, J. C., Guerrero, A. G., Esparza, L. U. C., Stahle, D. W., & Corral, J. A. R. (2014). Volúmenes reconstruidos en presas del Valle del Yaqui con anillos anuales de coníferas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10, 1977-1991
- Villanueva-Díaz, J., Luckman, B. H., Stahle, D. W., Therrell, M. D., Cleaveland, M. K., Cerano-Paredes, J., & Jasso-Ibarra, R. (2005). Hydroclimatic variability of the upper Nazas basin: Water management implications for the irrigated area of the Comarca Lagunera, Mexico. *Dendrochronologia*, 22(3), 215-223.
- Villanueva-Díaz, J., Fulé, P. Z., Cerano-Paredes, J., Estrada-Ávalos, J., & Sánchez-Cohen, I. (2009). Reconstrucción de la precipitación estacional para el barlovento de la Sierra Madre Occidental con anillos de crecimiento de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco. *Ciencia Forestal en México*, 34(105), 37-69.
- Villanueva-Díaz, J., Cerano-Paredes, J., Constante-García, V., Stahle, D. W., Estrada-Ávalos, J., & Tostado-Plascencia, M. M. (2011). Variabilidad hidroclimática histórica del norte de México inferida con anillos de crecimiento de Douglas-fir. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 2(spe2), 221-334.
- Villanueva-Díaz, J., Cerano-Paredes, J., Gómez-Guerrero, A., Correa-Díaz, A., Castruita-Esparza, L. U., Cervantes-Martínez, R. & Martínez-Sifuentes, A. R. (2014). Cinco Siglos de Historia dendrocronológica de los ahuehetes (*Taxodium mucronatum* Ten.) del Parque del Contador, San Salvador Atenco, Estado de México. *Agrociencia*, 48(7), 725-737.
- Wigley, T. M., Briffa, K. R., & Jones, P. D. (1984). On the average value of correlated time series, with applications in dendroclimatology and hydrometeorology. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 23(2), 201-213.
- Wolter, K., & Timlin, M. S. (2011). El Niño/Southern Oscillation behavior since 1871 as diagnosed in an extended multivariate ENSO index (MEI. ext). *International Journal of Climatology*, 31(7), 1074-1087.
- Woodhouse, C. A. (2001). A tree-ring reconstruction of streamflow for the Colorado front range. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 37(3), 561-569.

- Woodhouse, C. A., Stahle, D. W., & Villanueva-Díaz, J. (2012). Río Grande and Río Conchos water supply variability over the past 500 years. *Climate Research*, 51(2), 147-158.
- Wright, P. B. (1979). Persistence of rainfall anomalies in the central Pacific. *Nature*, 277, 371-374.
- Yang, B., Qin, C., Shi, F., & Sonechkin, D. M. (2011). Tree ring-based annual streamflow reconstruction for the Heihe River in arid northwestern China from AD 575 and its implications for water resource management. *The Holocene*, 22(7), 773-784.
- Yuan, Y., Shao, X., Wei, W., Yu, S., Gong, Y., & Trouet, V. (2007). The potential to reconstruct Manasi River streamflow in the northern Tien Shan Mountains (NW China). *Tree-Ring Research*, 63(2), 81-93.

Dirección institucional de los autores

Dr. José Villanueva
M.C. Julián Cerano
M.C. Sergio Rosales
Dr. Juan Estrada
M.C. Aldo R. Martínez

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP)
Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera (CENID RASPA)
km 6.5 Margen Derecha del Canal Sacramento
27130 Gómez Palacio, Durango, México
Teléfono: +52 (871) 159 0104, 05, 07
villanueva.jose@infap.gob.mx
cerano.julian@infap.gob.mx
rosales.eriberto@infap.gob.mx
estrada.juan@infap.gob.mx; im_aldo09@hotmail.com

Dr. Armando Gómez
Dr. Luis U. Castruita

Colegio de Postgraduados
Carretera México-Texcoco, km 36.5
56230 Montecillo, Texcoco, Estado de México, México
Teléfono: +52 (595) 9520 246
agomezg@colpos.mx
castruita.luis.colpos.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Tratamiento microbiano de aguas ácidas resultantes de la actividad minera: una revisión

• José Santiago Pozo-Antonio* •
Universidade de Vigo, España

*Autor para correspondencia

• Iván Puente •
Escuela Naval Militar, España

• Susana Lagüela •
Universidad de Salamanca, España

• María Veiga •
Universidade de Vigo, España

Resumen

Pozo-Antonio, J. S., Puente, I., Lagüela, S., & Veiga, M. (mayo-junio, 2017). Tratamiento microbiano de aguas ácidas resultantes de la actividad minera: una revisión. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 75-91.

La oxidación de minerales sulfurados presentes en los residuos de actividad minera de yacimientos polimetálicos con sulfuros, especialmente piritita u otros, como calcopiritita o pirrotina, genera drenajes ácidos de mina (AMD, por sus siglas en inglés, *acid mine drainage*) ricos en elementos potencialmente tóxicos, que pueden contaminar a los cuerpos de agua vulnerables, ya sean superficiales o profundos. La oxidación de la piritita y, en menor grado, la de otros sulfuros, por la acción del aire y agua tiene lugar a través de dos tipos de mecanismos: uno de naturaleza inorgánica, debido al oxígeno molecular o al ion férrico; y otro con intervención biótica, fundamentalmente de bacterias oxidantes del azufre y del hierro. La necesidad de mitigar y prevenir la formación de AMD ha promovido el desarrollo de numerosas investigaciones sobre los mecanismos de oxidación y su prevención. Los resultados de las investigaciones han sido la base del desarrollo de tecnologías de prevención o control basadas en procedimientos físicos, químicos y biológicos; el uso de medidas microbiológicas es la menos dañina para el medio ambiente, dado que se trata de seres presentes en el mismo y que no conlleva la adición de agentes artificiales. El objetivo de esta revisión es examinar la documentación centrada en técnicas que actúan sobre los microorganismos oxidantes de Fe inhibiendo su actividad (técnicas preventivas) y en el empleo de microbios que reducen la acidez de los AMD ya generados (técnicas de remediación).

Palabras clave: AMD, *Thiobacillus ferrooxidans*, microorganismos, piritita, remediación, minería.

Abstract

Pozo-Antonio, J. S., Puente, I., Lagüela, S., & Veiga, M. (May-June, 2017). *Microbial treatment of acid mine drainage (AMD): A review*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(3), 75-91.

The oxidation of sulfide minerals, present in many current and historical abandoned mining activities of polymetallic deposits with sulphide, especially pyrite or others as pyrrhotite or chalcopyrite, generates acid mine drainage rich in potentially toxic elements that can contaminate sensitive water bodies, either superficial or deep. Pyrite oxidation and to a lesser extent, that of other sulfides, upon exposure of air and water, is conducted via two mechanisms: one of inorganic nature, due to the molecular oxygen or the ferric ion; and another mechanism with biotic intervention, mainly sulphur or iron-oxidizing bacteria. The need to mitigate and prevent AMD formation, has promoted the development of numerous studies on the oxidation mechanisms and AMD prevention. The research findings have been the basis for the development of prevention or control technologies based on physical, chemical and biological processes, the latter being much less harmful to the environment, given that they are already present there and it does not entail the addition of artificial agents. The aim of this review is to examine documentation focused on techniques that inhibit the action of the iron-oxidizing bacteria (prevention techniques) and the use of microbial communities to reduce the acidity of existing AMD (remediation techniques).

Keywords: AMD, *Thiobacillus ferrooxidans*, microorganisms, pyrite, remediation, mining.

Recibido: 15/09/2014
Aceptado: 09/01/2017

Introducción

Un gran número de ríos en el mundo presenta contaminación metálica derivada de los procesos de oxidación de sulfuros resultantes de actividades mineras (Battaglia-Brunet *et al.*, 2012; García-Moyano, González-Toril, Aguilera, & Amils, 2012; Klein, Tischler, Muhling, & Schlomann, 2013), como es el caso del río Spree en Alemania, en el cual se calculó que durante 2015 se descargaron 130 000 toneladas de sulfato (Sonntag, 2007). Los drenajes ácidos de mina (AMD del inglés, *acid mine drainage*) contienen concentraciones de sulfato desde gramos hasta cientos de gramos por litro (Nordstrom, Alpers, Ptacek, & Blowes, 2000; Blowes, Ptacek, Jambor, & Weisener, 2003). Los minerales responsables de la generación de los AMD son los sulfuros de hierro (pirita, FeS_2 y la pirrotita, Fe_{1-x}S) y, en menor medida, calcopirita, marcasita, esfalerita, etcétera, los cuales son estables e insolubles en ausencia de agua y oxígeno atmosférico (González-Toril, Llobet-Brossa, Casamayor, Amann, & Amils, 2003; Johnson, 2003; Árcega-Cabrera, Castillo-Blum, & Armienta, 2010). La gestión eficaz de los AMD y la corrección de los impactos que producen sólo es posible si se conocen los procesos que influyen en la liberación y transporte de los elementos potencialmente tóxicos, en particular de los denominados metales pesados (Armienta, Talavera, Morton, & Barrera, 2003; Árcega-Cabrera *et al.*, 2010; Inocencio-Flores, Velázquez-Machuca, Pimentel-Equihua, Montañez-Soto, & Venegas-González, 2013).

Dada la posibilidad de acceso de los AMD a sistemas hidrológicos superficiales o a sistemas acuíferos subterráneos que sean utilizados para el consumo humano o industrial, en los últimos años se ha invertido tiempo y dinero en la investigación centrada en técnicas correctoras y preventivas de los AMD (Gallert & Winter, 2002). Su formación ha sido ampliamente reconocida como uno de los grandes problemas ambientales en muchas regiones mineras (Cohen-Ronald, 2006; Johnson, 2003; Hallberg, 2010; García-Moyano *et al.*, 2012). Por lo tanto, existen normativas europeas (European Union's

Water Framework Directive) que regulan la cantidad de sulfato en las aguas.

La necesidad de prevenir la formación de AMD ha provocado el desarrollo de investigaciones sobre los mecanismos de oxidación y su prevención (Nordstrom *et al.*, 2000; Johnson & Hallberg, 2003, 2005; Hallberg, 2010). La información generada sobre el tema es poca debido a que la oxidación de los sulfuros es compleja y sus efectos pueden variar de manera enorme entre distintos lugares y condiciones (Klein *et al.*, 2013).

En el ámbito internacional, entre las entidades preocupadas por el control de los AMD se tiene a las siguientes:

- International Network for Acid Prevention (INAP): agrupación de empresas de minería comprometida con el control de los AMD.
- Mine Environment Neutral Drainage Program (MEND): organismo fundado por el gobierno canadiense, con el objetivo de desarrollar tecnologías para reducir los efectos de los AMD.
- Acid Drainage Technology Initiative (ADTI): grupo de EUA que incluye representantes de empresas, estado, gobiernos federales y universidades.
- Partnership for Acid Drainage Remediation (PADRE): comisión europea de la International Mine Water Association (IMWA), destinada al estudio de mejores prácticas en la remediación de los AMD de minas en activo y abandonadas en Europa.

Mecanismo de oxidación y disolución de iones potencialmente tóxicos

Una aproximación al mecanismo de degradación de la calidad del agua por introducción de metales pesados disueltos procedentes de actividades mineras sigue los pasos del esquema de la figura 1.

Los sulfatos formados en la cuarta etapa se vuelven a disolver cuando el drenaje ácido deja de funcionar o se producen otros aportes de aguas más puras, que quedan contaminadas

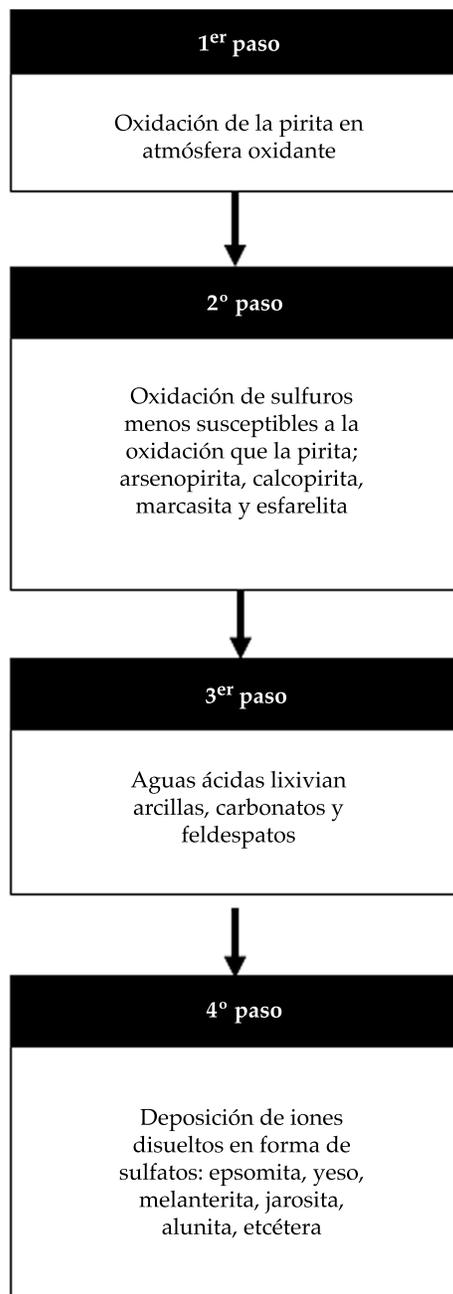


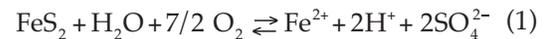
Figura 1. Pasos o etapas de formación de AMD. Fuentes: Baker y Banfield, 2003; Hallberg, 2010.

en poco tiempo. El resultado final es que los cuerpos de agua se acidifican y presentan altas concentraciones de sulfatos, cationes alcalinos y elementos potencialmente tóxicos, como los denominados metales pesados.

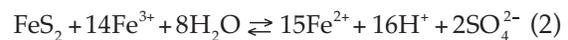
La pirita se oxida a sulfatos, siendo esta reacción catalizada por actividad bacteriana, generando acidez y liberando hierro en forma iónica (Hallberg, 2010). Una vez que este fenómeno se ha iniciado es muy difícil controlarlo sin un coste elevado (Cruz & Monroy, 2006), por lo que se requiere de técnicas predictivas eficientes para poder proponer medidas de prevención y control.

Existen dos mecanismos de oxidación (Nancucheo & Barrie-Johnson, 2011):

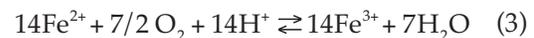
1. Reacción directa del oxígeno con la pirita para dar lugar a iones sulfato y acidez. Se trata de un mecanismo inorgánico, donde el agente oxidante es el oxígeno. Este mecanismo se corresponde con la reacción (1):



2. Sustitución del oxígeno por el ion férrico, actuando como oxidante (2). Se trata de otro mecanismo inorgánico:



Para que esta reacción tenga lugar es necesaria una reacción previa (3), donde el ion ferroso se oxida *in situ* (Singer & Stumm, 1970):



Otros minerales sulfuros son oxidados de forma similar a la pirita, dando lugar a metales y sulfatos en disolución; los AMD contienen diversos metales, por ejemplo Cu, Fe, Zn, Al, Pb, As, Cd, etcétera, en concentraciones tóxicas. En el AMD (pH = 3.0) de mina de cobre se pueden registrar las siguientes concentraciones: Co (9.00 mg/l); Cu (45.50 mg/l); Fe (435.00 mg/l); Mn (7.21 mg/l); Ni (3.80 mg/l); Pb (7.50 mg/l); Zn (7.00 mg/l), y sulfato (3 360.00 mg/l) (Sahinkaya & Yucesoy, 2010; Sahinkaya, Dursun, Ozkaya, & Kaksonen, 2013).

Factores abióticos y bióticos involucrados en la oxidación

La producción de acidez se ve muy favorecida por la finura de grano de la pirita y se ve influenciada, entre otros factores, por la temperatura, velocidad de penetración del oxígeno, humedad o las características hidrogeológicas del lugar (Stumm & Morgan, 1981).

La oxidación del Fe es un mecanismo dependiente del pH y Eh. La actividad microbiana aumenta la velocidad de formación de AMD y puede ser responsable de la mayor parte del AMD generado, principalmente por poblaciones de bacterias quimiolitotróficas acidófilas o neutrofilas, cuyos mecanismos de actuación son diferentes (Bonney & Holmes, 2012; Dopson & Johnson, 2012; Klein et al., 2013; Ilbert & Bonney, 2013). Las principales bacterias oxidantes de Fe en la formación de los AMD son las acidófilas del género *Thiobacillus* y las neutrófilas *Gallionella ferrugineala* y *Leptothrix* sp. (Hedrich et al., 2011; Klein et al., 2013), aunque pueden contribuir también otros grupos, como el *Leptospirillum* sp., que llevan el pH a valores menores de cuatro, donde ya puede intervenir *Thiobacillus* (Baker & Banfield, 2003; Johnson & Hallberg, 2003; Schippers et al., 2010; Korehi, Bloethe, & Schippers, 2014; Joshi 2014; Jones et al., 2015). El principal nutriente de estas bacterias autótrofas es el CO₂ (Stumm & Morgan, 1981). También es un importante nutriente el fósforo que se encuentra en trazas en los AMD (Banks, Younger, Amesen, Iversen, & Banks, 1997). El fosfato precipita como fosfatos de Fe o es adsorbido a minerales férricos (Stumm & Morgan, 1981). Otro nutriente importante es el nitrógeno presente en los nitratos que habitualmente se encuentran en los AMD como consecuencia del uso de explosivos de N en las actividades mineras (Banks et al., 1997). Otra fuente importante de N es el amonio, cuya falta puede provocar la reducción de la actividad bacteriana (Tuovinen, Panda, & Tsuchiya, 1979).

Mientras que la oxidación del ion ferroso es termodinámicamente favorable, su cinética es muy lenta cuando los valores de pH son

menores que cuatro. Sin embargo, las bacterias oxidantes *Thiobacillus ferrooxidans* utilizan la energía y pueden aumentar de forma significativa su tasa de oxidación (IPAT-UNESCO, 2000). Las bacterias que actúan como catalizadores aceleran esta reacción de 4 a 50 veces, con el consiguiente aumento de la acidez de las aguas (Johnson & Hallberg, 2003).

Por tanto, existen diversos procedimientos de naturaleza física, química y biológica para inhibir o reducir la acidez de los AMD. Esta revisión está centrada en las técnicas que actúan sobre los microorganismos oxidantes del Fe inhibiendo su actividad (técnicas preventivas), a través del empleo de bacterias, detergentes aniónicos, conservantes biológicos o vegetación, y en aquellas estrategias centradas en el empleo de microorganismos que reducen la acidez de los AMD (técnicas de remediación), en particular a través del uso de microbios transformadores de azufre y de metales, y la creación de humedales.

Prevención: inhibición microbiana de los AMD

Tal y como afirmaron Johnson y Hallberg en su revisión bibliográfica, es considerablemente más rentable tratar el residuo y prevenir las condiciones que causan el deterioro que tratar las aguas ya degradadas (Johnson & Hallberg, 2005). La naturaleza del problema de acidez depende del origen del residuo minero y su grado de meteorización, y esto debe tenerse en cuenta para determinar el método adecuado para el postratamiento. El uso final deseado del área que ocupan los residuos mineros potencialmente generadores de AMD es también un factor crucial para la elección de las acciones de prevención. Los microorganismos influyen en la movilidad de los metales en el residuo de mina de muchas maneras. Algunos microorganismos causan una movilización del metal, mientras que otros contribuyen a que la disponibilidad del metal sea limitada (Solano, 2005; Hallberg, 2010). La influencia de los microorganismos en la movilidad del metal depende de cuál de estos procesos domina.

Los métodos centrados en la adición de sustancias para inhibir la formación de AMD pueden influir directamente sobre los microorganismos oxidantes o intervenir sobre toda la comunidad microbiana. En este último caso se encuentran ventajas, porque estas sustancias pueden mejorar la calidad de las aguas drenadas. Sin embargo, en la mayoría de los casos, para que los efectos sean permanentes, la aplicación de las sustancias inhibidoras tiene que ser repetida. Los experimentos realizados no han sido suficientemente prolongados como para determinar si los efectos del tratamiento sobre los microorganismos son permanentes. Sin embargo, algunos estudios indican que los efectos permanecen tras la degradación del inhibidor (Bernardes de Souza & Mansur, 2011). Se debe prestar especial atención a que los productos químicos antibacterianos utilizados sean compuestos que respeten el medio ambiente y no generen otros daños ambientales.

Los mecanismos de control de los mecanismos de liberación de iones de metales tóxicos pueden deberse a:

- Bacterias libres que constituyen partículas suspendidas móviles que pueden tener una capacidad de absorción del metal más elevada que las del ambiente circundante.
- Crecimiento de las bacterias, que se lleva a cabo en biopelículas formadas en las superficies de los minerales, lo cual los protege de la solubilización y, en consecuencia, reduce el transporte de los metales.

Además de estos mecanismos, Nancuqueo y Barrie-Johnson indicaron que los microorganismos producen agentes complejantes y otros metabolitos que pueden transformar los metales tóxicos en formas más o menos solubles, afectando el grado de solubilidad y movilidad (Nancuqueo & Barrie Johnson, 2011, 2014).

Desde el punto de vista microbiano, las posibles influencias de los microorganismos en el estado químico (especiación) y, en consecuencia, en la movilidad del metal, son numerosas y

complejas, abarcando desde procesos directos, como la transformación del metal y la fijación intracelular, a influencias más indirectas a través de la producción de sustancias que hacen que el metal sea más o menos móvil a través de la complejación. Tales procesos pueden ocurrir en el ambiente que prevalece en los residuos mineros con alta concentración de metales y pueden ser determinantes para la magnitud del impacto ambiental de los residuos de mina (Bernardes de Souza & Mansur, 2011). Estas interacciones entre metales y microorganismos pueden perturbarse por la presencia de otros compuestos, como minerales arcillosos, aniones inorgánicos, cationes competentes, materia orgánica complejante, etcétera. Los metales pueden llegar a estar hidratados, quelados o adsorbidos por estos compuestos, lo cual puede hacer que el metal esté menos disponible para la interacción microbiana.

Los microorganismos participan en el ciclo del carbono y por lo tanto influyen en la cantidad y carácter de la materia orgánica, y en la cantidad y tipo de agentes quelantes orgánicos capaces de unirse a los metales. En general, el tamaño del compuesto de coordinación entre el metal y el ligante orgánico determina si el complejo es móvil o inmóvil en el ambiente. La degradación microbiana puede de este modo cambiar los compuestos metal-orgánicos inmóviles a móviles y/o a formas de metal solubles en agua o viceversa. Sin embargo, la coordinación de los iones metálicos con la materia orgánica disminuye su grado de degradación (Renella, Landi, & Nannipieri, 2004).

Estas técnicas bactericidas son efectivas para el control de la contaminación del agua durante las fases de laboreo y de preparación de las escombreras, considerándose tecnologías más económicas al minimizar el tratamiento posterior del agua y sus costes asociados (Ohimain, Andriesse, & Van Mensvoort, 2004). Ohimain *et al.* señalan la persistencia del cambio que producen estas técnicas en la microbiología de las escombreras una vez desaparecido el bactericida, permitiendo así la estabilidad de la escombrera restaurada (Ohimain *et al.*, 2004).

Dentro de estas técnicas microbianas existen hoy en día cuatro líneas de investigación fundamentales: la inhibición bacteriana biológica (Johnson, Rolfe, Hallberg, & Iversen, 2001; Yang et al., 2008); el empleo de detergentes aniónicos (Li, Qi, & Liu, 2009; Urbanová et al., 2011); el uso de sustancias orgánicas conservantes (Bhatnagar & Singh, 1991), y la aplicación de vegetación (Johnson & Hallberg, 2005), siendo el empleo de medidas microbiológicas mucho menos dañina para el medio ambiente, siempre que no implique la adición de agentes artificiales.

a) Inhibición bacteriana biológica

En la mina de Richmond, en el norte de California, se han realizado estudios con 16 especies distintas de microorganismos, identificando a los taxones procarióticos como los mejores inhibidores de la humificación en condiciones de pH 1, y temperaturas oscilantes entre 30 y 50 °C (Johnson et al., 2001).

Asimismo, se ha observado una marcada inhibición en la degradación del citrato por la *Klebsiella oxytoca* cuando metales como Al, Cd, Co, Cu y Zn se enlazan con un anión orgánico (Renella et al., 2004).

Por otro lado, existen bacterias del género *Caulobacter* que inhiben la formación de ácido en desechos piríticos. Análisis de laboratorio han permitido calcular la reducción en costes de neutralización y almacenamiento de lodos ácidos gracias a ellas (Yang et al., 2008).

b) Inhibición bacteriana por medio del uso de detergentes aniónicos

La inhibición de las bacterias oxidantes del Fe (*Thiobacillus ferrooxidans*) se puede conseguir con diversas sustancias, como los surfactantes aniónicos, que han demostrado lograr la inhibición de modo económico y ambientalmente seguro (Li et al., 2009).

El lauril sulfato sódico (SLS, por sus siglas en inglés *sodium laureth sulfate*) es bastante efectivo en la limitación de la población bacteriana (Li et al., 2009). Muestras que contienen SLS en

concentraciones ascendentes de 5 a 25 ppm muestran un descenso proporcional del cultivo bacteriano hasta detenerlo para 30 ppm. De esta forma, el SLS en concentraciones de 30 ppm y superiores provocará que la acidez y la concentración de hierro sean fuertemente reducidas (Li et al., 2009). En concentraciones bajas, el SLS actúa alterando las propiedades semipermeables de la membrana citoplasmática de la bacteria, permitiendo así la entrada de hidrogeniones en la celda, lo que da lugar a disfunciones en el metabolismo y a una reducción en la velocidad de oxidación del hierro. Las concentraciones elevadas de SLS dañarán de tal modo la membrana que matarán a las bacterias (Urbanová et al., 2011). El SLS se administra con riego por aspersión en soluciones diluidas sobre las escombreras de forma que queden saturados los 30 cm superficiales, donde se produce fundamentalmente la oxidación. Con el paso del tiempo y las precipitaciones, el producto irá profundizando. El SLS se ha mostrado ineficaz en algunas ocasiones, por lo general en zonas con elevadas precipitaciones y baja capacidad de adsorción de los materiales piríticos (Li et al., 2009).

La adición de pequeñas cantidades de surfactantes aniónicos desde el inicio de formación de las escombreras impide la proliferación de bacterias ferroxidantes. De esta manera, las raíces de la vegetación, que requieren oxígeno, comenzarán a desarrollarse de manera adecuada, formándose un ambiente reductor que impedirá ya desde el inicio la degradación ácida de los materiales presentes en la escombrera (Ohimain et al., 2004).

c) Inhibición bacteriana por medio del uso de conservantes biológicos

Se trata de una técnica que utiliza sustancias orgánicas conservantes tóxicas para *Thiobacillus ferrooxidans*. No producen otro tipo de impacto ambiental y se mantienen perfectamente fijadas a los materiales de la escombrera.

Unas de las sustancias más investigadas y ensayadas por su eficiencia son el benzoato

sódico (SBZ por su nombre en inglés, *sodium benzoate*) y el sorbato potásico (PSB del inglés, *potassium sorbate*) (Bhatnagar & Singh, 1991). Cuando las muestras contienen unas concentraciones de inhibidor de hasta 30 ppm, se produce un descenso en la población bacteriana debido a la inhibición parcial, mientras que para concentraciones de 40 ppm y mayores, el SBZ y PSB reducen altamente los parámetros a controlar (Singh, Bhatnagar, & Sinha, 1990). Estas sustancias pueden reaccionar con aguas ácidas, precipitando sales orgánicas (sorbatos y benzoatos), que de ser redisueltas liberarán ácido benzoico y sórbico, también identificados como eficaces inhibidores de *T. ferrooxidans* (Bhatnagar & Singh, 1991). El PSB se ha mostrado como el inhibidor más eficaz, pero es también el más caro, mientras que el SBZ y el SLS presentan efectividad análoga, siendo el SBZ más barato.

d) Inhibición bacteriana por medio de la aplicación de vegetación

Los suelos de áreas descubiertas afectadas por la minería de arranque de carbón exhiben por lo general bajos pH y altas concentraciones de metales (Johnson & Hallberg, 2005). Las áreas con vegetación presentan pH elevados y tendrán mayores niveles de macronutrientes. Johnson y Hallberg detectaron que la diversidad de las familias de hongos en suelos con actividad minera es inferior, en comparación con áreas no explotadas (Johnson & Hallberg, 2005). La aplicación de vegetación sobre escombreras disminuye la producción de ácido a través de los siguientes fenómenos (Johnson & Hallberg, 2005):

1. La raíz compite por el oxígeno y la humedad con bacterias productoras de ácido.
2. El establecimiento de poblaciones de bacterias y hongos conlleva al consumo adicional de oxígeno y a la formación de ácidos orgánicos, que pueden inhibir las *T. ferrooxidans*.

3. Los niveles de dióxido de carbono en la escombrera aumentarán debido a la respiración de la raíz y la población bacteriana heterótrofa, creándose así un microambiente desfavorable para el desarrollo de las *T. ferrooxidans*.
4. La vegetación estabiliza la cubierta, protegiéndola del viento, la erosión e infiltración de agua.

Se usan dos enfoques generales en la revegetación de escombreras con niveles tóxicos de metales pesados (Johnson & Hallberg, 2005):

1. Un enfoque incluye la siembra de genotipos más o menos tolerantes al metal en el residuo.
2. El segundo enfoque es la adición de lodos de aguas residuales, composta o residuos similares a la superficie de las escombreras para facilitar la vegetación.

El establecimiento de la cubierta vegetal puede facilitarse usando plantas tolerantes al metal, empleando una capa de cubierta especial donde las plantas se siembran, adicionando fertilizantes, inoculando micorrizas y/o aplicando plantas en simbiosis con bacterias fijadoras del nitrógeno. De este modo se posibilita el crecimiento de plantas en los residuos, a pesar de su bajo contenido en materia orgánica y nutrientes, como nitrógeno y fósforo.

La elección de la vegetación es de particular importancia y se realiza considerando el lugar, las condiciones climáticas y los genotipos tolerantes a altas concentraciones del metal (Trumm, 2010). El éxito de la recuperación vendrá indicado por el aumento de la producción del suelo, a través de la acumulación continua de materia orgánica medida sobre la base de la acumulación de detritos, los contenidos en carbono y nitrógeno orgánico, y la proliferación de raíces. Todas estas características están fuertemente influenciadas por la actividad microbiana (Trumm, 2010).

La microflora del suelo es de gran importancia para el establecimiento de vegetación

saludable. Los vertederos de minas presentan a menudo bajos contenidos en nutrientes clave, como nitrógeno y fósforo, por lo que es esencial determinar el protagonismo de los microorganismos simbióticos (hongos micorrizas y bacterias fijadoras del nitrógeno) para mejorar el nivel de nutrientes de las plantas usadas para colonizar los residuos de mina (Visser, Straker, & Turchenek, 2010). La inoculación de micorrizas, combinada con arcilla expansiva y fertilizantes de nitrógeno y fósforo, obtuvo un óptimo desarrollo de plantas en una escombrera de una antigua mina de zinc (Pierzynski, Lambert, Hetrick, Sweeney, & Erickson, 2002).

Hay indicios de que las bacterias simbióticas fijadoras del nitrógeno pueden jugar un papel importante en la formación del suelo en los vertederos de minas (Chabbi & Rumpel, 2004). Las escombreras de una mina de uranio en Colorado fueron cubiertas de 15 a 20 cm de arena arcillosa, fertilizada principalmente con *Indian ricegrass* (*Oryzopsis hymenoides*), que se desarrolla en lugares donde ocurre la fijación del nitrógeno (Wullstein, 1980). La fijación del nitrógeno observada en este estudio evitó la necesidad de aplicar nitrógeno. La estabilización de las cubiertas arenosas es otra ventaja conseguida por la aplicación de pastos.

El correcto desarrollo del ciclo del nitrógeno en los ecosistemas de los ambientes de mina es necesario para la revegetación y la estabilidad a largo plazo (Reuben, Worwood, Carrigan, & Sorensen, 2011). Considérese que los residuos de mina no están siempre asociados con la falta de nitrógeno. Sorensen y Fresquez encontraron en áreas de vertederos de carbón en Nuevo México que el nitrógeno orgánico fósil asociado con el lodo y el carbón puede conducir a altos valores de nitrógeno total, amonio, nitrato y nitrito (Sorensen & Fresquez, 1991). Otro aspecto importante del ciclo del nitrógeno es la generación de acidez a través de la nitrificación, que puede dificultar la recuperación. Sin embargo, la desnitrificación consume protones y aumenta el pH.

Se ha demostrado que la adición de fangos residuales en lugar de fertilizantes inorgánicos tiene mejores resultados en el establecimiento y mantenimiento de la vegetación. Además, la

vegetación en los residuos de mina contaminados por metales pesados puede servir en ocasiones de pasto para animales, lo que generaría un problema mayor debido a la asimilación de los metales por parte del ganado y su correspondiente dispersión a otros grupos de la biosfera, provocando efectos tóxicos, incluso para el ser humano (Malik, 2004; Ahluwalia & Goyal, 2007).

El establecimiento de vegetación en áreas minadas puede influir de modo negativo en la movilidad del metal, pues los ácidos orgánicos producidos por la actividad microbiana o por las emanaciones orgánicas de plantas en la rizosfera cambian ampliamente la movilidad de los metales pesados (Schwab, Splichal, & Banks, 2006). En un estudio de campo en Kansas, centrado en la influencia de cuatro ácidos orgánicos principales muy comunes en ese suelo, como ácido fórmico, succínico, acético y láctico, se analizó la movilidad de metales pesados en residuos de mina y suelo no contaminado en condiciones de saturación. Los resultados no fueron concluyentes debido a la dificultad que conllevó su interpretación, porque todos los ácidos estaban presentes en todos los experimentos, incluso si no habían sido añadidos, y se encontraron dificultades para separar los efectos provocados por los ácidos orgánicos y los del pH. De todos modos, la adición de ácidos orgánicos indujo un aumento en la actividad microbiana y una mejora de la inmovilización microbiana del zinc, lo cual fue diferente a lo esperado (Schwab et al., 2006).

Aunque el objetivo inmediato de la recuperación es establecer una cubierta vegetal para prevenir la erosión del suelo, como objetivo a largo plazo están la estabilidad y el desarrollo del ecosistema del suelo. Por lo tanto, es crucial que la recuperación asegure una sucesión en el ecosistema para presentar condiciones tan estables como las del ambiente no perturbado.

Biorremediación: reducción de la acidez de los AMD

Como la prevención no siempre es posible, los AMD ya generados deben ser tratados. Existen numerosas revisiones bibliográficas sobre este

tema (Klein et al., 2013; Sánchez-Andrea, Sanz, Bijmans, & Stams, 2014). Entre las técnicas microbianas encaminadas a reducir la acidez generada por las actividades mineras se encuentra el uso de microbios transformadores de azufre (Johnson & Hallberg 2005; Koschorreck, 2008; Muyzer & Stams, 2008; Barton & Fauque, 2009; Sheoran, Sheoran, & Choudhary, 2010; Klein et al., 2013); microbios transformadores de metales (Ehrlich, 2001; Wall & Krumholz, 2006), y uso de humedales (Younger, 2000; Batty & Younger, 2002; Weber, Werker, Gehder, Senger, & Legge, 2010; Guo & Cutrigh, 2015; Guo, Cutrigh, & Duirk, 2015).

a) Biorremediación por medio del uso de microbios transformadores de azufre

Los microorganismos procariotas capaces de reducir la concentración de azufre son fundamentalmente bacteria y *archaea*, y constituyen un grupo de más de 40 géneros (Klein et al., 2013), cuya actividad depende de su capacidad para oxidar sustancias orgánicas y transformarlas por completo en CO₂ (Sánchez-Andrea et al., 2014). Una selección de los microorganismos más empleados en la remediación de los AMD (Klein et al., 2013; Sánchez-Andrea et al., 2014) se encuentra en el cuadro 1.

Cuadro 1. Géneros empleados para reducir el azufre en los AMD. Fuentes: Klein et al., 2013; Sánchez-Andrea et al., 2014.

Filia	Clase	Género
Bacterias		
Proteobacteria	Alphaproteobacteria	<i>Devosia/Pedomicrobium/Hyphomicrobium</i>
		<i>Nitrobacter</i>
		<i>Rhizobium</i>
		<i>Sphingomonas</i>
	Betaproteobacteria	<i>Thiobacillus</i>
		<i>Albidiferax</i>
	Gammaproteobacteria	<i>Enterobacter</i>
	Deltaproteobacteria	<i>Desulfobacterium</i>
		<i>Desulfobulbus</i>
		<i>Desulfomicrobium</i>
		<i>Desulfovibrio</i>
		<i>Geobacter</i>
	Firmicutes	Clostridia
<i>Anaerofustis</i>		
<i>Desulfosporosinus</i>		
<i>Actinobacteria</i>	<i>Actinobacteria</i>	<i>Cellulomonas</i>
Bacteroidetes	Bacteroidia	<i>Bacteroides</i>
		<i>Paludibacter</i>
<i>Chloroflexi</i>	<i>Anaerolineae</i>	<i>Longilinea</i>
<i>Spirochaetes</i>	<i>Spirochaetes</i>	<i>Spirochaeta</i>
<i>Acidobacteria</i>	<i>Acidobacteria</i>	<i>Acidobacterium</i>
Archaea		
Euryarchaeota	<i>Methanobacteria</i>	<i>Methanobacterium</i>
	<i>Methanomicrobia</i>	<i>Methanobrevibacter</i>
		<i>Methanospirillum</i>
		<i>Methanosaeta</i>
		<i>Methanosarcina</i>
Crenarchaeota	<i>Thermoprotei</i>	<i>Thermocodium</i>
		<i>Caldivirga</i>

El proceso de reducción bacteriana de sulfatos ha sido utilizado principalmente en reactores biológicos a escala piloto (Tabak, Scharp, Burckle, Kawahara, & Govind, 2003; Newcombe & Brennan, 2010; Bekmezci, Ucar, Kaksonen, & Sahinkaya, 2011; Kumar, McCullough, & Lund, 2011; Sánchez-Andrea *et al.*, 2014). En una de estas investigaciones se desarrolló un sistema para tratar agua contaminada por metales de una mina de carbón y un vertedero de residuos fundidos en Pensilvania, usando composta de champiñón como una fuente de carbono orgánico para la reducción bacteriana de sulfato (Newcombe & Brennan, 2010). La composta de champiñón contenía caliza, que añadía alcalinidad al sistema. Las concentraciones de Fe, Zn, Mn, Ni y Cd se vieron disminuidas en más del 95% debido a la precipitación de los metales dentro de los reactores. El pH en uno de los sistemas aumentó desde 3.7 en el afluente hasta 6.9 en el vertido. Los efectos beneficiosos del tratamiento pueden ser por una precipitación del metal, dependiendo del pH en el reactor (Newcombe & Brennan, 2010).

En el campo, el sulfuro de hidrógeno (gas tóxico) se pierde en la atmósfera como resultado de la reducción de sulfato que se produce cuando la acumulación de materia orgánica (hojas, césped y otros compuestos orgánicos) se acumula en los lagos ácidos de mina. La sucesión natural microbiana es acelerada por la adición de materia orgánica, de preferencia con un contenido bajo de nitrógeno y fósforo (Kumar *et al.*, 2011). El sulfuro de hidrógeno se emite a la atmósfera a pH próximos a 6 y 7, y por lo tanto se elimina acidez del sistema.

Kumar *et al.* concluyeron que la ventaja de este método como medida de recuperación de lagos de minas ácidas radica en que el pH se eleva, y la acidez y el azufre se pierden sin crear un problema de lodos químicos (Kumar *et al.*, 2011). Otra ventaja es que los residuos orgánicos pueden servir como material crudo para el proceso, eliminando por lo tanto otro problema de residuos. Sin embargo, estas investigaciones fueron hechas en laboratorio, sin comprobarse su efectividad en el campo.

Debe mencionarse que para algunos tipos de residuos de mina, la reducción de sulfato con la adición de compuestos orgánicos debe evitarse, ya que puede causar un problema de contaminación mayor. Por ejemplo, en algunas minas de uranio, el radio soluble es eliminado como un coprecipitado con bario mediante la adición de cloruro de bario y colas de efluentes ricas en sulfato. Estudios de laboratorio probaron que la adición de un sustrato de carbono exógeno provoca que la reducción de sulfato disuelva el sulfato de radio y bario (Fedorak *et al.*, 1986).

No se conoce ninguna bacteria que forme azufre elemental directamente mediante la reducción del sulfato, así que para esto se necesita un cultivo mixto, que conste de bacterias reductoras de sulfato que conviertan el sulfato en sulfuro y unas bacterias oxidantes del sulfuro que transformen el sulfuro en azufre elemental. Sin embargo, Tabak *et al.* desarrollaron un proceso biológico para la eliminación de sulfato del efluente de una mina abandonada usando melaza como fuente de carbono orgánico en un reactor de lecho fijo anaeróbico con flujo ascendente (Tabak *et al.*, 2003). Las bacterias reductoras de sulfato que viven simbióticamente con bacterias de azufre fotosintéticas cooperaron para convertir el sulfato vía sulfuro en azufre elemental.

b) Biorremediación por medio del uso de microbios transformadores de metales

Algunos procesos de oxidación, como la oxidación del hierro ferroso y manganeso manganeso, pueden llevar a la precipitación de los mismos. Los productos de la oxidación pueden estar acumulados en la superficie de la célula microbiana o estar precipitados sin relación con las células (Ehrlich, 2001). Los procesos de reducción darían lugar también a la precipitación, como la reducción del selénico o selenioso a selenio metálico. Sin embargo, la precipitación estará restringida a la tolerancia al metal del organismo activo involucrado en el proceso (Ehrlich, 2001). En un estudio previo, bacterias pertenecientes al género *Clostridium*, actuando

junto con la *Desulfovibrio*, proporcionaron una disminución de las concentraciones de selenio, uranio, molibdeno y sulfato, mediante la conversión de sulfato a hidrógeno sulfuro, que después reaccionó con iones de uranio y molibdato para formar precipitados insolubles. El selenio fue rebajado de 1.6 mg.l⁻¹ a menos de 0.5 mg.l⁻¹, probablemente por la reducción microbiana del selénico y selenioso solubles a selenio metálico insoluble (Wall & Krumholz, 2006).

c) Biorremediación por medio de la creación de humedales

Los humedales, tanto los naturales como los creados artificialmente, podrían ser adecuados para el tratamiento de los AMD. Este método ha recibido mucha atención, pues es relativamente barato. La consideración primordial al diseñar un humedal es la de proporcionar un sistema biológico que sea autogenerador y que también tenga la habilidad de amortiguar amplias fluctuaciones de la calidad del agua, condiciones climáticas y flujo (Johnson & Hallberg, 2005). Los humedales son por lo general sistemas de tratamiento de agua residual de bajo mantenimiento, incluyendo en éste la eliminación periódica y adición de caliza y biomasa, dragado, aumento del sedimento y control de plagas, como insectos.

Los sistemas de tratamiento por humedales artificiales, que se basan en los mismos procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales, se clasifican en los siguientes dos tipos principales y se ilustran en la figura 2 (Johnson & Hallberg, 2005):

- Sistemas de flujo libre (FWS, por sus siglas en inglés *free water surface*): el nivel de agua está sobre la superficie del terreno (la superficie de agua está expuesta a la atmósfera) y el agua fluye a una baja velocidad a través de la vegetación del pantano en cuencas superficiales o canales.
- Sistemas de flujo subsuperficial (SFS, por sus siglas en inglés *sub-surface flow sytem*): similares a los FWS, pero el agua fluye a través del sustrato, estando el nivel de agua por debajo de la superficie del terreno. Aunque requieren menos área son más difíciles de mantener. Tienen la ventaja de no producir olores ni mosquitos, pero los procesos en su interior son anaerobios.

Se llevan a cabo diversos procesos biológicos para mejorar la calidad del agua en los humedales: oxidación bacteriana; fijación del metal por parte de plantas y microorganismos; precipitación del metal, como sulfuros; adsorción por fases sólidas (Pulford, 1991). No está claro

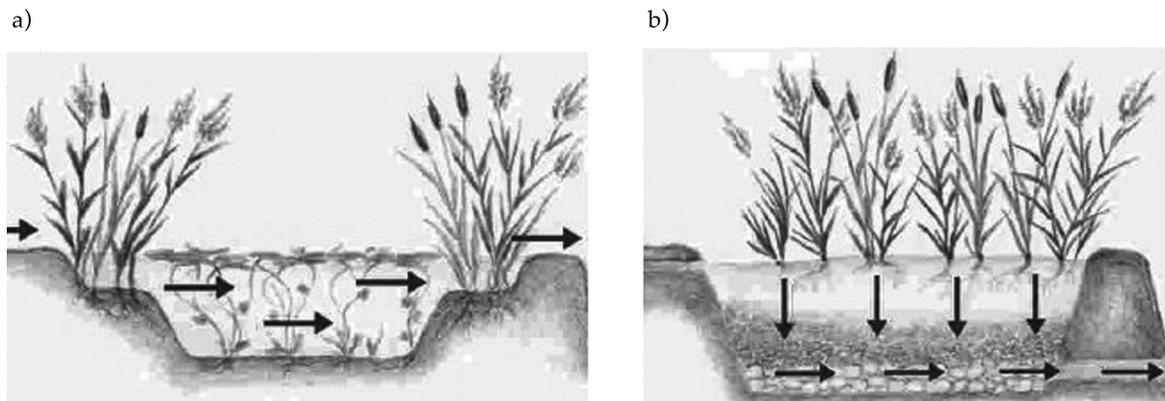


Figura 2. a) Sistema de flujo libre; b) sistema de flujo subsuperficial. Fuente: <http://www.ideassonline.org/>.

cuál de estos procesos es el más importante para tratar los AMD y puede diferir entre ubicaciones. Algunos enfoques en los humedales buscan dirigir los procesos microbianos, por ejemplo, promoviendo la reducción del sulfato. Dicha reducción de sulfato es favorecida por los bajos Eh y pH, condiciones anaerobias que predominan de forma típica en los humedales, excepto dentro de una capa de poca profundidad, donde el ambiente es aerobio. La bacteria que reduce sulfato usa la energía creada por la reducción de sulfato en tales ambientes, y por lo general es resistente y capaz de adaptarse a amplias variaciones del pH y temperatura; sin embargo, no tolera periodos largos de condiciones aerobias. Si las condiciones vuelven a ser aerobias (debido a fluctuaciones de nivel de agua u otros factores), las reacciones se revertirán y los humedales se convertirán en una fuente de sulfatos y metales. Aunque la actividad bacteriana está significativamente reducida en los casos donde el pH es menor de cinco, la bacteria puede controlar su microambiente regulando el pH a través de la reducción del sulfato (Pulford, 1991).

Para promover la reducción del sulfato en los humedales, a menudo se añade un sustrato orgánico para proporcionar una fuente de carbono para las bacterias reductoras de sulfato. Como ya se indicó, la composta de champiñón ha sido utilizado con este propósito; por una parte, por ser una fuente de carbono, pero por otra, por contener caliza que neutraliza la acidez (Newcombe & Brennan, 2010).

Cuando se diseña un humedal para hacer estas funciones, el área de tratamiento, la profundidad del agua, el número de celdas, la forma de la celda, la velocidad del flujo y el sustrato tienen que ser considerados y optimados para evitar la infiltración de agua al subsuelo (Johnson & Hallberg, 2005). En cuanto a los sistemas FWS, varios aspectos físicos son importantes cuando se diseña un humedal, como las concentraciones de metales pesados en este caso, tanto de entrada como de salida, pues determinan el tiempo de retención necesario y, en consecuencia, la superficie requerida para el humedal; de especial relevancia es la relación entre

anchura y largura. Asimismo, hay que tener en cuenta la carga hidráulica, el área específica, y la profundidad y pendiente del fondo.

Recientemente se han obtenido resultados satisfactorios en fitoextracción con el empleo de cañas en pantanos (Guo *et al.*, 2015; Guo & Cutright, 2015). Ambos trabajos consisten en la comparación del efecto de diferentes variables en la generación de placas de Fe y su fitoextracción. Guo y Cutright determinaron que el ácido cítrico es un buen elemento quelante para incrementar la absorción de metales por parte de las plantas, al contrario que las bacterias oxidizantes de Fe y los heterótrofos acidofílicos (Guo & Cutright, 2015). Guo *et al.* confirmaron la idoneidad del ácido cítrico para la aplicación, determinando una mayor absorción de metales con la mayor edad de la planta (Guo *et al.*, 2015).

Dentro de la creación de humedales, se podría incorporar una de las nuevas líneas que se está desarrollando profundamente en los últimos años: el uso de microalgas (Gupta, Shrivastava, & Neeraj, 2001; Mehta & Gaur, 2005; Aguilera, Manrubia, Gomez, Rodriguez, & Amils, 2006; Aguilera, Souza-Egipsy, Gomez, & Amils, 2007; Aguilera *et al.*, 2010; Munoz & Guieysse, 2006; Das *et al.*, 2009; Souza-Egipsy, Altamirano, Amils, & Aguilera, 2011; Orandi, Lewis, & Moheimani, 2012; Orandi & Lewis, 2013). Las microalgas desarrolladas en AMD se caracterizan por sobrevivir en aguas con alto contenido de metales, baja concentración de nutrientes y bajo pH, y algunas de estas especies resistentes tienen la capacidad de extraer ciertos metales pesados de los AMD (Aguilera, Souza-Egipsy, Martin-Uriz, & Amils, 2008; Natarajan, 2008). Sin embargo, se requieren más investigaciones en este campo, pues la influencia de las condiciones ambientales influye en el desarrollo de tales algas (Orandi *et al.*, 2012; Orandi & Lewis, 2013).

Conclusiones y líneas futuras de investigación

El tratamiento o prevención de los AMD es un proceso crucial a tener en cuenta en los planes

de diseño, operación y cierre de las minas, pues su generación puede tener graves consecuencias medioambientales, en especial si llegan a sistemas fluviales o a acuíferos subterráneos por los que tienen acceso directo a seres vivos.

La generación de AMD se ve favorecida por la presencia de bacterias ferrooxidantes *Thiobacillus ferrooxidans*, que catalizan la oxidación de minerales sulfurados, como la pirita. Pero del mismo modo que hay bacterias que aceleran el proceso, también se puede recurrir a bacterias para anularlo por completo o ralentizarlo, siendo esto la base de las técnicas preventivas y de remediación, respectivamente.

En los últimos años se han desarrollado tratamientos biotecnológicos amigables con el medio ambiente; pero muchos de ellos sólo se han llevado a cabo a pequeña escala en laboratorio debido a que su implementación resulta cara en exceso, si se le compara con otras técnicas que se están empleando en la actualidad, basadas sobre todo en métodos físicos (Pozo, Puente, Lagüela, & Veiga, 2014).

Se requiere una mayor investigación en las bacterias presentes en las comunidades microbianas de los AMD que muestran un ratio de oxidación mayor que los *Thiobacillus ferrooxidans*, pues podrían ser interesantes para alcanzar la remediación. Como ya lo indicaron Klein et al., estas bacterias deberían ser aisladas y estudiadas de manera que fuera posible identificar las condiciones óptimas de desarrollo de las mismas (Klein et al. 2013). Además, es necesario considerar las combinaciones de diferentes estrategias microbiológicas y estudiarlas en futuras investigaciones, así como la combinación con diferentes técnicas físicas, con el objetivo de aumentar la inhibición y remediación de los AMD.

El estudio de la influencia de los diversos parámetros que caracterizan el agua, como pH y Eh, deben ser estudiados a profundidad, así como la influencia que generan los procesos microbianos para la oxidación del Fe en la disponibilidad de los elementos traza necesarios para el desarrollo celular.

Agradecimientos

Iván Puente y Susana Lagüela agradecen a los Ministerios de Ciencia e Innovación, y de Educación, Cultura y Deporte del gobierno español, sus contratos predoctorales BIA2009-08012 y FPU AP2009-1144, respectivamente, que les permitieron realizar la investigación presentada. José Santiago Pozo Antonio agradece a la Xunta de Galicia por su contrato con la Universidad de Vigo, en el marco de las ayudas de apoyo a la etapa de formación posdoctoral del Plan Gallego de investigación, innovación y crecimiento 2011-2015 (Plan I2C), para el año 2014.

Referencias

- Aguilera, A., Manrubia, S. C., Gomez, F., Rodriguez, N., & Amils, R. (2006). Eukaryotic community distribution and their relationship with the water physicochemical parameters in an extreme acidic environment, Río Tinto (SW, Spain). *Appl. Environ. Microbiol.*, 72, 5325-5330.
- Aguilera, A., Souza-Egipsy, V., Gomez, F., & Amils, R. (2007). Development and structure of eukaryotic biofilms in an extreme acidic environment Río Tinto (SW, Spain). *Microb. Ecol.* 53, 294-305.
- Aguilera, A., Souza-Egipsy, V., Martin-Uriz, P. S., & Amils, R. (2008). Extracellular matrix assembly in extreme acidic eukaryotic biofilms and their possible implications in heavy metal adsorption. *Aquat Toxicol.*, 88, 257-266.
- Aguilera, A., Gonzalez-Toril, E., Souza-Egipsy, V., Amaral-Zettler, L., Zettler, E., & Amils, R. (2010). Phototrophic biofilms from Río Tinto, an extreme acidic environment, the prokaryotic component. *Microb. Mats.*, 14, 469-481.
- Ahluwalia, S. S., & Goyal, D. (2007). Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresour. Technol.*, 98, 2243-2257.
- Árcega-Cabrera, F., Castillo-Blum, E., & Armienta, M. A. (2010). Tetraethyl lead release from sediments in a mine-impacted tropical river. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 26, 119-127.
- Armienta, M. A., Talavera, O., Morton, O., & Barrera, M. (2003). Geochemistry of metals from mine tailings in Taxco, México. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 71, 387-393.
- Baker, B. J., & Banfield, J. F. (2003). MiniReview: Microbial communities in acid mine drainage. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 44, 139-152.
- Banks, D., Younger, P., Amesen, R., Iversen, E., & Banks, S. B. (1997). Mine-water chemistry: The good, the bad and the ugly. *Environ. Geol.*, 32, 157-174.
- Barton, L. L., & Fauque, G. D. (2009). Biochemistry, physiology and biotechnology of sulfatereducing bacteria. *Adv. Appl. Microbiol.* 68, 41-98.

- Battaglia-Brunet, F., Crouzet, C., Burnol, A., Coulon, S., Morin, D., & Joulian, C. (2012). Precipitation of arsenic sulphide from acidic water in a fixed-film bioreactor. *Water Res.*, 46, 3923-3933.
- Batty, L. C., & Younger, P. L. (2002). Critical role of macrophytes in achieving low iron concentrations in mine water treatment wetlands. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 3997-4002.
- Bekmezci, O. K., Ucar, D., Kaksonen, A. H., & Sahinkaya, E. (2011). Sulfidogenic biotreatment of synthetic acid mine drainage and sulfide oxidation in anaerobic baffled reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 189(3), 670-676.
- Bhatnagar, M., & Singh, G. (1991). Growth inhibition and leakage of cellular material from *Thiobacillus ferrooxidans* by organic compounds. *J. Environ. Biol.*, 12, 385-399.
- Bernardes de Souza, C. M., & Mansur, M. B. (2011). Modelling of Acid Mine Drainage (AMD) in columns. *Braz. J. Chem. Eng.*, 28, 425-432.
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., & Weisener, C. G. (2003). The geochemistry of acid mine drainage (pp. 149-204). En: *Environmental Geochemistry, Treatise on Geochemistry* 9. Lollar, B. S. (ed.). Amsterdam: Elsevier.
- Bonnefoy, V., & Holmes, D. S. (2012). Genomic insights into microbial iron oxidation and iron uptake strategies in extremely acidic environments. *Environ. Microbiol.*, 14, 1597-1611.
- Chabbi, A., & Rumpel, C. (2004). Decomposition of plant tissue submerged in an extremely acidic mining lake sediment: Phenolic CuO-oxidation products and solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Soil Biol. Biochem.*, 36, 1161-1169.
- Cohen-Ronald, R. H. (2006). Use of microbes for cost reduction of metal removal from metals and mining industry waste streams. *Journal of Cleaner Production*, 14(12-13), 1146-1157.
- Cruz, R., & Monroy, M. (2006). Evaluación de la reactividad de sulfuros de hierro y residuos mineros. Metodología basada en la aplicación de la voltamperometría cíclica. *Quím. Nova*, 29, 510-519.
- Das, B. K., Roy, A., Koschorreck, M., Mandal, S. M., Wendt-Potthoff, K., & Bhattacharya, J. (2009). Occurrence and role of algae and fungi in acid mine drainage environment with special reference to metals and sulfate immobilization. *Water Res.*, 43, 883-894.
- Dopson, M., & Johnson, D. B. (2012). Biodiversity, metabolism and applications of acidophilic sulfur-metabolizing microorganisms. *Environmental Microbiology*, 14(10), 2620-2631.
- Ehrlich, H. L. (2001). Past, present and future of biohydrometallurgy. *Hydrometallurgy*, 59, 127-134.
- Fedorak, P. M., Westlake, D. W. S., Anders, C., Kratchovil, B., Motkosky, N., Anderson, W. B., & Huck, P. M. (1986). Microbial release of ²²⁶Ra²⁺ from (Ba, Ra)₄S₄ sludges from uranium mine wastes. *Appl. Environ. Microb.*, 52, 262-268.
- Gallert, C., & Winter, J. (2002). Bioremediation of soil contaminated with alkyllead compounds. *Wat. Res.* 36, 3130-3140.
- García-Moyano, A., González-Toril, E., Aguilera, A., & Amils, R. (2012). Comparative microbial ecology study of the sediments and the water column of the Río Tinto, an extreme acidic environment. *FEMS Microbiol. Ecol.* 81, 303-314.
- González-Toril, E., Llobet-Brossa, E., Casamayor, E. O., Amann, R., & Amils, R. (2003). Microbial ecology of an extreme acidic environment. The Tinto River. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69, 4853-4865.
- Guo, L., & Cutright, T. J. (2015). Effect of citric acid and bacteria on metal uptake in reeds grown in a synthetic acid mine drainage solution. *Journal of Environmental Management*, 150, 235-242.
- Guo, L., Cutright, T. J., & Duirk, S. (2015). Effect of citric acid, rhizosphere bacteria, and plant age on metal uptake in reeds cultured in acid mine drainage. *Water Air Soil Pollut.* 226(2264), 1-11.
- Gupta, V. K., Shrivastava, A. K., & Neeraj, J. (2001). Biosorption of chromium (VI) from aqueous solutions by green algae *Spirogyra* species. *Water Res.*, 35(17), 4079-4085.
- Hallberg, K. B. (2010). New perspectives in acid mine drainage microbiology. *Hydrometallurgy*, 104, 448-453.
- Hedrich, S., Lünsdorf, H., Kleeberg, R., Heide, G., Seifert, J., & Schlömann, M. (2011). Schwertmannite formation adjacent to bacterial cells in a mine water treatment plant and in pure cultures of *Ferroplasma myxofaciens*. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 7685-7692.
- Ilbert, M., & Bonnefoy, V. (2013). Insight into the evolution of the iron oxidation pathways. *Biochim Biophys Acta.* 1827(2), 161-175.
- Inocencio-Flores, D., Velázquez-Machuca, M. A., Pimentel-Equihua, J. L., Montañez-Soto, J. L., & Venegas-González, J. (2013). Hydrochemistry of groundwater in the Duero River basin and regulations for domestic use. *Water Technology and Sciences*, 4(5), 111-126.
- IPAT-UNESCO (2000). *Pesquisa e desenvolvimento de metodologias para o controle de drenagem ácida e tratamento de efluentes de indústria carbonífera* 184 pp.). Relatório técnico. Criciúma: Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas, Universidade do Extremo Sul Catarinense.
- Johnson, D. B. (2003). Chemical and microbiological characteristics of mineral spoils and drainage waters at abandoned coal and metal mines. *Water Air Soil Pollut. Focus*, 3, 47-66.
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2003). The microbiology of acidic mine waters. *Res. Microbiol.* 154, 466-473.
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: A review. *Sci. Total Environ.*, 338, 3-14.

- Johnson, D. B., Rolfe, S., Hallberg, K. B., & Iversen, E. (2001). Isolation and phylogenetic characterization of acidophilic microorganisms indigenous to acidic drainage waters at an abandoned Norwegian copper mine. *Environ. Microbiol.*, 3, 630-637.
- Jones, D. I. S., Kohl, C., Grettenberger, C., Larson, L. N., Burgos, W. D., & Macalady, J. L. (2015). Geochemical niches of iron-oxidizing acidophiles in acidic coal mine drainage. *Applied and Environmental Microbiology*, 81(4), 1242-1250.
- Joshi, K. B. (2014). Microbes: Mini iron factories. *Indian J. Microbiol.*, 54(4), 483-485.
- Klein, R., Tischler, J. S., Muhling, M., & Schlomann, M. (2013). Bioremediation of mine water. *Advances in Biochemical Engineering-Biotechnology*, 141, 109-172.
- Korehi, H., Bloethe, M., & Schippers, A. (2014). Microbial diversity at the moderate acidic stage in three different sulfidic mine tailings dumps generating acid mine drainage. *Research in Microbiology*, 165(9), 713-718.
- Koschorreck, M. (2008) Microbial sulphate reduction at a low pH. *FEMS Microbiol. Ecol.* 64, 329-342.
- Kumar, R. N., McCullough, C. D., & Lund, M. A. (2011). How does storage affect the quality and quantity of organic carbon in sewage for use in the bioremediation of acidic mine waters? *Eco. Eng.* 37, 1205-1213.
- Li, C. Q., Qi, W. G., & Liu, X. B. (2009). The SLS system of caving mining simulation and its application. *Journal of Wuhan University of Technology*, 31, 132-134.
- Malik, A. (2004). Metal bioremediation through growing cells. *Environ. Int.*, 30, 261-278.
- Mehta, S. K., & Gaur, J. P. (2005). Use of algae for removing heavy metal ions from wastewater: Progress and prospects. *Crit. Rev. Biotechnol.*, 25(3), 113-152.
- Munoz, R., & Guieysse, B. (2006). Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. *Water Res.*, 40, 2799-2815.
- Muyzer, G., & Stams, A. J. M. (2008). The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. *Nature Rev. Microbiol.*, 6, 441-454.
- Nancucho, I., & Barrie-Johnson, D. (2011). Significance of microbial communities and interactions in safeguarding reactive mine tailings by ecological engineering. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77, 8201-8208.
- Nancucho, I., & Barrie-Johnson, D. (2014). Removal of sulfate from extremely acidic mine waters using low Ph sulfidogenic bioreactors. *Hydrometallurgy*, 150, 222-226.
- Natarajan, K. A. (2008). Microbial aspects of acid mine drainage and its bioremediation. *Trans. Nonfer. Met. Soc. China*, 18(6), 1352-1360.
- Newcombe, C. E., & Brennan, R. A. (2010). Improved passive treatment of acid mine drainage in mushroom compost amended with crab-shell chitin. *J. Environ. Eng. ASCE*, 136, 616-626.
- Nordstrom, D. K., Alpers, C. N., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2000). Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environ. Sci. Tec.*, 34, 254-258.
- Ohimain, E. I., Andriessse, W., & Van Mensvoort, M. E. F. (2004). Environmental impacts of abandoned dredged soils and sediments: Available options for their handling, restoration and rehabilitation. *J. Soil Sediment*, 4, 59-65.
- Orandi, S., Lewis, D. M., & Moheimani, N. R. (2012). Biofilm establishment and heavy metal removal capacity of an indigenous mining algal-microbial consortium in a photo-rotating biological contactor. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 39(9), 1321-1331.
- Orandi, S., & Lewis, D. M. (2013). Synthesising acid mine drainage to maintain and exploit indigenous mining microalgae and microbial assemblies for biotreatment investigations. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(2), 950-956.
- Pierzynski, G. M., Lambert, M., Hetrick, B. A. D., Sweeney, D. W., & Erickson, L. E. (2002). Phytostabilization of metal mine tailings using tall fescue. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 6, 212-217.
- Pozo, S., Puente, I., Lagüela, S., & Veiga, M. (2014). Techniques to correct and prevent acidity generated by mining: A review. *DYNA Colombia*, 81(186), 73-80.
- Pulford, I. D. (1991). A review of methods to control acid generation of pyritic coal mine waste (pp. 269-278). In: *Land Reclamation*. Davies, M.C.R. (ed.). London: Elsevier.
- Renella, G., Landi, L., & Nannipieri, P. (2004). Degradation of low molecular weight organic acids complexed with heavy metals in soil. *Geoderma*, 122, 311-315.
- Reuben, T. N., Worwood, B. K., Carrigan, L. D., & Sorensen, D. L. (2011). Technical note: Pineview reservoir nutrient loading, unloading, and the role of groundwater in the estimates. *Transactions of the ASABE*, 54, 2219-2225.
- Sahinkaya, E., & Yucesoy, Z. (2010). Biotreatment of acidic zinc- and copper-containing wastewater using ethanol-fed sulfidogenic anaerobic baffled reactor. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 33(8), 989-997.
- Sahinkaya, E., Dursun, N., Ozkaya, B., & Kaksonen, A. H. (2013). Use of landfill leachate as a carbon source in a sulfidogenic fluidized-bed reactor for the treatment of synthetic acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 48, 56-60.
- Sánchez-Andrea, I., Sanz, J. L., Bijmans, M. F. M., & Stams, A. J. M. (2014). Sulfate reduction at low pH to remediate acid mine drainage. *Journal of Hazardous Materials*, 269, 98-109.
- Schippers, A., Breuker, A., Blazejak, A., Bosecker, K., Kock, D., & Wright, T. L. (2010). The biogeochemistry and microbiology of sulfidic mine waste and bioleaching dumps and heaps, and novel Fe(II)-oxidizing bacteria. *Hydrometallurgy*, 104, 342-350.

- Schwab, A. P., Splichal, P. A., & Banks, M. K. (2006). Persistence of atrazine and alachlor in ground water aquifers and soil. *Water Air Soil Poll.*, 171, 203-235.
- Singer, P. C., & Stumm, W. (1970). Acid mine drainage: The rate-determining step. *Science*, 167, 1121-1123.
- Singh, G., Bhatnagar, M., & Sinha, D. K. (1990). Environmental management of acid water problems in mining areas. *International Journal of Mine Water*, 9, 113-131.
- Sheoran, A. S., Sheoran, V., & Choudhary, R. P. (2010). Bioremediation of acid-rock drainage by sulphate-reducing prokaryotes: A review. *Miner. Eng.*, 23, 1073-1100.
- Solano, A. M. (2005). *Movilización de metales pesados en residuos y suelos industriales afectados por la hidrometalurgia del cinc* (287 pp.). Tesis de doctorado. Murcia: Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología, Universidad de Murcia.
- Sonntag, H. (2007). Problem sulfat in der spree - stand der diskussion und aktuelle trends (pp. 151-156). In: *Proceedings of the 58. Berg- und Hüttenmännischer Tag - Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer / GIS- Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen*. Universidad Técnica Bergakademie Freiberg, Freiberg, Alemania. 14-15 Junio 2017.
- Sorensen, D. L., & Fresquez, P. R. (1991). Land reclamation: Nitrification potential in reclaimed coal mine spoils and soils in the semiarid southwest. *J. Environ. Qual.*, 20, 279-285.
- Souza-Egipsy, V., Altamirano, M., Amils, R., & Aguilera, A. (2011). Photosynthetic performance of phototrophic biofilms in extreme acidic environments. *Environ. Microbiol.*, 13(8), 2351-2358.
- Stumm, W., & Morgan, J. (1981). *Aquatic chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*, 2nd edition. New York: Wiley-Interscience.
- Tabak, H. H., Scharp, R., Burckle, J., Kawahara, F. K., & Govind, R. (2003). Advances in biotreatment of acid mine drainage and biorecovery of metals: 1. Metal precipitation for recovery and recycle. *Biodegradation*, 14, 423-436.
- Tuovinen, O. H., Panda, F., & Tsuchiya, H. (1979). Nitrogen requirement of iron-oxidizing Thiobacilli for acidic ferric sulfate regeneration. *Appl. Environ. Microbiol.*, 37, 954-958.
- Trumm, D. (2010). Selection of active and passive treatment systems for AMD-Flow charts for New Zealand conditions. *New. Zeal. J. Geol. Geop.*, 53, 195-210.
- Urbanová, M., Kopecký, J., Valášková, V., Ságová-Marečková, M., Elhottová, D., Kyselková, M., Moënnelocoz, Y., & Baldrian, P. (2011). *FEMS Microbiol. Ecol.*, 78, 59-69.
- Visser, S., Straker, J., & Turchenek, L. (2010). The Wood Buffalo Environmental Association Jack Pine Forest Monitoring Program: Results from organic and mineral components of upland soils (pp. 1492-1503). *Memorias. Air and Waste Management Association's Annual Conference and Exhibition*. 22-25 Junio 2010, Calgary, Alberta, Canada.
- Wall, J. D., & Krumholz, L. R. (2006). Uranium reduction. *Annual Review of Microbiology* 60, 149-166.
- Weber, K. P., Werker, A., Gehder, M., Senger, T., & Legge, R. L. (2010). Influence of the microbial community in the treatment of acidic iron-rich water in aerobic wetland mesocosms. *Bioremediat. J.*, 14, 28-37.
- Wullstein, L. H. (1980). Nitrogen fixation acetylene reduction associated with rhizo sheaths of Indian rice grass used in stabilization of the slick-rock. Colorado tailings pile. *J. Range Manag.*, 33, 204-206.
- Yang, Y., Shi, W., Wan, M., Zhang, Y., Zou, L., Huang, J., Qiu, G., & Liu, X. (2008). Diversity of bacterial communities in acid mine drainage from the Shen-bu copper mine, Gansu province, China. *Electron. J. Biotechnol.*, 11, 1-12.
- Younger, P. (2000). The adoption and adaptation of passive treatment technologies for mine waters in the United Kingdom. *Mine Water Environ.*, 19, 84-97.

Dirección institucional de los autores

Dr. José-Santiago Pozo-Antonio

Universidade de Vigo
Escola de Enxeñaría de Minas e Enerxía
Departamento de Enxeñaría de Recursos Naturais e Medioambiente
Grupo de Explotación de Minas
Campus Lagoas-Marcosende
Rúa Maxwell, s/n
36310 Vigo, ESPAÑA
Teléfono: +34 (986) 811922
ipozo@uvigo.es

Dr. Iván Puente-Luna

Escola Naval Militar
Centro Universitario da Defensa
Praza de España s/n, 36900 Marín, ESPAÑA
Teléfono: +34 (986) 813 499
ipuente@tud.uvigo.es

Dra. Susana Lagüela López

Universidad de Salamanca
Escuela Politécnica Superior de Ávila
Departamento de Ingeniería Cartográfica y del Terreno
Calle de los Hornos Caleros 50
05003, Ávila, ESPAÑA

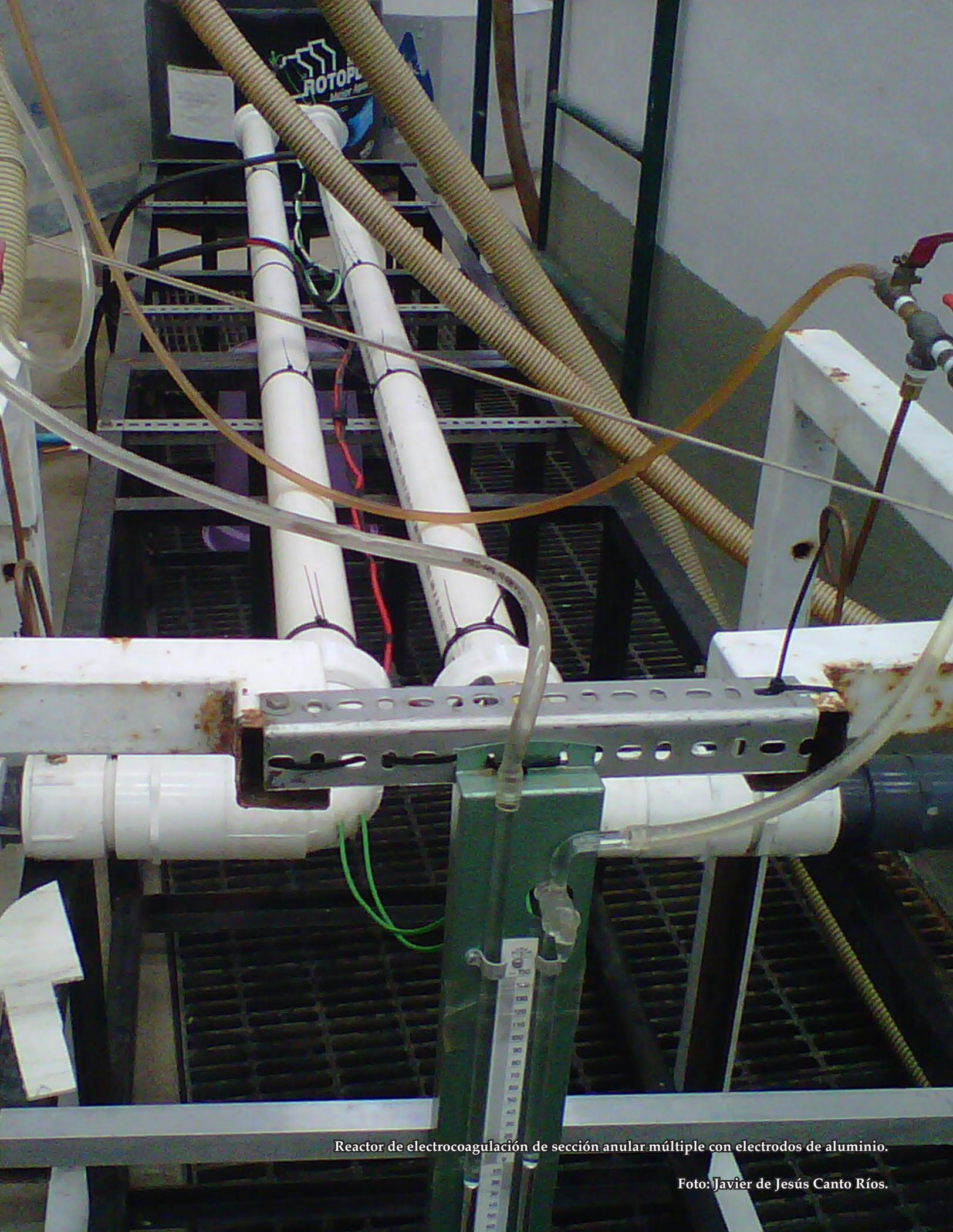
Universidade de Vigo
Grupo de Investigación de Xeotecnoloxías Aplicadas
Rúa Maxwell, s/n
36310 Vigo, ESPAÑA
Teléfono: +34 (986) 813 499
susi.minas@uvigo.es

Dra. María Veiga Ríos

Escola de Enxeñaría de Minas e Enerxía
Departamento de Enxeñaría de Recursos Naturais e
Medioambiente
Campus Lagoas-Marcosende
Rúa Maxwell, s/n
36310 Vigo, ESPAÑA
mveigarios@gmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor



Reactor de electrocoagulación de sección anular múltiple con electrodos de aluminio.

Foto: Javier de Jesús Canto Ríos.

Modelación de la evapotranspiración potencial mensual a partir de temperaturas máximas-mínimas y altitud

• Miguel Angel Segura-Castruita* •

Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Torreón, México

Autor para correspondencia

• Carlos Alberto Ortiz-Solorio •

Colegio de Postgraduados, México

Resumen

Segura-Castruita, M. A., & Ortiz-Solorio, C. A. (mayo-junio, 2017). Modelación de la evapotranspiración potencial mensual a partir de temperaturas máximas-mínimas y altitud. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 93-110.

La estimación de la evapotranspiración potencial (ETP) es importante en el uso del agua con aplicaciones agrícolas, ecológicas y otras actividades de planeación. La carencia de datos en estaciones meteorológicas (EM) de países en vías de desarrollo conduce a la búsqueda de modelos sencillos que permitan estimar la ETP. Los objetivos de este estudio fueron 1) relacionar las variables temperatura máxima (TX) y temperatura mínima (TN) mensuales, altitud (AL) y meses del año (ME), con resultados de ETP obtenidos con el modelo de Hargreaves y Samani (HS) en México, mediante regresiones lineales multivariadas, y 2) evaluar la precisión de los modelos obtenidos respecto a la ETP de HS y Penman (PN). Datos mensuales de 81 EM (972 datos) fueron utilizados para deducir la ETP mensual con el modelo HS. Los resultados se relacionaron con las variables TX, TN, AL y ME, para generar dos modelos de regresión lineal múltiple, a fin de calcular la ETP mensual, uno general (ETP_g) y otro para cada mes (ETP_m), que se emplearon para determinar la ETP en 12 EM diferentes a las usadas inicialmente. Los resultados demostraron que los modelos ETP_g y ETP_m tienen un poder predictivo mayor que 75%; asimismo, el modelo ETP_m tiene el menor error y estimó valores de evapotranspiración potencial similares a los que se obtienen con HS y PN. Por lo tanto, el modelo ETP_m es un modelo sencillo que es aplicable para México sin utilizar la latitud ni la radiación.

Palabras clave: ETP, pérdida de agua, evaporación, transpiración, Hargreaves y Samani, Penman, Penman-Monteith.

Abstract

Segura-Castruita, M. A., & Ortiz-Solorio, C. A. (May-June, 2017). Modeling monthly potential evapotranspiration from maximum-minimum temperature and altitude. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(3), 93-110.

The estimate of potential evapotranspiration (PET) is important in the use of water for agricultural, environmental applications and other planning activities. The lack of data on meteorological stations (MS) of developing country leads to the search for simple models to estimate the PET. The objectives of this study were 1) to relate the variables maximum temperature (TX) and minimum temperature (TN) monthly, altitude (AL) and months (ME), with results of PET, obtained with the model Hargreaves and Samani (HS) in Mexico, using multivariate linear regressions and 2) to evaluate the accuracy of the models obtained with respect to HS and Penman (PN) PET. Monthly data from 81 MS (972 data) were used to derive the monthly PET with the HS model, the results were related to the TX, TN, AL and ME variables, to generate two models of multiple linear regression to calculate the monthly PET, one general model (PET_g) and one for each month model (PET_m), which were used to determine the PET in 12 MS, different to those initially used. The results show that PET_g and PET_m models have a greater than 75% predictive power; also, the PET_m model has the smallest error and estimated values of potential evapotranspiration similar to those obtained with HS and PN. Therefore, the model PET_m is a simple model that is applicable to Mexico, without using of latitude nor radiation.

Keywords: PET, water loss, evaporation, transpiration, Hargreaves and Samani, Penman, Penman-Monteith.

Recibido: 21/01/2016
Aceptado: 14/11/2016

Introducción

La evapotranspiración (*ET*) es la transmisión de agua de la tierra a la atmósfera por procesos de evaporación de la superficie del suelo y transpiración de las plantas (Wang & Dickinson, 2012). La *ET* es un fenómeno complejo que controla el intercambio de masa y energía en el sistema atmosférico global y se considera como una herramienta útil para el monitoreo del cambio de energía y transferencia de humedad del suelo a la atmósfera, pues es gobernado por diversas variables climáticas, como radiación, temperatura, velocidad del viento, humedad atmosférica y su efecto en la humedad del suelo, y el albedo (Chen, Liu, & Thomas, 2006; Kousari & Ahani, 2012). Dos conceptos relacionados con la *ET* son la evapotranspiración real o de referencia (ET_0), y la evapotranspiración potencial (*ETP*). La ET_0 es definida como la cantidad de agua perdida por el complejo suelo-planta en las condiciones meteorológicas, edáficas y biológicas existentes; mientras que la *ETP* es la máxima cantidad de agua capaz de ser perdida por una capa continua de vegetación que cubre todo el terreno, cuando la cantidad de agua suministrada al suelo es ilimitada (Ortiz-Solorio, 2011). Aun cuando se reconoce que estos conceptos son diferentes, ambos indican cantidades máximas de agua perdida en favor de la atmósfera; por ello, en algunos estudios, han sido considerados como equivalentes (McKenney & Rosenberg, 1993; Henríquez-Dole & Miner-Vega, 2014). La estimación precisa de la *ETP* es importante para asegurar el uso del agua con aplicaciones agrícolas y ecológicas, manejo de recursos naturales y otras actividades de planeación (Villa-Nova, Pereira, & Shock, 2007; Bates, Kundzewics, Wu, & Palutikof, 2008; Suleiman & Hoogenboom, 2009). Existen diferentes ecuaciones empíricas y teóricas para estimar el valor de la *ETP* bajo ciertas condiciones climáticas (El-Nashar & Hussein, 2013), por ejemplo, los métodos de Penman (*PN*) (Penman, 1948), Penman-Monteith (*PM*) (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 1998), y Hargreaves y Samani (*HS*) (1985), entre

otros. No obstante, la selección de la ecuación a emplear depende de la disponibilidad de datos climáticos en una región determinada y la precisión requerida (El-Nashar & Hussein, 2013). En este sentido, las ecuaciones de *PN* y *PM* se basan en un balance de energía, siendo *PM* la más utilizada y considerada como método estándar; sin embargo, tienen la desventaja de requerir parámetros específicos (radiación solar, temperatura del aire, humedad, presión de vapor y velocidad del viento), que en muchas ocasiones no se encuentran en estaciones meteorológicas (*EM*) comunes, problema que se incrementa en países en vías de desarrollo (Droogers & Allen, 2002). Al respecto, la ecuación *HS* es una alternativa cuando los datos son escasos, ya que sus resultados se ajustan a los de *PM* (Trezza, 2008; Vásquez-Méndez, Ventura-Ramos, & Acosta-Gallegos, 2011; De Melo & Fernandes, 2012; Moeletsi, Walker, & Hamandawana, 2013; Chen *et al.*, 2014). Para México, el método de *HS* se recomienda para estimaciones de *ETP* cuando el método de *PN* no es aplicable por falta de datos meteorológicos (Campos-Aranda, 2005). El método de *HS* utiliza la temperatura media y la amplitud estacional a partir de datos de temperaturas máximas (*TX*) y mínimas (*TN*), además de datos geográficos, como la latitud de las *EM* o del sitio de estudio, para la estimación de la radiación extraterrestre (Hargreaves & Samani, 1985). Aunque, para la obtención de la radiación, también pueden utilizarse mapas de radiación solar incidente (Campos-Aranda, 2005), poco comunes en México. Las *TX* y *TN* son trascendentes en el modelo de *HS*, mientras que en el modelo de *PN* son útiles en el cálculo del déficit de vapor a saturación (Allen *et al.*, 1998; Ortiz-Solorio, 2011), lo cual resalta la importancia de la temperatura en el comportamiento de la *ETP*. Asimismo, diferentes investigadores han planteado que la altitud (*AL*) influye en la *ETP*, pues ésta tiende a disminuir cuando la *AL* aumenta (Jaramillo-Robledo, 2006; Vega & Jara, 2009; Henríquez-Dole & Miner-Vega, 2014), a consecuencia del gradiente alto-térmico (Velázquez-Ruiz, Martínez, & Carrillo-González, 2012), lo

que afecta la distribución y comportamiento de la vegetación, organismos e incluso de los cultivos (Romo-Benito, 2008; Robertson, Edlinb, & Edwards, 2010; Yu *et al.*, 2013). Por tal motivo, la influencia de la *AL* en la temperatura puede considerarse relativamente similar a la influencia de la latitud (Ortiz-Solorio, 2011), lo que permite deducir que la *AL* es otra variable en el cálculo de la *ETP*. Un factor más que afecta el comportamiento de la temperatura y, por consiguiente, de la *ETP* es el tiempo que transcurre durante el año o los meses (*ME*), al provocar una variación estacional de tales elementos climáticos (Ruiz-Álvarez, 2014). Sin embargo, modelos multivariados que involucren la *TX*, *TN*, *AL* y *ME* como variables independientes son escasos. México cuenta con 4 027 estaciones climáticas con 60 años de datos, que ofrecen información para la aplicación de modelos empíricos tradicionales que se basen en datos de temperatura y latitud, principalmente; no obstante, en muchas ocasiones, la falta de datos provoca la búsqueda de alternativas para la obtención de datos climáticos (Ortiz-Solorio, 2011) o la generación de nuevos modelos que puedan utilizarse en lugares donde no existan estaciones climáticas e incluso que puedan emplearse en invernaderos. Al respecto, Martí y Zarzo (2012) mencionaron que los procesos estadísticos multivariados son efectivos en el análisis de datos climáticos cuando se conocen valores previos de la variable a estimar. Si se considera lo anterior, es probable que al relacionar la *TX*, *TN*, *AL* y los *ME*, con los resultados de *ETP* del método de *HS* (ETP_{HS}) como método estándar, mediante regresiones lineales múltiples, se obtengan modelos sencillos y con aplicabilidad para México, sin el uso de la latitud ni la radiación. Por tal motivo, los objetivos del presente trabajo fueron los siguientes: 1) relacionar las variables *TX*, *TN*, *AL* y *ME* con resultados de ETP_{HS} en México, mediante regresiones lineales para obtener modelos multivariados (general y para cada mes) que estimen *ETP* mensual, y 2) evaluar la precisión de los modelos obtenidos respecto a la *ETP* de *HS* y *PN*, con el fin de determinar su utilización.

Materiales y métodos

Zona de estudio

El estudio se realizó en México (figura 1), que se localiza entre los 14° 32' y 32° 43' latitud norte y 86° 42' y 118° 27' longitud oeste; ocupa un área de 1 964 375 km². Este país tiene una geología que, por su origen, presenta rocas sedimentarias (64%), ígneas (32%) y metamórficas (4%) de distintas eras geológicas; 6% Precámbrica; 3% Paleozoica; 62% Mesozoica, y 29% Cenozoica (Ortiz-Villanueva & Ortiz-Solorio, 1990). Asimismo, tiene diferentes tipos de fisiografía debido a los procesos de orogenia y vulcanismo, el intemperismo y otros factores modeladores del paisaje (González-Medrano, 2003). Cuenta con diversos climas, siendo los principales el cálido húmedo (4.7%), cálido subhúmedo (23.0%), templado húmedo (2.7%), templado subhúmedo (20.6%), seco (24.3%) y muy seco (24.7%) (García, 2004). La vegetación natural domina en México con una extensión de 61%, donde abundan bosques (templado y tropical), que cubren una superficie de 29%, y los matorrales con 26% (Rzedowski, 2006). El uso del suelo es predominantemente agrícola y pecuario (25% de la superficie total del país), mientras las zonas urbanas cubren tan sólo 0.23% (INEGI, 1999).

Métodos

Un total de 81 *EM* pertenecientes al Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2015) fueron seleccionadas dentro del territorio de México (figura 1). El número de *EM* se obtuvo mediante el cálculo del tamaño de muestra (*n*) proporcional finita (Pérez-López, 2005), con un universo (*N*) de 4 027 (total de *EM* en México); nivel de confianza de 95% ($Z = 1.96$); margen de error máximo (*e*) de 4.7%, y una proporción (*p*) que se esperaba encontrar de 50%. El número de estados que se utilizaron para distribuir las *EM* también se estimó con *n*, donde $N = 31$, pues no se consideró la Ciudad de México, $Z = 1.96$, $e = 12.1\%$ y $p = 50\%$, dando un total de nueve.

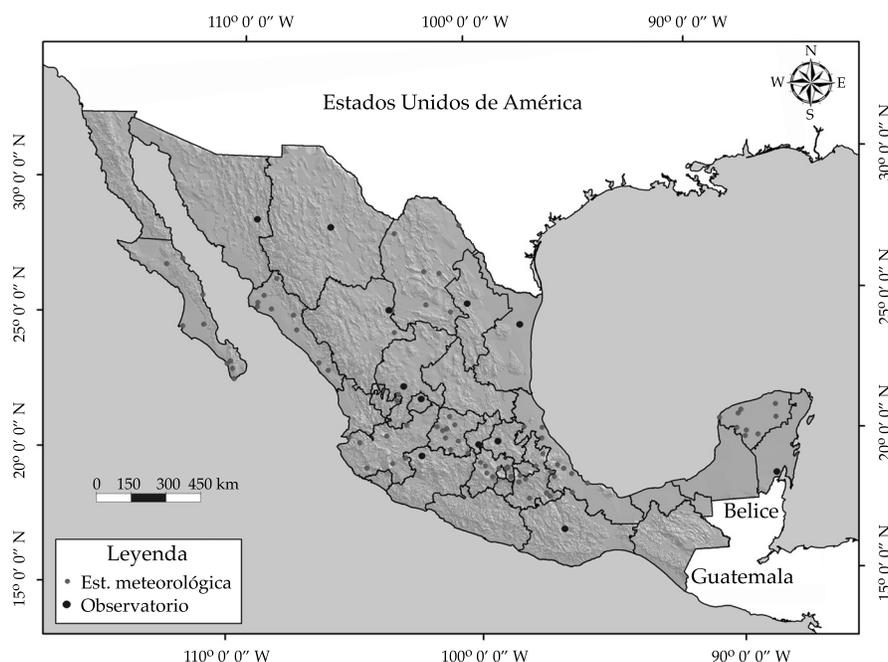


Figura 1. Ubicación de las estaciones meteorológicas en el área de estudio.

Las EM se distribuyeron en los estados siguiendo el método de muestreo aleatorio estratificado, por lo cual, en cada entidad se ubicaron nueve estaciones al azar, con el fin de tenerlas en diferentes AL y latitudes (cuadro 1), para captar las variaciones de los elementos climáticos que se utilizaron en el estudio. Así se obtuvieron las TX y TN de cada mes, y la AL de cada estación. Es importante resaltar que estos datos son promedios de registros de 60 años (1951-2010).

Los datos de las estaciones se usaron para calcular la ETP_{HS} (ecuación (1)) con el método de Hargreaves y Samani (1985):

$$ETP_{HS} = 0.0023 \times Ra \times (TX - TN)^{0.5} \times (T_m + 17.8) \quad (1)$$

donde ETP_{HS} es la evapotranspiración potencial dada en mm/día, que para este estudio se estimó para el día 15 de cada mes; después se multiplicó por los días que corresponden a cada mes para obtener la ETP mensual; Ra es la radiación extraterrestre para el día 15 de cada

mes; T_m , la temperatura media mensual; TX, la temperatura máxima, y TN es la temperatura mínima para el día 15 de cada mes.

Un grupo de 81 datos de AL correspondientes al total de las estaciones meteorológicas y 972 grupos de datos de TX, TN y ETP_{HS} que se obtuvieron de los doce meses del año por el total de las estaciones, se usaron para proponer funciones multivariadas, donde se tuvieron variables dependientes e independientes (Martínez-Rodríguez, 2005).

Modelación de la ETP, en función de TX, TN, AL y ME

Se generaron dos modelos de regresión lineal múltiple (MRLM) para establecer la relación de un conjunto de variables independientes X_1, X_2, \dots, X_n , y una variable dependiente Y, que se representan en la siguiente expresión general (Salinas & Silva, 2007):

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_{i1} + \beta_2 X_{i2} + \dots + \beta_n X_{in} + U_i$$

Cuadro 1. Estaciones meteorológicas utilizadas en la generación de los modelos para estimar ETP.

Estación	Número	Nombre	AL (m)	Latitud N	Estación	Número	Nombre	AL (m)	Latitud N
1	00003005	Cabo San Lucas	15.0	22° 52' 55"	42	00015145	Plan Lago de Texcoco	2 260.0	19° 27' 02"
2	00003010	El Álamo	81.0	27° 06' 00"	43	00015148	San Felipe P. (DGE)	2 583.0	19° 42' 45"
3	00003035	Loreto (DGE)	20.0	26° 00' 46"	44	00015170	Chapingo (DGE)	2 250.0	19° 29' 05"
4	00003045	Puerto San Carlos	10.0	24° 47' 30"	45	00015372	Ixtlahuaca (DGE)	2 540.0	19° 34' 08"
5	00003061	Santa Rosalía (DGE)	10.0	27° 20' 20'	46	00021004	Acatlán de J. (DGE)	1 427.0	18° 17' 48"
6	00003064	Sierra de la Laguna	85.0	23° 32' 55"	47	00021012	Atlixco	1 904.0	18° 55' 18"
7	00003066	Todos Santos (DGE)	10.0	23° 26' 55"	48	00021025	Chilchotla (CFE)	2 194.0	19° 15' 18"
8	00003067	Yeneka	160.0	23° 16' 15"	49	00021027	Ciudad Serdán (DGE)	2 569.0	19° 56' 40"
9	00003173	San Pedrito (CFE)	170.0	24° 54' 00"	50	00021035	Puebla (DGE)	2 122.0	19° 00' 45"
10	00005018	Las Nieves	1 140.0	25° 43' 47"	51	00021046	Huejotzingo	2 454.0	19° 09' 43"
11	00005019	Monclova (OBS)	615.4	26° 54' 30"	52	00021083	Tehuacán	2 416.0	18° 27' 50"
12	00005025	Piedras Negras (OBS)	249.7	28° 42' 00"	53	00021113	Zinacantepec (SMN)	2 521.0	18° 20' 00"
13	00005026	Presa Coyote	1 223.0	25° 32' 32"	54	00021119	Libres (SMN)	2 897.0	19° 30' 01"
14	00005027	El Cuije	1 120.0	24° 41' 48"	55	00025008	Topolobampo (SMN)	4.0	25° 37' 47"
15	00005040	Torreón (OBS)	1 123.0	25° 31' 11"	56	00025009	Bocatoma Sufragio	31.0	26° 04' 15"
16	00005044	Cuatro Ciénegas (DGE)	740.0	26° 59' 09"	57	00025011	Concordia (CFE)	140.0	23° 16' 15"
17	00005048	Saltillo (DGE)	1 700.0	25° 26' 00"	58	00025015	Culiacán (DGE)	60.0	24° 47' 31"
18	00005058	La Rosita	1 080.0	28° 27' 06"	59	00025018	Choix (SMN)	311.0	26° 43' 00"
19	00011009	Celaya (SMN)	1 761.0	20° 32' 11"	60	00025031	El Quelite (CFE)	49.0	23° 33' 26"
20	00011017	Dolores Hidalgo (SMN)	1 937.0	21° 09' 08"	61	00025038	Guasave (DGE)	22.0	25° 33' 45"
21	00011028	Irapuato	1 729.0	20° 40' 08"	62	00025110	Badiraguato (DGE)	191.0	25° 20' 31"
22	00011039	León (SMN)	1 800.0	21° 06' 00"	63	00025116	Los Mochis	11.0	25° 48' 04"
23	00011089	Silao (SMN)	1 777.0	20° 57' 00"	64	00030018	El Buzón	34.0	19° 09' 25"
24	00011094	Guanajuato (DGE)	1 995.0	21° 00' 51"	65	00030021	El Carrizal	242.0	19° 21' 47"
25	00011097	Santa María (SMN)	1 751.0	20° 13' 18"	66	00030032	Coscomatepec (SMN)	1 530.0	19° 04' 18"
26	00011109	San Felipe (SMN)	2 070.0	21° 28' 51"	67	00030041	Chicontepec (SMN)	291.0	20° 59' 36"
27	00011132	Puroagua (DGE)	2 013.0	20° 04' 29"	68	00030132	Poza Rica	50.0	20° 32' 27"
28	00014030	Ciudad Guzmán (OBS)	1 515.0	19° 43' 05"	69	00030182	Tierra Blanca (SMN)	65.0	18° 27' 00"
29	00014069	Huejúcar (OBS)	1 830.0	22° 21' 27"	70	00030201	Alvarado (DGE)	5.0	18° 46' 15"
30	00014081	La Desembocada	19.0	20° 43' 43"	71	00030228	Jalapa (DGE)	1 365.0	19° 31' 05"
31	00014096	Mascota (SMN)	1 230.0	20° 31' 31"	72	00030229	Tuxpan (SMN)	17.0	20° 56' 50"
32	00014148	Tecomates	286.0	19° 33' 30"	73	00031004	Celestún (SMN)	3.0	20° 51' 00"
33	00014167	Yahualica (SMN)	1 800.0	21° 10' 54"	74	00031005	CIAPY	50.0	20° 25' 36"
34	00014191	Valle de Juárez (SMN)	1 950.0	19° 56' 00"	75	00031019	Mérida (OBS)	11.0	20° 57' 00"
35	00014196	Colotlán (SMN)	1 660.0	22° 07' 00"	76	00031034	Tizimín	14.0	21° 09' 22"
36	00014338	El Arenal (DGE)	1 380.0	20° 46' 32"	77	00031036	Valladolid (OBS)	23.0	20° 41' 24"
37	00015004	Almoloya del R. (DGE)	2 572.0	19° 09' 20"	78	00031038	Xul	92.0	20° 06' 03"
38	00015007	Amecameca (DGE)	2 470.0	19° 08' 26"	79	00031048	Peto (SMN)	34.0	20° 07' 00"
39	00015058	Molinito	2 289.0	19° 27' 13"	80	00031057	Conkal	9.0	21° 04' 24"
40	00015125	Texcoco (DGE)	2 250.0	19° 30' 20"	81	00031061	Oxcutzcab	26.0	20° 17' 28"
41	00015126	Toluca (OBS)	2 726.0	19° 17' 28"					

donde Y_i es la variable dependiente, $X_{i1}, X_{i2}, \dots, X_{in}$ son variables independientes; mientras que los parámetros o coeficientes son β_0 intercepto, $\beta_1, \beta_2, \beta_3$ y β_3 pendientes, respectivamente; finalmente, U_i es el error.

El primer *MRLM* fue general e involucró a los 972 grupos de datos, con ETP_{HS} como variable dependiente y TX, TN como variables independientes, así como los 81 datos de AL , que correspondieron a la altitud de las estaciones meteorológicas seleccionadas y 81 grupos de ME que concernieron a los meses del año para cada estación; es importante mencionar que los meses se codificaron del 01 al 12, donde el 01 correspondió, por ejemplo, a enero y el 12 a diciembre. El modelo quedó definido como:

$$ETP_g = \beta_0 + \beta_1 TX + \beta_2 TN + \beta_3 AL + \beta_4 ME \quad (2)$$

El segundo modelo fue para cada mes e involucró las variables independientes TX, TN y AL agrupadas por mes, pues en este caso ME fue considerada como una variable independiente categórica, con la ETP_{HS} como variable dependiente, por lo que los modelos se definieron para cada mes como:

$$ETP_m = \beta_0 + \beta_1 TX + \beta_2 TN \text{ o } AL \quad (3)$$

La selección de las variables que aparecieron en los modelos finales para cada mes dependió de la significancia estadística ($F_c, P \leq 0.05$) de las variables independientes y la baja multicolinealidad, de tal manera que en la ecuación de los modelos para cada mes sólo aparecieran dos variables independientes, con el fin de obtener modelos sencillos. En este sentido, tanto el modelo general como los mensuales fueron de tipo predictivo (Martínez-Rodríguez, 2005).

Validación de los modelos

Un total de 12 estaciones meteorológicas (cuadro 2) y 10 observatorios (cuadro 3) diferentes a los que se utilizaron para la obtención de los modelos (ETP_g y ETP_m) fueron seleccionados de manera aleatoria para registrar los datos de AL , latitud, TX y TN ; es importante aclarar que los datos de las estaciones correspondieron al periodo de 1951 a 2010; mientras que los datos promedio de los observatorios fueron de 1951 a 1980, ya que sólo se contó con ese periodo. Los datos de las estaciones fueron útiles para el cálculo de la ETP mensual con los modelos ETP_g, ETP_m y ETP_{HS} , donde el último se consideró como de referencia (Moeletsi *et al.*, 2013), mismos que fueron divididos entre el número de días correspondientes a cada mes para

Cuadro 2. Estaciones meteorológicas para la prueba del desempeño de los modelos propuestos.

Núm.	Estación	Nombre	Estado	Latitud	Longitud	Altitud
1	00001014	Pabellón	Aguascalientes	22° 10' 01"	102° 17' 34"	1 937.70
2	00008147	Chihuahua Univer.	Chihuahua	28° 42' 20"	105° 59' 38"	1 350.00
3	00010009	Cd. Lerdo (SMN)	Durango	25° 32' 00"	103° 31' 00"	1 135.00
4	00013074	Ixmiquilpan (DGE)	Hidalgo	20° 28' 00"	99° 14' 00"	1 700.00
5	00016144	Zamora (SMN)	Michoacán	19° 59' 06"	102° 16' 59"	1 580.00
6	00019052	Monterrey (OBS)	Nuevo León	25° 44' 01"	100° 18' 17"	515.00
7	00020079	Oaxaca	Oaxaca	17° 04' 59"	96° 42' 35"	1 594.00
8	00022015	San Juan del R. (SMN)	Querétaro	20° 23' 00"	100° 00' 00"	1 914.00
9	00023002	Bacalar	Quintana Roo	18° 41' 00"	88° 23' 00"	2.00
10	00026004	Arivechi	Sonora	28° 55' 45"	109° 11' 27"	482.00
11	00028086	San Fernando	Tamaulipas	24° 50' 50"	98° 09' 30"	46.00
12	00032009	Jerez (SMN)	Zacatecas	22° 39' 00"	103° 00' 00"	2 108.00

obtener la ETP en mm/día y después se compararon entre sí. Aparte, con los datos TX , TN , AL y ME de los observatorios, la ETP mensual se calculó de nuevo con los modelos ETP_g y ETP_m y los resultados se dividieron entre el número de días del mes correspondiente, para obtener ETP promedio por día, para compararlos con los de ETP_{PN} de los mismos observatorios (cuadro 3), que se obtuvieron de la publicación de *Datos Agroclimáticos para América Latina y el Caribe* (FAO, 1985), que al estar reportados como promedio mensuales, se dividieron entre el número de días de cada mes, lo que sirvió para la verificación del desempeño de los modelos obtenidos con respecto a PN .

Análisis estadístico

Los coeficientes de determinación (R^2), valor de F_c ($P \leq 0.05$) de las variables independientes y el factor de inflación de la varianza (FIV) que se obtuvieron del análisis de varianza de las regresiones (Cuadras, 2014) se emplearon para comparar los modelos ETP_g y ETP_m . Por otra parte, el desempeño de estos modelos se obtuvo mediante índices estadísticos, como la raíz cuadrada de la media del error ($RCME$) y el error medio del sesgo (EMS), con las siguientes ecuaciones (Douglas, Jacobs, Sumne, & Ray, 2009):

$$RCME = \left((1/n) \sum_1^n (y - \hat{y})^2 \right)^{0.5} \quad (4)$$

donde $RCME$ es la raíz cuadrada de la media del error en mm/día; y , la ET calculada con los modelos obtenidos (ETP_g o ETP_m , en mm/día), y \hat{y} es la ET de referencia (en su caso, HS o PN , en mm/día):

$$EMS = \left((1/n) \sum_1^n (y - \hat{y}) \right) \quad (5)$$

donde EMS es el error medio del sesgo en mm/día; el resto de los símbolos indica lo mismo que en la ecuación (4).

El $RCME$ es un indicador del desempeño de un modelo en un periodo de tiempo dado (Douglas *et al.*, 2009) y su valor es siempre positivo (Yapo, Gupta, & Sorooshian, 1998); mientras que el EMS proporciona información del comportamiento a largo plazo de las correlaciones, lo que permite una comparación de la desviación real entre los valores pronosticados y medidos, término a término (Gunhan, Demir, Hancioglu, & Hepbasli, 2005); en ambos casos, el cero es ideal.

Finalmente, se llevaron a cabo dos regresiones ortogonales. Los valores de ETP_g y ETP_m se consideraron como variables independientes y ETP_{HS} como variable dependiente. Este tipo de

Cuadro 3. Observatorios con ETP promedio mensual por el método de Penman.

Obs.	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Chihuahua	51	67	122	145	172	166	149	141	109	97	69	45
Chilpancingo	89	92	121	121	117	91	95	91	79	84	74	69
Durango	53	74	111	133	154	149	130	121	110	101	71	53
Guadalajara	80	94	139	156	171	132	119	116	102	95	78	71
Jalapa	62	68	95	105	110	102	103	103	87	77	62	55
La Paz	64	72	105	132	161	171	160	155	132	113	80	60
Mérida	89	98	140	158	165	149	145	141	121	109	89	81
Monterrey	50	62	98	119	133	142	155	143	109	84	55	48
Tacubaya	75	89	128	130	129	110	101	99	86	81	68	64
Tapachula	168	161	177	154	145	120	134	136	112	124	135	146

Fuente: FAO (1985).

regresión se utilizó para determinar si los modelos (ETP_g y ETP_m) son equivalentes o estiman lo mismo que el modelo de referencia (ETP_{HS}), lo cual se definió con los parámetros de cada regresión, donde las condiciones que debían cumplir fueron las siguientes: "el intervalo de confianza (IC) de la pendiente debe contener el número 1 y el IC de la intersección debe contener el 0" (Martínez-Arnaiz, 1994), considerando un IC al 95% en ambos casos, y asumiendo que las variables dependientes e independientes tienen la misma varianza (Carroll & Ruppert, 1996; Frez, 2002). El procesamiento de datos se realizó en el software Minitab17 (2014).

Resultados y discusión

Durante el periodo de 1951 a 2010, las variables TX , TN y ETP_{HS} de las estaciones que se utilizaron tuvieron variaciones que se pueden ver en el cuadro 4. El comportamiento de los valores

de TX y TN fue similar a ETP_{HS} . Lo anterior no es raro, puesto que la variación durante el año de la TX y TN es normal; además, en la estimación de la ETP_{HS} se utilizaron las temperaturas máximas y mínimas (Hargreaves & Samani, 1985; Moeletsi *et al.*, 2013).

Asimismo, dichas variables respondieron a la ubicación de las estaciones meteorológicas tanto por altitud como por latitud. En este sentido, se sabe que el incremento de 305 m en la elevación produce un descenso aproximado de 1.66 °C, mientras que la variación de latitud genera cambios en la temperatura (Körner, 2007; Ortiz-Solorio, 2011). Por otra parte, los promedios de las variables climáticas en el lapso del año tuvieron una distribución normal, de tal manera que la TX y la ETP_{HS} presentaron los valores máximos en mayo (32.2 °C y 197.54 mm, respectivamente); en tanto que la TN promedio tuvo su máximo (17.1 °C) en junio (figura 2), similar a lo reportado por Ortiz-Solorio (2011).

Cuadro 4. Algunas estadísticas descriptivas de las variables de las estaciones en estudio.

Variable	N	\bar{x}	σ	$\bar{x} \pm \sigma$	Mínimo	Máximo
TX (°C)	972	28.63	4.82	(23.81 – 33.45)	14.6	40.1
TN (°C)	972	13.60	6.15	(7.45 – 19.75)	-1.9	26.2
AL (m)	81	1 048.00	31.3	(1016.70 – 1079.30)	3.00	2 897.00
ETP_{HS} (mm)	972	145.73	36.52	(109.21 – 182.25)	65.92	251.12

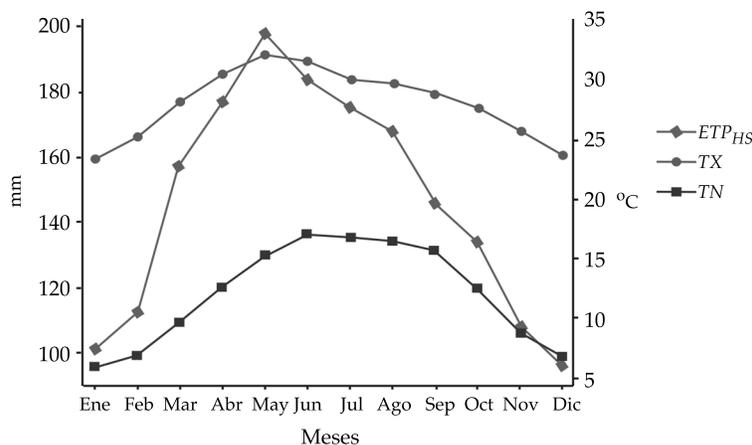


Figura 2. Distribución de las variables TX , TN y ETP . Promedios mensuales de 1981 a 2010 durante el año.

Modelación de la ETP general y mensual

El análisis de varianza de la regresión lineal múltiple para obtener el modelo general, utilizando todas las variables, mostró que la variable *TN* tuvo una probabilidad de rechazo de 0.074, mayor que la propuesta ($P \leq 0.05$) y una *Fc* de 3.21 ($P \leq 0.05$) más baja respecto al resto de las variables, lo que sugiere que un modelo con las variables *TX*, *AL* y *ME* podría ser más adecuado. En cambio, en los modelos para cada mes, la significancia de las variables *TN* y *AL* varió en función de los meses o temporada del año. La *AL* tuvo probabilidades de rechazo menor que 0.05 y *Fc* mayores que los de *TN* en los meses de noviembre a febrero, lo que sugiere que en estos meses considerar a *TX*, *AL* y *ME* (variable categórica) en los modelos es más apropiado; mientras que *TN* tuvo más significancia que *AL* en el resto de los meses. Una vez que se generaron nuevamente los modelos correspondientes, se tuvieron los siguientes resultados:

- Los modelos ETP_g y ETP_m fueron estadísticamente significativos ($P \leq 0.05$) y se ajustaron con precisión a los datos (cuadros 5 y 6, respectivamente). Además, sus variables independientes tuvieron una moderada correlación; es decir, baja multicolinealidad, ya que su *FIV* se encontró en el rango 1-5, lo que eliminó la redundancia de las variables independientes en la explicación del comportamiento de la variable dependiente (Katz, 2011).

El modelo general tuvo un R^2 ajustado igual a 0.7911 y un R^2 predicho de 0.7896; es decir, tiene una capacidad predictiva de 78.96%. Este

resultado sugiere que ETP_g es adecuado para la estimación de la evapotranspiración en cualquier época del año, ya que las variables *TX*, *AL* y *ME* explican un 79.18% del comportamiento de la *ETP*, donde el aumento de un grado Celsius en *TX* incrementa 8.140 mm la *ETP*, con la adición de 1.82 mm cada vez que se incrementan 100 metros en la altitud, a la que se sustrae 1.757 mm por el efecto del mes y finalmente la resta de 95.10 mm de la constante.

Por otra parte, el modelo mensual está integrado por 12 *MRLM*; cada uno corresponde a un mes del año (cuadro 6). Las ecuaciones de regresión tienen un R^2 ajustado que va de 0.7649 a 0.9942, siendo menor en el mes de noviembre y mayor en agosto, con una capacidad predictiva de 75.01 a 99.37%, respectivamente.

Los coeficientes de determinación de las regresiones para cada mes son adecuados, siendo estos una primera medida de evaluación (Martínez-Rodríguez, 2005); así como el valor de *Fc* ($P \leq 0.05$) varió de 131.89 hasta 6920.96, lo que indica su significancia estadística y fortalece su validez. Por otra parte, las variables independientes de estas ecuaciones fueron significativas ($P \leq 0.05$) y diferentes en cada una de ellas; además, tienen baja multicolinealidad. La *TX* tuvo mayor efecto sobre el comportamiento de la *ETP* y apareció en todos los modelos; las variables *TN* y *AL* tuvieron efectos en función de la temporada del año, de tal manera que *AL* influyó principalmente en invierno (de noviembre a febrero), y *TN* en el resto del año. Wong-González (2010) señala que la magnitud de los coeficientes de las variables independientes influye en el comportamiento de la variable dependiente. Los valores de los coeficientes de esta investigación se muestran en un orden de mayor a menor

Cuadro 5. Análisis de varianza del modelo de regresión lineal múltiple ETP_g .

Parámetro	Coef.	<i>Fc</i>	<i>P</i>	<i>FIV</i>	Modelo	R^2	R^2 aj.
Regresión		1 226.98	0.000		$ETP_g = 8.140*TX + 0.018226*AL - 1.757*ME - 95.10$	0.7918	0.7911
Constante	-95.10		0.000				
<i>TX</i>	8.140	3 465.43	0.000	1.55			
<i>AL</i>	0.018226	710.92	0.000	1.55			
<i>ME</i>	-1.757	125.38	0.000	1.00			

Cuadro 6. Análisis de varianza de los modelos de regresión lineal múltiple ETPm.

Mes	Parámetro	Coficiente	Fc	P	FIV	Modelo	R ² aj.
Ene	Regresión		460.99	0.000		$ETP = 4.661*TX + 0.009970*AL - 20.85$	0.9200
	Constante	-20.85		0.000			
	TX	4.661	920.79	0.000	1.41		
	AL	0.009970	298.14	0.000	1.41		
Feb	Regresión		438.51	0.000		$ETP = 4.68068*TX + 0.008744*AL - 17.2422$	0.9149
	Constante	-17.2422		0.000			
	TX	4.68068	862.87	0.000	1.38		
	AL	0.008744	225.54	0.000	1.38		
Mar	Regresión		920.24	0.000		$ETP = 7.04866*TX - 2.79732*TN - 13.5076$	0.9583
	Constante	-13.5076		0.000			
	TX	7.04866	1 736.68	0.000	1.98		
	TN	-2.79732	487.52	0.000	1.98		
Abr	Regresión		3 245.68	0.000		$ETP = 7.56124*TX - 3.2335*TN - 12.7099$	0.9878
	Constante	-12.7099		0.000			
	TX	7.56124	5 922.91	0.000	2.20		
	TN	-3.2335	1 660.10	0.000	2.20		
May	Regresión		3 444.41	0.000		$ETP = 8.65317*TX - 3.98152*TN - 20.158$	0.9885
	Constante	-20.158		0.000			
	TX	8.65317	5 734.52	0.000	2.68		
	TN	-3.98152	1 537.20	0.000	2.68		
Jun	Regresión		3 054.82	0.000		$ETP = 9.0764*TX - 4.6789*TN - 25.0644$	0.9871
	Constante	-25.0644		0.000			
	TX	9.0764	3 856.37	0.000	4.72		
	TN	-4.6789	1 358.79	0.000	4.72		
Jul	Regresión		4 615.35	0.000		$ETP = 9.47161*TX - 5.14064*TN - 23.8755$	0.9914
	Constante	-25.0644		0.000			
	TX	9.0764	5 266.01	0.000	4.47		
	TN	-4.6789	1 762.07	0.000	4.47		
Ago	Regresión		6 920.46	0.000		$ETP = 8.91333*TX - 4.94892*TN - 16.4938$	0.9942
	Constante	-16.4938		0.000			
	TX	8.91333	8 161.82	0.000	5.12		
	TN	-4.94892	3 082.82	0.000	5.12		
Sep	Regresión		1 773. 11	0.000		$ETP = 9.0764*TX - 4.6789*TN - 25.0644$	0.9779
	Constante	-4.25306		0.115			
	TX	7.56906	2 185.56	0.000	5.26		
	TN	-4.32205	882.94	0.000	5.26		
Oct	Regresión		311.89	0.000		$ETP = 6.02033*TX - 3.10231*TN + 7.78566$	0.8860
	Constante	7.78566		0.145			
	TX	6.02033	456.30	0.000	4.43		
	TN	-3.10231	188.86	0.000	4.43		
Nov	Regresión		136.18	0.000		$ETP = 4.86308*TX + 0.0119274*AL - 32.4384$	0.7649
	Constante	-12.4384		0.001			
	TX	4.86308	252.31	0.000	2.61		
	AL	0.0119274	110.56	0.000	2.61		
Dic	Regresión		398.59	0.000		$ETP = 4.53273*TX + 0.0106408*AL - 24.7453$	0.9086
	Constante	-24.7453		0.000			
	TX	4.53273	795.68	0.000	1.57		
	AL	0.01064808	321.66	0.000	1.57		

como $TX > TN > AL$, con tendencia positiva, negativa y positiva, respectivamente. Este comportamiento no es extraño para TX y TN , pues el aumento de la temperatura hasta un máximo (TX) incrementará la ETP , y la disminución de la temperatura hasta un mínimo (TN) provoca un decrecimiento de ETP , pues estas temperaturas influyen en la presión de saturación de vapor y por lo tanto afectan la estimación de ET (Allen *et al.*, 1998; Hargreaves & Samani, 1985; Ortiz-Solorio, 2011). No obstante, llama la atención el signo positivo del coeficiente de AL en el modelo general y en algunos mensuales, pues difiere de la tendencia negativa en la relación ETP -altitud, que reportaron Jaramillo-Robledo (2006), Vega y Jara (2009), y Goulden *et al.* (2012). La tendencia que se encontró en este estudio tiene sentido válido desde un punto de vista físico, pues la discrepancia podría deberse a la relación inversa que existe entre la altitud y la presión atmosférica (Pereira, Valero, Picornell-Buendía, & Martín-Benito, 2010), lo que provoca, a su vez, un aumento en la evaporación, independientemente de la temperatura (Castellan, 1987; Maderrey & Jiménez, 2001; Armstrong, Pomeroy, & Martz, 2015) y que para México se hace evidente en invierno. De acuerdo con Allen *et al.* (1998), la presión atmosférica es otro de los parámetros atmosféricos que determinan la ET .

En este contexto, Bautista, Bautista y Delgado (2009) mencionaron que los modelos tradicionales generalmente utilizan una o más variables atmosféricas o algunas mediciones relacionadas, como la evaporación. Aunque asumen un estado ideal donde no interviene la elevación; pero, como se observa en este estudio, la altitud sí tiene influencia. Al respecto, Hargreaves y Samani (1985), en su ecuación, hicieron una modificación en función de la correlación que encontraron entre las temperaturas máximas y mínimas con la altitud para El Salvador; sin embargo, es escasa más información relacionada con este aspecto.

Aplicación de los modelos ETP_g y ETP_m

Los resultados de la aplicación de los modelos ETP_g y ETP_m (cuadro 7) por estación y por mes

muestran que en ocasiones se subestiman o sobreestiman los valores de ETP respecto a ETP_{HS} mensual; es importante resaltar que al seleccionar de manera aleatoria EM y observatorios diferentes a las que se utilizaron para generar los modelos, se corrió el riesgo de seleccionar alguna que estuviera fuera del rango que se utilizó, situación no deseada cuando se generan modelos (Salinas & Silva, 2007). En este sentido, tres EM y un observatorio presentaron datos que no se encontraron en el rango de valores con los que se generaron los modelos (EM : 1. Pabellón de Arteaga [enero $TN = -3.0$ °C; febrero $TN = -2.2$ °C]; 9. Bacalar [$AL = 2.0$ m], y 10. Arivechi [mayo $TX = 40.2$ °C; junio $TX = 42.6$]; Observatorio Durango [enero $TN = -3.9$ °C; febrero $TN = -2.6$]). No obstante, estos datos no influyeron en los resultados, pues cuando fueron utilizados en los modelos ETP_g y ETP_m no se observaron diferencias grandes respecto a ETP_{HS} , ya que la varianza de los resultados de los modelos obtenidos se encuentra dentro del índice de confianza (95%) de la varianza de ETP_{HS} (cuadro 8), lo que sugiere que los resultados de ETP con HS y de las dos ecuaciones de este estudio son similares. Estos resultados pudieron ocurrir porque en Pabellón de Arteaga y en el observatorio de Durango los datos correspondieron a TN , que no se utilizaron en el cálculo; en Bacalar, la variación en la altitud es de un metro menor que el límite del rango, así como en Arivechi, con temperatura superiores al límite mayor por 0.1 y 1.5 °C, lo que provocó variaciones mínimas en los resultados.

De tal manera que la ETP mensual con los tres modelos tiene una distribución parecida (figura 3); resultados de distribución de ETP semejantes a los reportados por Campos-Aranda (2005) y Ruíz-Álvarez *et al.* (2014).

Análisis estadísticos de ETP_g y ETP_m

Al analizar el resultado de los modelos ETP_g y ETP_m con el total de las estaciones de prueba respecto a ETP_{HS} , los estadísticos $RCME$ y EMS del ETP_g (0.42 y 0.09 mm/día, respectivamente) fueron mayores que los de ETP_m ($RCME = 0.16$

Cuadro 7. Evapotranspiración potencial de las estaciones de prueba por los modelos HS , ETP_g y ETP_m .

EM	ME	ETP_{HS}	ETP_g	ETP_m	EM	ME	ETP_{HS}	ETP_g	ETP_m	EM	ME	ETP_{HS}	ETP_g	ETP_m
1	Ene	101.22	116.67	100.50	5	Ene	124.45	148.05	122.61	9	Ene	115.68	126.99	115.27
	Feb	111.04	169.70	109.26		Feb	135.05	162.70	133.25		Feb	118.99	127.81	119.93
	Mar	153.69	150.86	156.74		Mar	180.98	182.23	178.16		Mar	153.62	144.09	152.83
	Abr	174.70	170.39	176.31		Abr	198.01	196.89	196.51		Abr	160.33	154.67	163.94
	May	198.82	182.61	194.84		May	214.21	204.21	214.93		May	178.53	164.44	183.13
	Jun	174.91	172.84	175.51		Jun	187.06	186.31	189.09		Jun	163.04	157.93	167.78
	Jul	161.91	153.30	161.40		Jul	174.63	165.96	175.78		Jul	170.25	158.74	173.45
	Ago	158.01	154.11	158.94		Ago	171.13	166.77	171.13		Ago	170.76	162.81	170.75
	Sep	138.38	147.60	140.57		Sep	156.41	166.77	154.85		Sep	149.56	157.11	146.66
	Oct	130.36	142.72	133.77		Oct	150.49	165.96	145.66		Oct	144.24	155.48	137.95
	Nov	109.74	134.58	107.82		Nov	129.61	161.89	127.92		Nov	115.38	137.58	115.91
	Dic	96.84	119.12	96.46		Dic	117.97	148.86	116.71		Dic	108.84	128.62	108.54
2	Ene	72.44	71.74	76.04	6	Ene	109.69	126.90	111.99	10	Ene	90.34	85.17	92.09
	Feb	85.16	88.83	88.18		Feb	123.26	141.55	123.95		Feb	105.97	103.07	105.87
	Mar	128.97	118.14	135.20		Mar	172.31	161.09	178.16		Mar	160.04	133.19	173.69
	Abr	158.31	146.63	160.51		Abr	195.42	175.74	196.51		Abr	200.30	167.38	207.71
	May	190.87	171.86	187.81		May	217.05	186.07	214.93		May	242.72	198.31	241.55
	Jun	201.40	199.54	196.62		Jun	191.84	165.16	189.09		Jun	248.10	220.29	243.53
	Jul	183.13	183.26	178.78		Jul	178.29	144.81	175.78		Jul	221.05	195.06	216.81
	Ago	165.38	170.23	165.39		Ago	170.84	145.62	171.13		Ago	198.07	184.47	198.18
	Sep	135.17	153.14	140.79		Sep	151.29	145.62	154.85		Sep	175.66	182.03	181.89
	Oct	117.60	132.79	129.99		Oct	139.77	144.81	145.63		Oct	153.28	164.12	166.45
	Nov	83.15	95.34	84.82		Nov	115.89	140.74	115.22		Nov	107.63	120.98	107.53
	Dic	64.49	74.99	72.57		Dic	102.92	127.72	105.38		Dic	86.30	88.42	87.35
3	Ene	83.61	92.94	89.28	7	Ene	130.91	146.46	123.69	11	Ene	87.44	68.16	83.55
	Feb	100.37	110.85	102.21		Feb	140.15	161.93	134.78		Feb	99.39	86.06	97.85
	Mar	156.42	148.30	156.42		Mar	183.74	181.46	175.80		Mar	141.23	114.55	143.84
	Abr	183.12	180.86	183.33		Abr	194.14	192.86	191.22		Abr	160.41	138.97	162.19
	May	207.52	195.51	204.63		May	195.94	186.35	197.76		May	181.37	156.88	181.92
	Jun	197.80	197.14	194.63		Jun	164.47	161.92	167.36		Jun	183.29	169.90	182.24
	Jul	192.60	190.65	189.83		Jul	165.06	153.78	167.93		Jul	193.00	173.98	191.21
	Ago	176.11	180.86	175.30		Ago	162.86	153.78	162.90		Ago	189.96	178.86	188.78
	Sep	147.06	167.02	149.02		Sep	143.89	148.09	140.04		Sep	156.14	160.14	156.71
	Oct	131.79	150.74	137.21		Oct	142.36	148.90	133.25		Oct	132.04	134.09	135.58
	Nov	102.21	126.32	104.14		Nov	127.63	147.27	121.28		Nov	98.15	100.72	96.01
	Dic	84.08	98.64	86.60		Dic	122.33	142.39	115.05		Dic	84.36	73.04	79.54
4	Ene	110.12	120.23	105.63	8	Ene	98.34	97.65	96.58	12	Ene	85.31	76.33	88.26
	Feb	120.12	134.07	115.56		Feb	108.74	112.30	106.68		Feb	97.77	93.42	99.48
	Mar	168.84	161.74	169.60		Mar	150.44	137.53	147.64		Mar	136.11	113.77	135.62
	Abr	180.50	170.69	181.14		Abr	162.32	148.11	160.73		Abr	158.78	136.56	158.67
	May	190.94	173.95	191.73		May	172.03	150.55	170.89		May	185.42	159.35	184.67
	Jun	167.03	157.67	167.75		Jun	146.86	131.83	144.68		Jun	174.24	159.35	173.55
	Jul	163.69	147.90	164.59		Jul	141.81	121.25	139.19		Jul	157.36	132.49	155.72
	Ago	161.56	149.63	162.80		Ago	136.99	119.62	134.87		Ago	150.59	129.24	150.62
	Sep	140.25	141.39	140.57		Sep	119.95	113.92	118.73		Sep	130.63	124.35	132.03
	Oct	132.88	135.69	132.47		Oct	115.09	109.04	114.39		Oct	118.44	113.77	121.34
	Nov	114.29	130.81	108.44		Nov	100.08	105.78	97.86		Nov	98.13	102.37	100.18
	Dic	102.99	117.79	98.50		Dic	92.06	96.83	90.81		Dic	83.83	82.02	86.53

Cuadro 8. Resultados de ETP mensual de los modelos HS , general y para cada mes.

Mes	ETP_{HS}	ETP_g	ETP_m	Mes	ETP_{HS}	ETP_g	ETP_m
Enero	101.13	106.44	100.45	Julio	175.23	160.10	174.21
Febrero	112.20	121.02	111.45	Agosto	167.49	157.99	167.57
Marzo	156.87	145.58	158.64	Septiembre	145.36	150.60	146.39
Abril	177.20	164.78	178.28	Octubre	134.03	141.51	136.14
Mayo	197.54	177.26	197.40	Noviembre	108.49	125.37	107.26
Junio	183.34	173.32	182.65	Diciembre	96	108.20	95.33
				S	37.8	31.7	37.7
				S^2	1430	1006	1422
				IC 95% S	(33.9-42.8)	(28.4-35.9)	(33.8-42.7)
				IC 95% S^2	(1 149-1 829)	(808-1 287)	(1 142-1 819)

S: desviación estándar; S^2 : varianza; IC: intervalo de confianza.

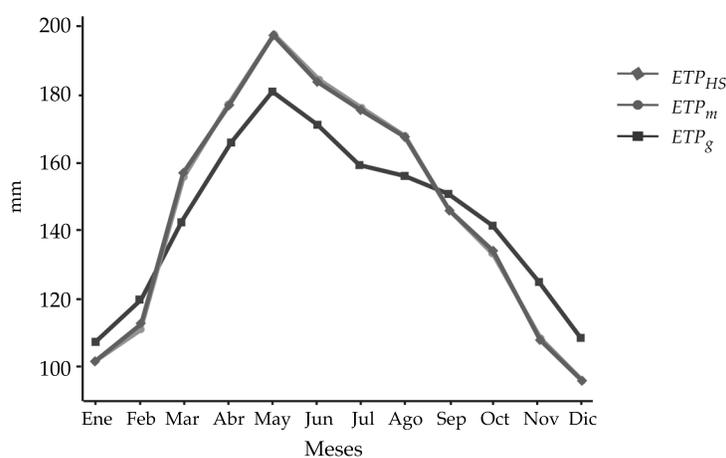


Figura 3. Distribución de valores medios de ETP de los modelos HS , ETP_g y ETP_m durante el año.

mm/día y un $EMS = 0.07$ mm/día); en cambio, cuando el desempeño de los modelos se evaluó por mes, el $RCME$ del ETP_g varió de 0.24 a 0.76 mm/día, resultados mayores que los obtenidos con ETP_m (cuadro 9), con excepción del mes de octubre (0.24 mm/día). El EMS en el modelo general tuvo valores de -0.05 a 0.68 mm/día, con marzo en la condición ideal (más cercano a cero); mientras que en los modelos para cada mes se tuvo un EMS de 0.01 a 0.16 mm/día, donde los valores más cercanos a cero y menores a 0.01 se encontraron en marzo, abril, mayo, junio, julio, agosto, septiembre y diciembre.

Comportamiento parecido a lo reportado por Vásquez-Méndez *et al.* (2011), quienes concluyeron que el método de HS tuvo un mejor desempeño con datos a nivel mensual.

El valor promedio de la $RCME$ significa que los dos modelos generados en este estudio estiman la ETP con bajo error, aunque en el ETP_g tiene un error mayor que en ETP_m (0.38 y 0.14 mm/día, respectivamente), lo cual sugiere que el modelo para cada mes (ETP_m) tuvo el mejor desempeño. Por su parte, el EMS del modelo general tuvo valores positivos y negativos, lo que revela subestimaciones y sobreestimaciones, en

tanto que el modelo para cada mes tiende a una ligera sobreestimación.

Cuando los resultados de ETP_g y ETP_m en los observatorios fueron comparados con los de PN (FAO, 1985), el RCME de la ETP_g del mes de marzo fue el más bajo (0.73 mm/día), en tanto que febrero fue más grande (1.38 mm/día), mayores que ETP_m (cuadro 9). Por otra parte, el EMS detecta ligeras sobreestimaciones de los modelos obtenidos en todos los meses. No obstante, el desempeño de los modelos de este estudio a nivel mensual respecto a PN es satisfactorio, ya que se encuentran en los grupos 1 y 2 (RCME-EMS < 1 mm/día y RCME-EMS entre 1-2 mm/día, respectivamente), propuestos por Vásquez-Méndez *et al.* (2011). En este sentido, los modelos obtenidos tienen un comportamiento semejante a HS cuando se compararon con PN. Al respecto, Gavilán, Lorite, Tornero y Berengena (2006) reportaron un resultado similar al comparar datos de ETP calculados con PM y HS. Asimismo, Campos-Aranda (2005) y Ortiz-Solorio (2011) indicaron que el método de PM con datos de observatorios de México produce valores de ETP mayores que HS. Sin embargo,

diversos autores han concluido que el HS es un método alternativo cuando no existen datos para aplicar PM (Maeda, Wiberg, & Pellikka, 2011; Moeletsi *et al.*, 2013; Raziei & Pereira, 2013).

Al analizar lo anterior, el desempeño del modelo general y para cada mes con respecto a HS sugiere que el uso de cualquiera de ellos para la estimación de la ETP es factible. Sin embargo, la regresión ortogonal reveló que los coeficientes de la regresión ETP_g no cumplen con la condición que en el IC (95%) de la intersección se encuentre el "0" y en el IC (95%) de la pendiente se encuentre el "1" (figura 4a); por lo tanto, existe evidencia de que el modelo ETP_g y el modelo HS estiman evapotranspiraciones potenciales diferentes. En cambio, el modelo ETP_m estimó valores similares a los de HS, ya que el "0" se encontró en el IC (95%) de la intersección y el "1" dentro del IC (95%) de la pendiente (figura 4b); así, se deduce que no existe evidencia de que las dos ecuaciones estimen datos de ETP distintos.

El resultado anterior podría deberse a que la regresión ortogonal considera el error en las variables dependiente (datos de modelos

Cuadro 9. Evaluación del desempeño estadístico de los modelos ETP_g y ETP_m con los métodos de referencia.

ME	Est.	M	ETP_g	ETP_m	ME	Est.	M	ETP_g	ETP_m	ME	M	ME	ETP_g	ETP_m
Ene	RCME	HS	0.65	0.19	May	RCME	HS	0.45	0.11	Sep	RCME	HS	0.33	0.12
		PN	1.20	0.89			PN	0.81	1.14			PN	1.18	1.00
	EMS	HS	0.55	0.11		EMS	HS	-0.37	0.07		EMS	HS	0.22	0.05
		PN	1.09	0.64			PN	0.62	1.06			PN	1.12	0.94
Feb	RCME	HS	0.76	0.20	Jun	RCME	HS	0.25	0.12	Oct	RCME	HS	0.31	0.24
		PN	1.38	0.91			PN	1.04	1.15			PN	1.04	0.90
	EMS	HS	0.68	0.14		EMS	HS	-0.11	0.04		EMS	HS	0.24	0.10
		PN	1.29	0.75			PN	0.89	1.05			PN	0.98	0.84
Mar	RCME	HS	0.25	0.14	Jul	RCME	HS	0.29	0.10	Nov	RCME	HS	0.48	0.23
		PN	0.73	0.75			PN	0.82	1.11			PN	1.21	0.97
	EMS	HS	-0.05	0.01		EMS	HS	-0.28	0.04		EMS	HS	0.43	0.16
		PN	0.58	0.64			PN	0.74	1.06			PN	1.12	0.85
Abr	RCME	HS	0.28	0.06	Ago	RCME	HS	0.24	0.04	Dic	RCME	HS	0.34	0.19
		PN	0.91	0.97			PN	0.89	1.07			PN	1.00	0.95
	EMS	HS	-0.11	0.02		EMS	HS	-0.17	0.03		EMS	HS	0.15	0.08
		PN	0.75	0.89			PN	0.82	1.01			PN	0.84	0.78

ME: mes; M: modelo.

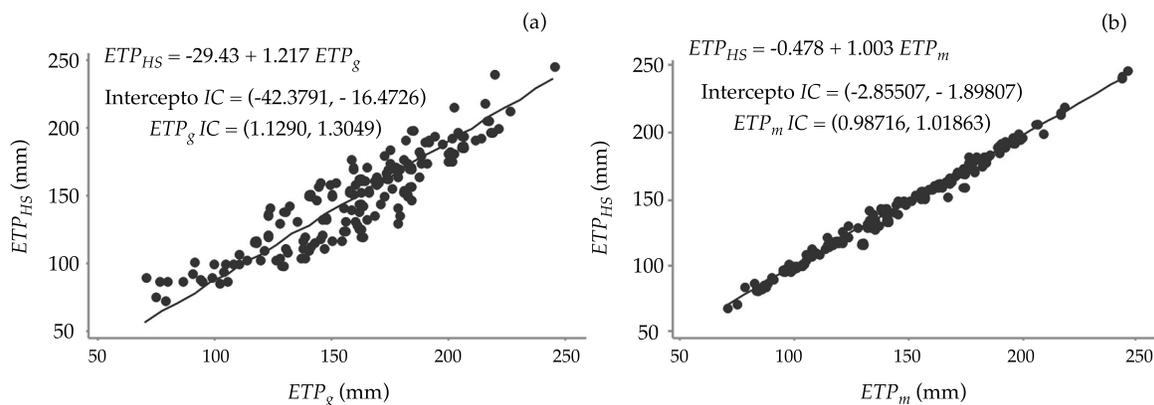


Figura 4. Regresiones ortogonales: a) relación entre ETP_{HS} y ETP_g ; b) relación entre ETP_{HS} y ETP_m .

propuestos) e independiente (datos del modelo de referencia), cuando generalmente en los análisis de regresión se considera sólo el error de la variable independiente, de tal manera que este procedimiento es recomendable para estudios de Ciencias de la Tierra (Carroll & Rupert, 1996; Frez, 2002), donde podría existir error en la medición de las variables dependientes e independientes, como en el caso de la combinación de elementos climáticos, geográficos y de tiempo, como en este estudio.

Conclusiones

La metodología propuesta en el presente estudio demostró que las variables TX , TN , AL y ME pueden emplearse en sencillos modelos lineales múltiples para estimar ETP mensual. En este sentido, la TX es la variable que mayor efecto tiene en el comportamiento de la ETP . Asimismo, la TN y la AL influyen en la ETP de forma distinta en los meses, de tal manera que estas variables compensan el efecto de TX en diferente magnitud en el transcurso del año. Durante los meses de primavera, verano y otoño, la TN con tendencias negativas en las ecuaciones es más significativa que la AL ; en cambio, en invierno, la AL tiene más significancia y con tendencias positivas. Por otra parte, la regresión ortogonal resultó ser una herramienta estadística útil en

la comparación de modelos que estiman datos climáticos, como ETP . Asimismo, con base en el $RCME$, EMS y la regresión ortogonal, el modelo para estimar ETP para cada mes (ETP_m) es el más apropiado para México. Los resultados de este modelo son similares a los que se obtienen con Hargreaves y Samani (1985), con la ventaja de requerir únicamente valores de TX y TN o AL de manera directa, como se demostró en este estudio. Por lo tanto, el modelo ETP_m que estima valores de ETP para cada mes es un modelo sencillo aplicable para México, sin considerar la latitud ni la radiación. Aun cuando el modelo para cada mes de esta investigación puede emplearse en la estimación de la ETP mensual en México, es necesario verificar la validez del uso de las variables TX , TN y AL en otras regiones del mundo, considerando HS o PM como métodos de referencia, bajo la metodología planteada en este trabajo. Asimismo, al no considerarse la radiación en los modelos de ETP_m , significa que podría utilizarse a nivel de invernadero o casa sombra, pero se requiere de la evaluación y validación en los mismos.

Agradecimientos

A los doctores Manuel Fortis Hernández y Pablo Yescas Coronado del Instituto Tecnológico de Torreón, y al doctor José Luis García Hernández de la Universidad Juárez del

Estado de Durango, por sus comentarios y sugerencias, así como a los árbitros y editores por sus atinadas observaciones y recomendaciones.

Referencias

- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration. Guidelines for computing water requirements (298 pp.). In: *FAO Irrigation and Drainage, Paper 56*. Rome: FAO.
- Armstrong, R. N., Pomeroy, J. W., & Martz, L. W. (2015). Variability in evaporation across the Canadian Prairie region during drought and non-drought periods. *Journal of Hydrology*, 521, 182-195.
- Bates, B. C., Kundzewicz, Z. W., Wu, S., & Palutikof, J. P. (2008). *Climate change and water* (210 pp.). Tech. Paper Intergovern. Panel on Clim. Change. Geneva: IPCC Secretariat.
- Bautista, F., Bautista, D., & Delgado-Carranza, C. (2009). Calibration of the equations of Hargreaves and Thornthwaite to estimate the potential evapotranspiration in semi-arid and subhumid tropical climates for regional applications. *Atmósfera*, 22(4), 331-348.
- Campos-Aranda, D. F. (2005). Estimación empírica de la ETP en la República Mexicana. *Ingeniería hidráulica en México*, 20(3), 99-110.
- Carroll, R. J., & Rupert, D. (1996). The use and misuse of orthogonal regression in linear errors-in-variables models. *The American Statistician*, 50(1), 1-6.
- Castellan, G. W. (1987). *Fisicoquímica* (1057 pp.), 2ª ed. México, DF: Addison Wesley Iberoamericana.
- Chen, S. B., Liu, Y. F., & Thomas A. (2006). Climatic change on the Tibetan Plateau: Potential evapotranspiration trends from 1961-2000. *Climatic Changes*, 76(3), 291-319.
- Chen, Y., Xia, J., Liang, S., Feng, J., Fisher, J. B., Li, X. Li, X., Liu, S., Ma, Z., Miyata, A., Mu, Q., Sun, L., Tang, J., Wang, K., Wen, J., Xue, Y., Yu, G., Zha, T., Zhang, L., Zhang, Q., Zhao, T., Zhao, L., & Yuan, W. (2014). Comparison of satellite-based evapotranspiration models over terrestrial ecosystems in China. *Remote Sensing of Environment*, 140, 279-293.
- Cuadras, C. M. (2014). *Nuevos métodos de análisis multivariante* (304 pp.). Barcelona: CMC Editions.
- De Melo, G. L., & Fernandes A., L. T. (2012). Evaluation of empirical methods to estimate reference evapotranspiration in Uberaba, State of Minas Gerais, Brazil. *Engenharia Agrícola Jaboticabal*, 32(5), 875-888.
- Douglas, E. M., Jacobs, J. M., Sumne, D. M., & Ray, R. L. (2009). A comparison of models for estimating potential evapotranspiration for Florida land cover types. *Journal of Hydrology*, 373(3-4), 366-376.
- Droogers, P., & Allen, R. G. (2002). Estimating reference evapotranspiration under inaccurate data conditions. *Irrigation and Drainage Systems*, 16(1), 33-45.
- El-Nashar, W. Y., & Hussien, E. A. (2013). Estimating the potential evapo-transpiration and crop coefficient from climatic data in Middle Delta of Egypt. *Alexandria Engineering Journal*, 52(1), 35-42.
- FAO (1985). *Datos agroclimatológicos para América Latina y el Caribe* (562 pp.). Colección FAO, Producción y Protección Vegetal No. 24. Roma: FAO.
- Frez, C. J. (2002). Estimadores de mínima desviación ortogonal; caso lineal. *GEOS*, 22(3), 444-452.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen* (90 pp.), 5ª ed. Serie Libros Núm. 6. México, DF: UNAM, Instituto de Geografía.
- Gavilán, P., Lorite, I. J., Tornero, S., & Berengena, J. (2006). Regional calibration of Hargreaves equation for estimating reference ET in a semiarid environment. *Agricultural Water Management*, 81(3), 257-281.
- González-Medrano, F. (2003). *Las comunidades vegetales de México* (77 pp.). México, DF: INE-Semarnat.
- Goulden, M. L., Anderson, R. G., Bales, R. C., Kelly, A. E., Meadows, M., & Winston, G. C. (2012). Evapotranspiration along an elevation gradient in California's Sierra Nevada. *Journal of Geophysical Research*, 117(G03), 117, 1-13.
- Gunhan, T., Demir, V., Hancioglu, E., & Hepbasli, A. (2005). Mathematical modeling of drying of bay leaves. *Energy Conversion Management*, 46(11-12), 1667-1679.
- Hargreaves, G. H., & Samani, Z. A. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1(2), 96-99.
- Henríquez-Dole, L., & Miner-Vega, A. J. (2014). Revisión y validación de la evapotranspiración potencial (ETP) media anual y media mensual en Honduras obtenida por métodos ambientales de percepción remota. *Revista Ciencia y Tecnología*, 14(6), 77-98.
- Jaramillo-Robledo, A. (2006). Evapotranspiración de referencia en la región andina de Colombia. *Cenicafé*, 57(4), 288-298.
- Katz, M. H. (2011). *Multivariable analysis: A practical guide for clinicians and public health researchers* (250 pp.), 3rd ed. Cambridge, Eng.: Cambridge University Press.
- Körner, C. (2007). The use of 'altitude' in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(11), 529-574.
- Kousari, M. R., & Ahani, H. (2012). An investigation on reference crop evapotranspiration trend from 1975 to 2005 in Iran. *International Journal of Climatology*, 32(15), 2387-2402.
- Maderey, R. L. E., & Jiménez, R. A. (2001). Alteración del ciclo hidrológico en la parte baja de la cuenca alta del río Lerma por la transferencia de agua a la Ciudad de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín*, 45, 24-38.
- Maeda, E. E., Wiberg, D. A., & Pellikka, P. A. E. (2011). Estimating reference evapotranspiration using remote sensing and empirical models in a region with limited ground data availability in Kenya. *Applied Geography*, 31(1), 251-258.

- Martí, P., & Zarzo, M. (2012). Multivariate statistical monitoring of ETo: A new approach for estimation in nearby locations using geographical inputs. *Agricultural and Forest Meteorology*, 152, 125-134.
- Martínez-Arnaiz, J. A. (1994). Regresión ortogonal y componentes principales. *Quaderns d'Estadística, Sistemes, Informàtica i Investigació Operativa*, 18(2), 285-296.
- Martínez-Rodríguez, E. (2005). Errores frecuentes en la interpretación del coeficiente de determinación lineal. *Anuario jurídico y estadístico Escorialense*, 38, 315-332.
- Mckenney, M. S., & Rosenberg, N. J. (1993). Sensitivity of some potential evapotranspiration estimation methods to climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 64(1-2), 81-110.
- Minitab17 (2014). *Statistical Software*. State College, USA: Minitab Inc.
- Moeletsi, M. E., Walker, S., & Hamandawana, H. (2013). Comparison of the Hargreaves and Samani equation and the Thornthwaite equation for estimating dekadal evapotranspiration in the Free State Province, South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth*, 66, 4-15.
- Ortiz-Solorio, C. A. (2011). *Elementos de agrometeorología cuantitativa, con aplicaciones en la República Mexicana* (219 pp.), 5ª ed. México, DF: Universidad Autónoma Chapingo.
- Ortiz-Villanueva, B., & Ortiz Solorio, C.A. (1990). *Edafología* (394 pp.), 7ª ed. Chapingo: Universidad Autónoma de Chapingo.
- Penman, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceeding Royal Society of London*, 193(1032), 120-145.
- Pereira, L. S., Valero, J. A., Picornell-Buendía, M. R., & Martín-Benito, J. M. T. (2010). *El riego y sus tecnologías* (296 pp.). Albacete: CREA.
- Pérez-López, C. (2005). *Muestreo estadístico, conceptos y problemas resueltos* (392 pp.). Madrid: Pearson Educación, S.A.
- Raziei, T., & Pereira, L. S. (2013). Estimation of ETo with Hargreaves-Samani and FAO-PM temperature methods for a wide range of climates in Iran. *Agricultural Water Management*, 121, 1-18.
- Robertson, L. M., Edlinb, J. S., & Edwards, J. D. (2010). Investigating the importance of altitude and weather conditions for the production of toxic honey in New Zealand. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*, 38(2), 87-100.
- Romo-Benito, H. (2008). Diversidad de las mariposas diurnas ibero-baleares. *Ecosistemas*, 17(2), 106-111.
- Ruiz-Álvarez, O., Corrales-Suástegui, A., González-Jasso, L. A., Díaz-García, L. A., Narváez-Mendoza, M. P., Ontiveros-Capurata, R. E. et al. (2014). Comportamiento espacio temporal de la evapotranspiración de referencia en la República Mexicana. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, Publicación Especial*, (10), 1963-1976.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. México, DF: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Recuperado de http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf.
- Salinas, M. F., & Silva, C. Z. (2007). Modelos de regresión y correlación II. Regresión lineal múltiple. *Ciencia y Trabajo*, 9(23), 39-41.
- SMN (2015). Normales climatológicas Periodos 1951-2010 y 1981-2000. Servicio Meteorológico Nacional. Recuperado de <http://smn.cna.gob.mx>.
- Suleiman, A. A., & Hoogenboom, G. (2009). A comparison of ASCE and FAO-56 reference evapotranspiration for a 15-min time step in humid climate conditions. *Journal of Hydrology*, 375(3-4), 326-333.
- Trezza, R. (2008). Estimación de evapotranspiración de referencia a nivel mensual en Venezuela. ¿Cuál método utilizar? *Bioagro*, 20(2), 85-95.
- Vásquez-Méndez, R., Ventura-Ramos, E. Jr., & Acosta-Gallegos, J. A. (2011). Habilidad de estimación de los métodos de evapotranspiración para una zona semiárida del centro de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 2(3), 399-415.
- Vega, E. C., & Jara, J. C. (2009). Estimación de la evapotranspiración de referencia para dos zonas (costa y región andina) del Ecuador. *Engenharia Agrícola Jaboticabal*, 29(3), 390-403.
- Velázquez-Ruiz, A., Martínez, R. L. M., & Carrillo-González, F. M. (2012). Caracterización climática para la región de Bahía de Banderas mediante el sistema de Köppen, modificado por García, y técnicas de sistemas de información geográfica. *Investigaciones Geográficas, Boletín* 79, 7-19.
- Villa-Nova, N. A., Pereira, A. B., & Shock, C. C. (2007). Estimation of reference evapotranspiration by an energy balance approach. *Biosystems Engineering*, 96(4), 605-615.
- Wang, K. C., & Dickinson, R. E. (2012). A review of global terrestrial evapotranspiration: Observation, modeling, climatology, and climatic variability. *Reviews of Geophysics*, 50(2), 1-54. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1029/2011RG000373>.
- Wong-González, E. (2010). ¿Después del análisis de varianza... qué? Ejemplos en ciencias de alimentos. *Agronomía Mesoamericana*, 21(2), 349-356.
- Yapo, P. O., Gupta, H. V., & Sorooshian, S. (1998). Multi-objective global optimization for hydrologic models. *Journal of Hydrology*, 204(1-4), 83-97.
- Yu, G. R., Zhu, X. J., Fu, Y. L., He, H. L., Wang, Q. F., Wen, X. F. et al. (2013). Spatial patterns and climate drivers of carbon fluxes in terrestrial ecosystems of China. *Global Change Biology*, 19(3), 798-810.

Dirección institucional de los autores

Dr. Miguel Angel Segura-Castruita

Tecnológico Nacional de México
Instituto Tecnológico de Torreón
División de Estudios de Posgrado e Investigación
Carretera Torreón-San Pedro km 7.5
27170 Torreón, Coahuila, México
Teléfono: +52 (871) 7507 198
dmilys5@hotmail.com

Dr. Carlos Alberto Ortiz-Solorio

Colegio de Postgraduados, IRENAT
Carretera México-Texcoco km 36.5
56230 Montecillo, Estado de México, México
Teléfono: +52 (555) 8046 800
caos@colpos.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Modelación hidráulica de un reactor de electrocoagulación tubular de sección anular

• Javier de Jesús Canto-Ríos* •
Universidad Nacional Autónoma de México

*Autor para correspondencia

• Alejandra Martín-Domínguez • Sara Pérez-Castrejón •
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

• Víctor Alcocer-Yamanaka •
Comisión Nacional del Agua, México

• Gueorguiev Tzatchkov-Velitchko •
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Resumen

Canto-Ríos, J., Martín-Domínguez, A., Pérez-Castrejón, S., Alcocer-Yamanaka, V., & Tzatchkov-Velitchko, G. (mayo-junio, 2017). Modelación hidráulica de un reactor de electrocoagulación tubular de sección anular. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 111-126.

La electrocoagulación es una opción en la remoción de contaminantes presentes en agua basada en el desgaste de electrodos para la formación *in situ* de un coagulante. En la eficiencia de este tipo de sistemas intervienen procesos fisicoquímicos, electroquímicos e hidráulicos. Diversos autores han estudiado esta tecnología desde los primeros dos enfoques, sin embargo, poco se conoce de la influencia de la hidráulica en la eficiencia del proceso. El presente trabajo se enfoca en el estudio de las pérdidas de carga totales en un reactor de electrocoagulación con flujo a presión y sección transversal anular simple y múltiple, donde esta última característica depende del arreglo de los electrodos. Se presenta el análisis de las pérdidas de carga por cortante y accesorios, las cuales se modelaron utilizando diferentes expresiones empíricas y se compararon con las mediciones realizadas a escala semipiloto. Como resultado del análisis se observó que la ecuación de Bahramir, Yovanovich y Culham (2006) asemeja las pérdidas reales en secciones anulares múltiples, mientras que la expresión propuesta por Davis describe mejor la sección anular simple. Estos resultados permitirán tener herramientas para diseñar reactores de electrocoagulación a escala real.

Palabras clave: electrocoagulación, modelación, pérdidas de carga hidráulica, secciones anulares.

Abstract

Canto-Ríos, J., Martín-Domínguez, A., Pérez-Castrejón, S., Alcocer-Yamanaka, V., & Tzatchkov-Velitchko, G. (May-June, 2017). Hydraulic modeling of a tubular ring section electrocoagulation reactor. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(3), 111-126.

Electrocoagulation is an option in the removal of contaminants present in water, based on the wear of electrodes for the *in situ* formation of a coagulant. In the efficiency of this type of systems are involved physicochemical, electrochemical and hydraulic processes. Several authors have studied this technology since the first two approaches, however, little is known of the influence of hydraulics on the efficiency of the process. The present work focuses on the study of the total charge losses in an electrocoagulation reactor with pressure flow and single and multiple annular cross section, where the latter characteristic depends on the electrode array. It is presented the analysis of the head losses by shear and accessories, which were modeled using different empirical expressions and were compared with the measurements made at semi-pilot scale. As a result of the analysis it was observed that the Bahramir, Yovanovich and Culham (2006) equation resembles the actual losses in multiple annular sections, whereas the expression proposed by Davis better describes the single annular section. These results will allow us to have tools to design real-scale electrocoagulation reactors.

Keywords: Electrocoagulation, modeling hydraulic head loss, annular section.

Recibido: 24/11/2015
Aceptado: 30/11/2016

Introducción

La electrocoagulación es una alternativa viable para el tratamiento de agua, que se basa en la oxidación electroquímica de electrodos de sacrificio para la producción de coagulantes que remueven contaminantes específicos. Tiene la ventaja de que no se agregan sales químicas que aumenten los sólidos disueltos (Holt & Barton, 1999), lo que reduce la producción de lodos de desecho. En la electrocoagulación se combinan tres procesos principales: fisicoquímicos, electroquímicos e hidráulicos (figura 1). La interacción de éstos ha dificultado el total entendimiento de los factores que impactan la efectividad de tal tecnología (Trompette & Vergnes, 2008).

El proceso hidráulico es fundamental en la eficiencia de los reactores de electrocoagulación debido a su influencia en las reacciones que se llevan a cabo en la capa límite de los electrodos y en la mezcla del coagulante con los contaminantes presentes en el líquido.

Los materiales para los electrodos de sacrificio se seleccionan de acuerdo con la naturaleza y afinidad que tenga el contaminante que se desea remover con el coagulante producido (Piña-

Soberanis et al., 2011); los de mayor uso son hierro (Fe) y aluminio (Al), y la configuración de los mismos puede ser plana o en forma de tubos concéntricos, dependiendo del tipo de reactor.

Los reactores de electrocoagulación pueden clasificarse con base en sus configuraciones: cerrados o abiertos; y por el tipo de trayectoria que tiene el flujo: ascendentes, descendentes o de flujo mixto. Independientemente del tipo de reactor, uno de los factores importantes para su diseño son las pérdidas de carga, las cuales son causadas por fricción o por piezas especiales (Sotelo-Ávila, 2006). El presente trabajo revisa los modelos de pérdida de carga para seleccionar el más adecuado de acuerdo con la geometría estudiada.

Antecedentes

Hay pocos estudios del comportamiento hidráulico de reactores de electrocoagulación (REC) en la literatura. El cuadro 1 muestra algunas de las variables de interés que han sido estudiadas por diversos autores y que están relacionadas con el funcionamiento de este tipo de unidades de tratamiento de agua.

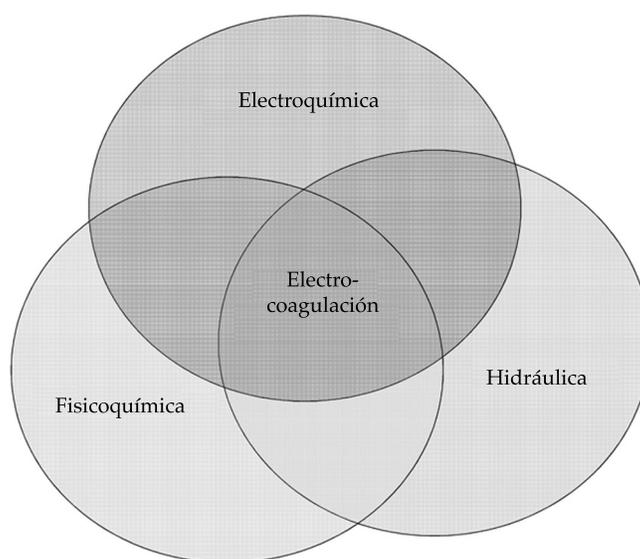


Figura 1. Factores involucrados en el proceso de electrocoagulación.

Piña-Soberanis *et al.* (2011) revisaron 46 estudios de electrocoagulación y llegaron a la conclusión de que no se describen con detalle los modelos experimentales empleados ni todas las variables que podrían ser útiles para tratar de interpretar los mecanismos en el sistema.

Por otro lado, Khandegar y Saroha (2013) muestran algunas variables de operación para la remoción de contaminantes. Entre los resultados del análisis destaca la forma de los electrodos; concluyen que los electrodos con agujeros perforados tienen mejor remoción que los planos y que estos últimos han sido poco estudiados. Mencionan que existe una separación óptima entre los electrodos, con lo que se tiene la mejor eficiencia; si la distancia es corta, los hidróxidos generados se degradan por colisión; si la distancia es mayor a la óptima, la eficiencia se reduce debido a la distancia que recorren los iones en el medio.

Chen y Sheng (2004) mostraron que un área de contacto elevada entre los electrodos y el agua mejora la eficiencia de disolución de los mismos; sin embargo, las pérdidas de carga hidráulica aumentan debido a la fricción generada por las paredes internas del reactor.

Martín-Domínguez, Rivera, Piña y Pérez (2008) evaluaron el impacto del gradiente de velocidad en el mezclado con respecto a la eficiencia de remoción de contaminantes en reactores de flujo pistón a presión y encontraron que la pérdida de carga aumenta debido a la acumulación de los hidróxidos en el interior del reactor, teniendo un efecto de taponamiento; dicho fenómeno se observa tanto en caudales

bajos como elevados, disminuyendo la eficiencia del proceso.

Entre las variables dependientes de estudio se encuentra la pasivación, la cual se refiere a la formación de una película relativamente inerte sobre la superficie de los electrodos, que afecta la reacción electroquímica. Asimismo, se tiene la densidad de corriente, que se refiere al flujo de electrodos que pasan a través de una superficie. Por último, se tiene la velocidad de mezclado, que se puede definir como la velocidad necesaria para que dos componentes formen un producto homogéneo, que para el caso de la electrocoagulación se refiere a los flocs.

Posteriormente, Piña-Soberanis *et al.* (2012) simularon hidráulicamente un reactor a presión de sección rectangular utilizando dos paquetes comerciales basados en métodos numéricos avanzados para la simulación de problemas físicos, que resuelven las ecuaciones de Navier-Stokes en la simulación de fluidos (COMSOL-Multiphysics® y PHOENICS-VR®) y compararon las pérdidas de carga hidráulica obtenidas con modelos matemáticos básicos (Dunlop-Nikuradse, Colebrook y Colebrook, Swamee-Jain); también analizaron las zonas muertas, y los cortocircuitos teóricos y reales.

El objetivo de este estudio fue contribuir al conocimiento —en el ámbito de la modelación hidráulica— de reactores de electrocoagulación a presión, flujo pistón y sección transversal anular simple o múltiple.

Para lograr este objetivo se compararon diferentes ecuaciones utilizadas en el cálculo de pérdidas de carga, con la finalidad de encontrar

Cuadro 1. Variables más estudiadas en REC.

Variables independientes	Variables dependientes
Ph	Pasivación
Flujo de agua a tratar	Eficiencia de remoción
Conductividad	Densidad de corriente
Orientación de los electrodos	Velocidad de mezclado
Disposición de electrodos	Voltaje
Material de los electrodos	
Concentración del contaminante	
Corriente eléctrica	

aquella(s) que describiera(n) correctamente las pérdidas medidas en laboratorio para diferentes configuraciones de reactores.

Marco teórico

En los sistemas de conducción a presión, la energía total varía a lo largo de la trayectoria del flujo, lo anterior debido de manera principal a las pérdidas por cortante (h_f) y las pérdidas locales provocadas por los accesorios utilizados (h_l) (Sotelo-Ávila, 2006). Las ecuaciones empleadas en este estudio consideran el factor de fricción de acuerdo con el material del ducto o la geometría de la sección transversal al flujo.

Para el cálculo de la pérdida de carga en algunos modelos se requiere conocer el número de Reynolds, el cual se describe como la relación existente entre las fuerzas inerciales y las viscosas (ecuación (1)), también se necesita la rugosidad del material utilizado; esta última se puede consultar en tablas o por medio del diagrama de Moody (Sotelo-Ávila, 2006). Luego de comparar diferentes bibliografías, para este trabajo se consideró la rugosidad del aluminio como 0.015 mm y para el hierro 0.09 mm, como valores promedio:

$$Re = \frac{vD}{\nu} \quad (1)$$

Donde v corresponde a velocidad del flujo; D , al diámetro de la tubería, y ν a la viscosidad cinemática del agua. En el cuadro 2 se muestran los modelos utilizados en el presente trabajo

para el cálculo de las pérdidas de carga por fricción. La ecuación (2) corresponde a la expresión desarrollada por Manning; la ecuación (3), a la de Hazen-Williams (Sotelo-Ávila, 2006), y la ecuación (4) a la de Scobey (Franqueti, 2005). Los modelos antes mencionados utilizan coeficientes de fricción fijos preestablecidos (CFF) y dependen sólo del material del cual se trate. La ecuación (5) corresponde a la expresión de Darcy-Weisbach (Sotelo-Ávila, 2006), cuyo coeficiente de fricción f considera características del material y la geometría de la sección transversal, que serán denominados coeficientes de fricción calculados (CFC). Finalmente, la ecuación (6) corresponde a la expresión de uso exclusivo para secciones anulares (Kartik, 2006).

Cabe destacar que la expresión desarrollada por Darcy-Weisbach es la de mayor uso en el cálculo de pérdidas en ductos cerrados por las consideraciones hechas para su fácil aplicación; el factor de fricción utilizado en dicha ecuación se puede obtener con diferentes expresiones empíricas. El cuadro 3 muestra las expresiones utilizadas para calcular los factores de fricción para el modelo de Darcy-Weisbach en secciones circulares.

Para el régimen laminar se utiliza la ecuación (7), que corresponde a la expresión desarrollada por Poiseuille en 1846 (Sotelo-Ávila, 2006); para el régimen de transición se usa la ecuación (8), que corresponde a la expresión desarrollada por Blasius en 1913 (Sotelo-Ávila, 2006); la ecuación (9) corresponde al factor de fricción propuesto por Nikuradse en 1920 (Sotelo-Ávila, 2006);

Cuadro 2. Modelos de pérdida de carga.

$h_f = 10.3 n^2 L (Q^2 / D^{5.33})$	(2)
$h_f = 10.674 L \left[Q^{1.852} / (C_{HW}^{1.852} D^{4.871}) \right]$	(3)
$h_f = 0.004098 C_s L (Q^{1.9} / D^{1.1})$	(4)
$h_f = f \frac{L}{D_h} \frac{v^2}{2g}$	(5)
$h_f = \left(\frac{8\mu L Q}{\pi Re^4} \right) \left[(1-k^4) - (1-k^2)^2 / \ln(1/k) \right]^{-1}$	(6)

Cuadro 3. Ecuaciones para calcular el factor de fricción en secciones circulares, modelo de Darcy-Weisbach.

$f = 64 / Re$	(7)
$f = 0.3164 / Re^{0.25}$	(8)
$1 / \sqrt{f} = 2.1 \log(3.71 D_h / \epsilon)$	(9)
$1 / \sqrt{f} = -2.1 \log\left(\left[\epsilon / 3.71 D_h\right] + \left[2.51 / Re \sqrt{f}\right]\right)$	(10)
$f = 0.25 / \left(\log\left[\epsilon / 3.71 D_h + 5.74 / Re^{0.9}\right] / 2.302585\right)^2$	(11)

la ecuación (10) es la expresión de Colebrook-White de 1939 (Sotelo-Ávila, 2006), y finalmente, la ecuación (11) corresponde a la ecuación presentada por Swamee y Jain en 1976 (Swamee & Jain, 1976).

Existen expresiones para el cálculo del factor de fricción de uso exclusivo para secciones anulares (cuadro 4): Rothfus (1948), que corresponde a la ecuación (14); la ecuación (15) presenta la utilizada por Davis (Quarmby, 1966); la ecuación (16) muestra el desarrollo de Rehme (1973); los modelos de Muzychka y Yovanovich (1998), en la ecuación (17); Bahrami *et al.* (2006), con la ecuación (18); los parámetros importantes son el factor de forma (f_r), ecuación (12); la relación de diámetros (k), en la ecuación (13):

$$f_r = \frac{d_\epsilon}{d_i} \quad (12)$$

$$k = \frac{d_i}{d_e} \quad (13)$$

En el cuadro 4 se encuentran las ecuaciones para el cálculo de los factores de fricción de las secciones anulares.

Metodología

Descripción

La metodología para la obtención de datos de pérdidas de carga se dividió en tres partes: 1) pruebas en laboratorio con modelos físicos de sección anular simple; 2) cálculos en computadora con modelos conceptuales que utilizaron las ecuaciones descritas en el marco teórico; 3) aplicación del mejor o mejores modelos obtenidos en los dos pasos anteriores, pero en uno de sección anular múltiple.

Para las pruebas en laboratorio, primero se analizaron cuatro reactores de sección anular simple, R1, R2, R3 y R4, que variaron entre sí por el tamaño de los mismos y por el material de

Cuadro 4. Ecuaciones para factor de fricción en secciones anulares.

$1 / \sqrt{f_i} = 4 \log(Re_i / \sqrt{f_i}) - 0.4$	(14)
$f = 0.055 Re^{-0.2} \left[(k-1) / k \right]^{0.1}$	(15)
$\sqrt{8/f} = 2.5 \ln Re(f/8) + 5.5 - [F_{FR} + 2.5 \ln 2(1+k)]$	(16)
$f Re = 8 \sqrt{\pi} \left[\pi(1 + F_{fr}^2) / 4E(\epsilon) \right] \sqrt{1 - F_{fr}^2}$	(17)
$f Re = 8 \sqrt{\pi} (1-k) \sqrt{1-k^2} / k^2 - 1 + (2 \ln(k) + k^2 - 1 / \ln(k))$	(18)

los electrodos (aluminio o hierro). En cada uno de ellos se aumentó el gasto de forma paulatina, en un intervalo adecuado al tamaño de los reactores. Para el caso del R1, la variación del caudal para la medición de las pérdidas se realizó con un incremento de un litro por segundo; para R2, R3 y R4 cada 0.5 litros. Es importante recalcar que la tubería debía trabajar completamente llena, para asegurar la mayor área de contacto con los electrodos, por lo cual se tuvo un caudal mínimo de operación, como se muestra en el cuadro 6. Las pérdidas de carga entre la entrada y la salida de cada reactor se midieron con cada aumento del caudal, a fin de cuantificar las pérdidas de carga totales presentes en el modelo. La medición del caudal en cada prueba se llevó a cabo por el método volumen-tiempo a la salida del reactor en estudio, que consiste en dividir el volumen de agua recolectado en un recipiente entre el tiempo que transcurre en coleccionar dicho volumen.

Para seleccionar el modelo o combinación de modelos de pérdida de carga que describieran

el comportamiento de los reactores evaluados en laboratorio, se combinaron los modelos conceptuales, como se muestra en el cuadro 5, con el objetivo de utilizar cada uno de ellos en el intervalo de flujo para el que son válidos. En el cálculo de las pérdidas de carga y de los factores de fricción de acuerdo con el régimen de flujo y el modelo conceptual se programó un algoritmo en Visual Basic para Excel®, que combina los modelos descritos en el marco teórico.

Los resultados de laboratorio se compararon con lo obtenido con los modelos teóricos, bajo las siguientes consideraciones: 1) el flujo a través del reactor fue de tipo pistón; 2) todos los elementos del fluido pasaban con la misma velocidad a través de todas las secciones (Vázquez, 2005); 3) el flujo se consideró permanente y unidimensional, de manera que los perfiles de velocidad y la presión en cada sección de análisis fueran uniformes.

Con la finalidad de seleccionar el modelo que mejor se ajuste a lo obtenido en el laboratorio, se compararon los resultados de cada expresión

Cuadro 5. Modelos conceptuales utilizados para describir los regímenes de flujo.

Modelo	ID	Régimen		
		Laminar	Transición	Turbulento
1	MA	Manning		
2	SC	Scobey		
3	HW	Hazen-Williams		
4	Darcy-Weisbach (sección circular)			
	P-D-N	Poiseuille	Dunlop	Nikuradse
	P-C-N	Poiseuille	Colebrook-White	Nikuradse
	C	Colebrook-White		
	P-C-S	Poiseuille	Colebrook-White	Swamee & Jain
	C-N	Colebrook-White		Nikuradse
	N	Nikuradse		
	P-D-B	Poiseuille	Dunlop	Blasius
	Darcy-Weisbach (sección anular)			
	P-M	Poiseuille	Muzychka & Yovanovich	
	P-BR	Poiseuille	Bahrami <i>et al.</i>	
	R	Rehme		
	P-RO	Poiseuille	Rothfus	
P-DS	Poiseuille	Davis		
5	KJ	Kartik		

teórica con las pérdidas obtenidas en el modelo físico. Para lo anterior se obtuvo el error absoluto (E_{abs}), calculado como el valor absoluto de la diferencia entre la pérdida de carga teórica (h_T) y la pérdida de carga medida en el laboratorio (h_r), ecuación (19):

$$E_{abs} = |h_T - h_r| \quad (19)$$

Dispositivos y materiales

Los reactores utilizados en este estudio consistieron en módulos conformados por tubos de PVC unidos entre sí por codos de 90° y por un tramo recto de PVC (figura 2). En el interior de cada tubo se colocaron de manera concéntrica —para formar el polo negativo y el positivo— electrodos formados con tubos y varillas según el caso de estudio. Las configuraciones analizadas fueron las siguientes: a) secciones anulares

simples y b) secciones anulares múltiples (figura 3). En ambos tipos de reactores se sellaron para cada reactor aquellas zonas donde no se quería que hubiera flujo de fluido.

El cuadro 6 muestra las configuraciones y características de operación de los cuatro reactores (R1, R2, R3 y R4) de sección anular simple, que fueron utilizados para verificar la respuesta de los modelos estudiados en la primera etapa del estudio, así como el R5 de sección anular múltiple, con el cual se llevó a cabo la segunda parte del estudio.

Para operar los modelos físicos se utilizó una bomba peristáltica con rango de trabajo de 6 a 600 rpm, dando caudales de operación de 16.80 a 1 680 ml/min utilizando tubería serie MasterFlex núm. 17 y una bomba sumergible para los reactores R1, R2, R3 y R4, así como una bomba centrífuga de ¾ de pulgada para caudales de 30 hasta 250 l/min para el reactor R5. Las pérdidas de carga hidráulica se midieron en

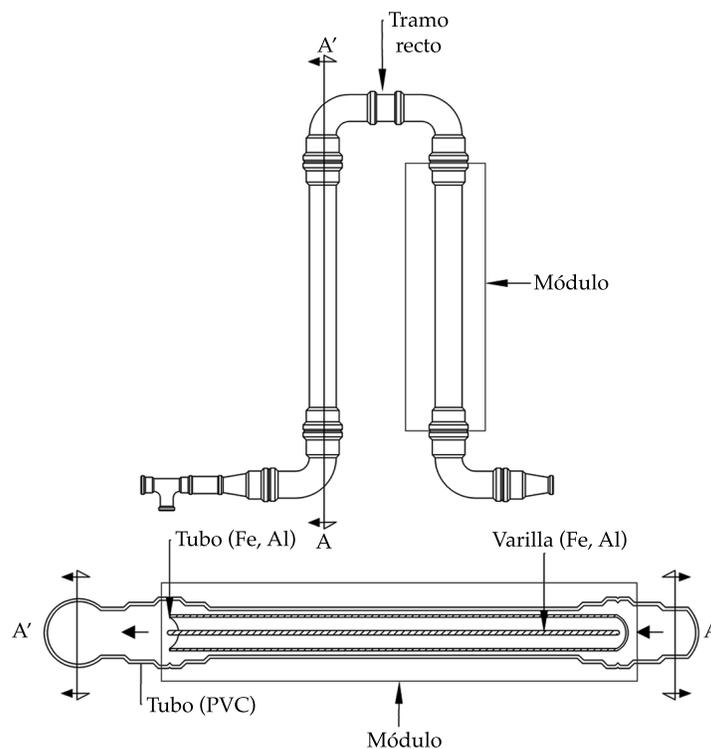


Figura 2. Esquema de planta y corte longitudinal del reactor de electrocoagulación de sección simple.

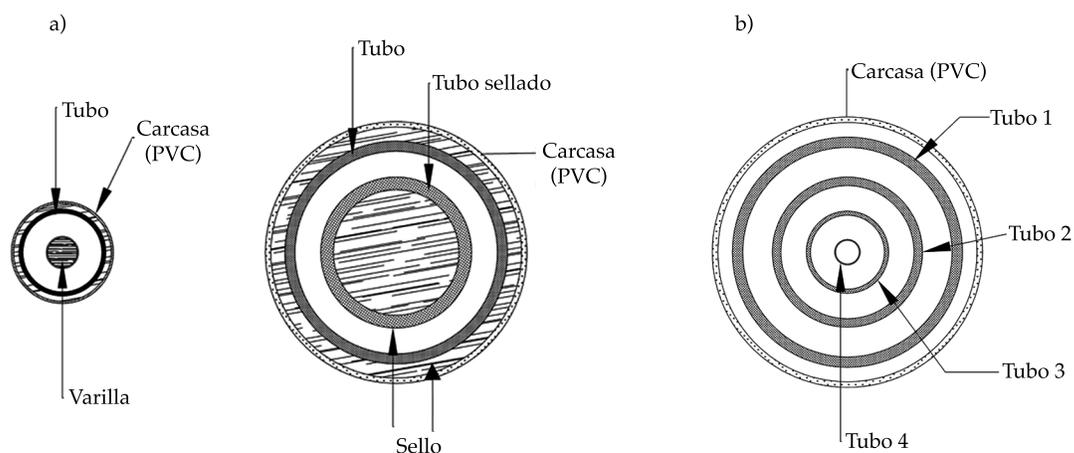


Figura 3. Secciones transversales de las configuraciones estudiadas: a) anular simple y b) anular múltiple.

Cuadro 6. Características geométricas de los reactores de sección anular simple.

Reactor	Simple				Múltiple
	R1	R2	R3	R4	R5
Gasto (l/min)	10 - 35	1.5 - 9.5	1.0 - 6.4	0.9 - 7.8	30 - 207
Número de Reynolds (adim)	2 507-1 1384	1 156-1 0391	770-8 382	709-10 268	3 000 - 34 000
Material de los electrodos	Fe	Fe	Al	Al	Aluminio
Número de módulos conectados en serie	19	4	3	16	2
Longitud del tramo recto entre codos (cm)	2.00	3.10	3.10	3.10	2.0
Área efectiva de flujo (cm ²)	7.08	1.30	0.88	0.88	13.03
Perímetro mojado (cm)	29.74	6.85	5.70	5.70	61.69
Radio hidráulico (cm)	0.24	0.19	0.15	0.15	0.21
Diámetros (pulg)					
Entrada y salida	1 1/4	3/8	3/8	3/8	2
Carcasa en PVC	2 1/2	3/4	3/4	3/4	2 1/4
Tubo 1	2	1/2	5/8	5/8	2
Tubo 2					1 1/4
Tubo 3					3/4
Tubo 4					3/8
Longitudes (m)					
Carcasa en PVC	2.56	1.00	1.07	1.07	2.56
Tubo y varilla	3.00	1.07	1.12	1.12	3.00

la siguiente manera: en el R1, con manómetros de glicerina Instrutek, uno a la entrada de 2 kg/cm² y otro a la salida de 1 kg/cm²; en los reactores R2, R3 y R4 se utilizó un manómetro de mercurio.

Resultados

La figura 4 muestra los números de Reynolds, los cuales se calcularon considerando la temperatura del agua constante a 25 °C del R1 al R4, en

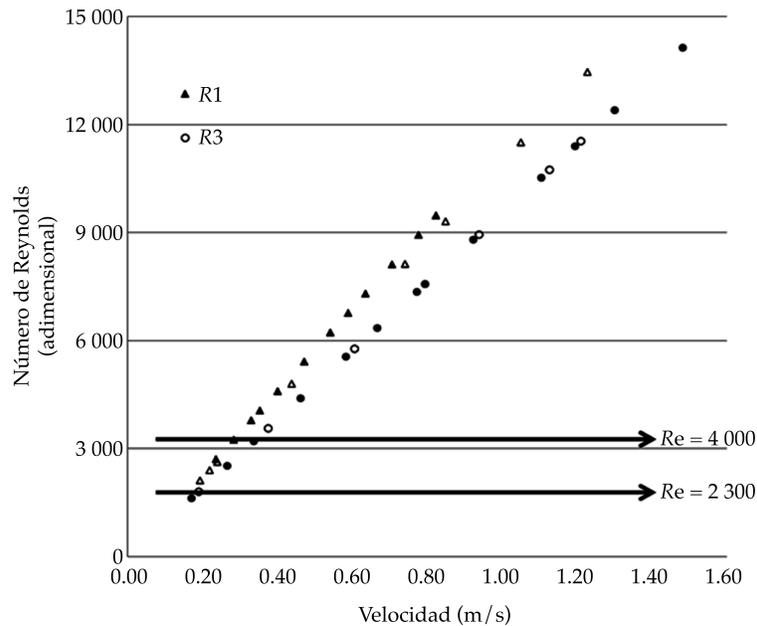


Figura 4. Número de Reynolds para los diferentes casos de prueba.

función de la velocidad de flujo correspondiente a los gastos de estudio, y con respecto al tipo de material de los electrodos de cada reactor. En la gráfica se observa que gran parte de la experimentación se realizó entre los regímenes de transición ($2\,300 < Re < 4\,000$) y turbulento ($Re > 4\,000$), y que la pendiente de los dos reactores con electrodos de hierro es mayor que la de los de aluminio, debido a que los diámetros hidráulicos de los reactores de hierro son mayores que los reactores de aluminio.

La figura 5 muestra los números de Reynolds con respecto a la velocidad teórica de las cuatro zonas de flujo en el R5, y los reactores R3 y R4 que tienen electrodos de aluminio; se observa que la zona tres tiene un comportamiento similar a los primeros reactores estudiados debido a que el tamaño de la zona es similar a la del R3 y R4.

En la figura 6 se compara el comportamiento del número de Reynolds con respecto a la velocidad del flujo de los reactores R1 y R2 (con electrodos de hierro) respecto al R5. En ella se muestra que la segunda zona y la zona central

de flujo del R5 tienen similitud hasta el flujo máximo de operación de los primeros, pues su área efectiva de flujo es similar en dichas zonas.

Con relación a la aplicación de los modelos conceptuales, la figura 7 presenta el promedio de error absoluto calculado para los cuatro reactores de sección anular simple, en función de los modelos seleccionados. Es posible observar que la combinación del modelo P-RO presenta el máximo error de ajuste con respecto a los datos de laboratorio. Las combinaciones P-D-N, P-C-N, C-N y sólo N presentan comportamientos similares y son los de menor error.

Una vez analizados los errores absolutos para cada combinación, se revisan de manera independiente los errores absolutos presentes por reactor (cuadro 7). Se puede observar que el reactor con menor error es el R4; los modelos con menor error son P-M, P-BR y P-DS, con errores de 0.1 para los primeros dos y de 0.03 para el último.

Para un análisis más detallado de los errores que se obtienen con los modelos, al comparar el promedio de los errores absolutos (E_{abs}) de

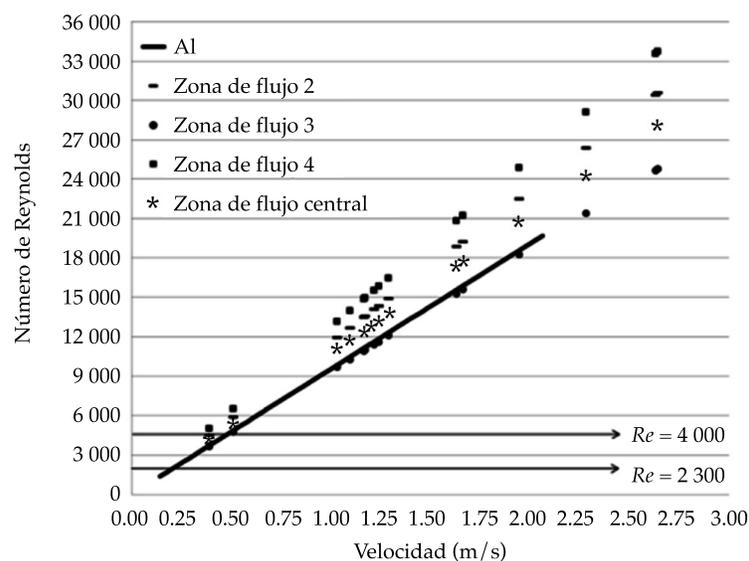


Figura 5. Número de Reynolds por zona de R5 comparado con el de aluminio.

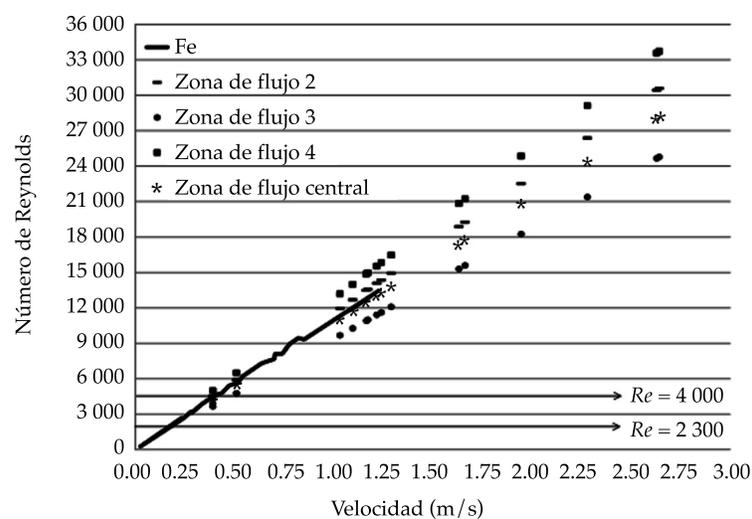


Figura 6. Número de Reynolds por zona del R5 comparado con los de hierro.

los cuatro reactores de sección anular simple, en función del régimen de flujo (figura 8), se obtuvo lo siguiente: en laminar 0.017 m y en transición de 0.04 m, ambos con una varianza del 1%; en turbulento, 0.146 m con el 28% de varianza

(figura 8); por lo tanto, independientemente del modelo de pérdida utilizado, los errores fueron menores en flujo laminar y de transición, por lo que el modelo para el flujo turbulento es el que define la combinación a elegir.

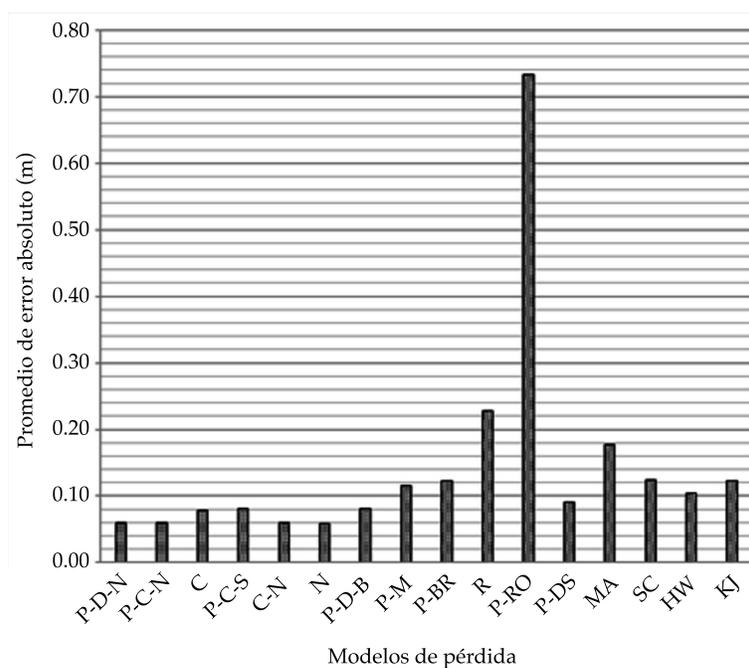


Figura 7. Promedio de error absoluto con los diferentes modelos para los reactores de flujo anular simple.

Cuadro 7. Promedio de errores absolutos de pérdida de carga, por reactor y combinación de modelos.

Reactor / Modelo	R1	R2	R3	R4
	(m)			
P-D-N	0.58	1.05	1.35	0.19
P-C-N	0.62	1.06	1.36	0.19
C	0.43	1.12	1.47	0.34
P-C-S	0.47	1.13	1.49	0.34
C-N	0.62	1.06	1.36	0.19
N	0.54	1.05	1.35	0.18
P-D-B	0.78	0.99	1.23	0.31
P-M	3.14	0.65	0.6	0.1
P-BR	3.14	0.65	0.6	0.1
R	3.24	1.42	2.05	0.82
P-RO	12.21	2.66	4.31	2.29
P-DS	2.66	0.72	0.73	0.03

La figura 9 muestra los promedios de errores absolutos por tipo de modelo para cada uno de los reactores en estudio de acuerdo con el modelo de cálculo (circular o anular), y se puede observar que al considerar las pérdidas

en todos los regímenes de flujo, los modelos para sección circular son los que tienen mejor ajuste. Como se observó en la figura 8, el régimen turbulento presenta mayor error, que afecta el promedio general de los modelos;

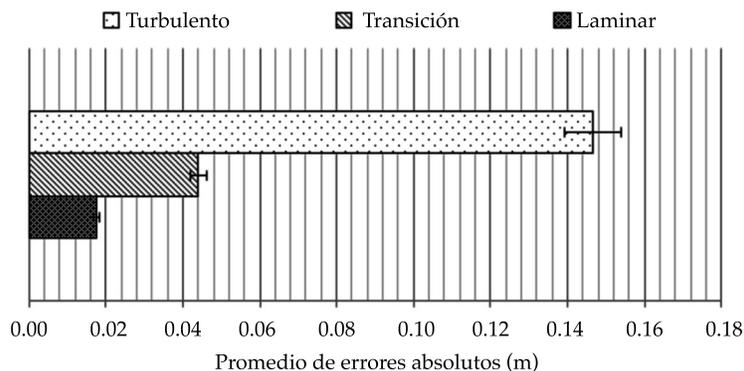


Figura 8. Promedio de los errores absolutos entre las pérdidas por fricción teóricas y reales, en función del régimen de flujo, para los reactores de flujo anular simple.

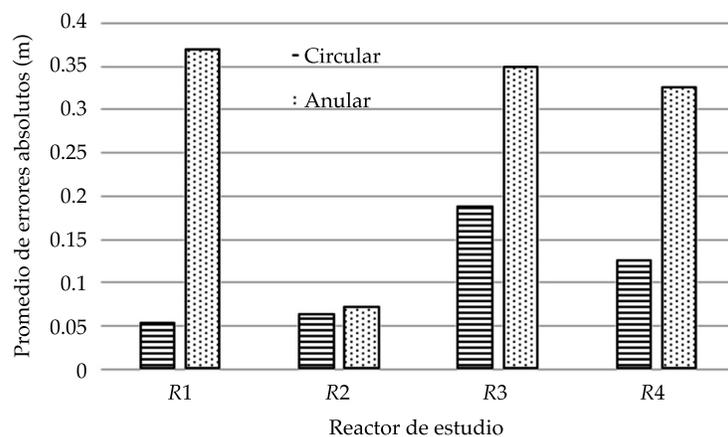


Figura 9. Promedio de errores absolutos en función del modelo utilizado y el reactor de estudio.

así, el análisis debe incluir los regímenes de flujo.

Las pérdidas de energía calculadas teóricamente resultaron ser superiores o inferiores a las obtenidas en laboratorio, principalmente para flujo turbulento; la selección de la rugosidad en las diferentes expresiones para el cálculo del factor de fricción puede derivar en la sobreestimación o subestimación de la pérdida. Para establecer esto se compararon los modelos para el cálculo de la pérdida de carga que utilizan un factor de fricción preestablecido (CFF) y los

modelos que lo calculan (CFC). En la figura 10 se muestra el resultado de esta comparación, considerando el tipo de factor de fricción y el material del electrodo.

De lo anterior es posible observar que para cualquiera de los modelos y factor de fricción utilizado, los menores errores se obtienen con los electrodos de aluminio (menor área efectiva de flujo) y la mejor opción para este material son los modelos de sección anular con factor de fricción calculado. En el caso de los electrodos de hierro (mayor área efectiva de flujo), son

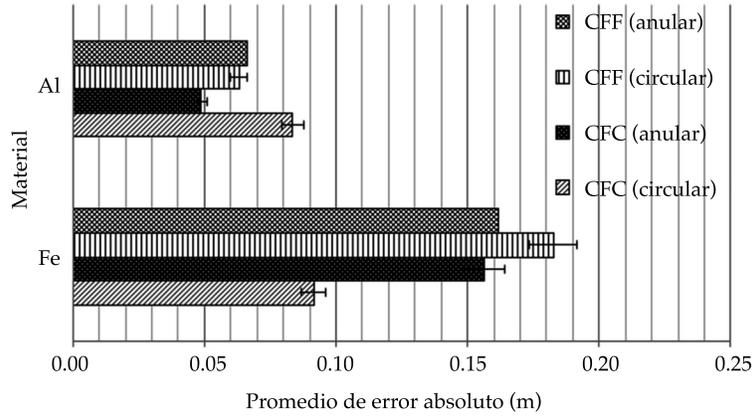


Figura 10. Promedio de errores absolutos en función del factor de fricción, modelo y material, para los reactores de flujo anular simple.

los modelos para sección circular con factor de fricción calculado los que mejor resultados dan. Con base en lo anterior, los modelos para sección circular (P, D, C y N) calculan de manera adecuada la pérdida de carga.

Una vez seleccionados los mejores modelos, se probaron en un reactor de aluminio de secciones anulares múltiples, el cual tiene las características mostradas en el cuadro 6, cuya

geometría corresponde a la figura (b) de la figura 3.

La figura 11 muestra los errores absolutos presentes para cada uno de las combinaciones de modelos propuestos. Se puede observar que, para este caso, los modelos para sección anular presentan mejor aproximación en relación con los circulares. Las combinaciones P-M, P-BR y HW son las que presentan el menor error,

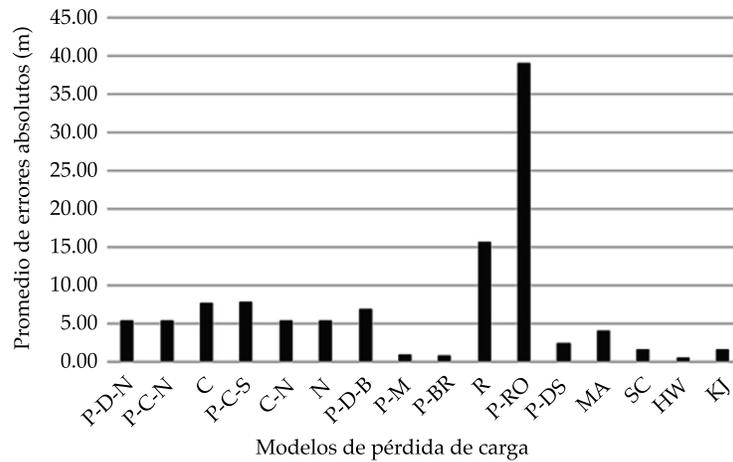


Figura 11. Promedio de errores absolutos en el reactor R5.

seguidas por P-DS y KJ, ambos grupos con errores menores a 0.50 m.

La primera zona de flujo en el reactor es la comprendida entre la carcasa de PVC y el tubo 1; la segunda, la formada entre el tubo 1 y el tubo 2, y así consecutivamente hasta el tubo 4. Es importante señalar que por los gastos utilizados en este reactor, los flujos son predominantemente turbulentos en todas las zonas del mismo.

Debido a que los modelos anulares tuvieron un resultado con mejor ajuste a lo medido en laboratorio, se procede a aplicar las distintas combinaciones de modelos en cada una de las zonas de flujo, de manera que se seleccione aquella que resulte con menor error absoluto.

De acuerdo con los resultados mostrados en la figura 12, la expresión que mejor se ajusta a lo medido en laboratorio es la de Bahrami *et al.* (BR), con un promedio de errores absolutos de 0.790; seguida de Muzychka y Yovanovich (M), con 0.965; Hazen-Williams (HW) con 2.363, y Kartik (KJ) con 4.020 m.

El aumento de las secciones anulares al interior del tubo incrementa los radios hidráulicos y

reduce las secciones de flujo, aumenta la fricción asociada con la pared de flujo y la rugosidad se incrementa notoriamente; asimismo, se tiene un efecto en las líneas de flujo, pero no es objetivo de este trabajo analizar los límites en los cuales afectan estos cambios el comportamiento hidráulico.

Conclusiones

La importancia de este estudio radicó en conocer las pérdidas de carga presentes en reactores de electrocoagulación de flujo pistón a presión, de manera que se realizara su extrapolación para el diseño de este tipo de sistemas. Sin embargo, del estudio se concluye que se deben extender los casos de análisis, a fin de tener información suficiente, incluyendo diferentes áreas efectivas de flujo y longitudes de módulo.

Con los modelos empíricos se calcularon las pérdidas de carga por cortante y se anexaron las pérdidas locales. Los errores de los resultados numéricos con respecto a los obtenidos en el

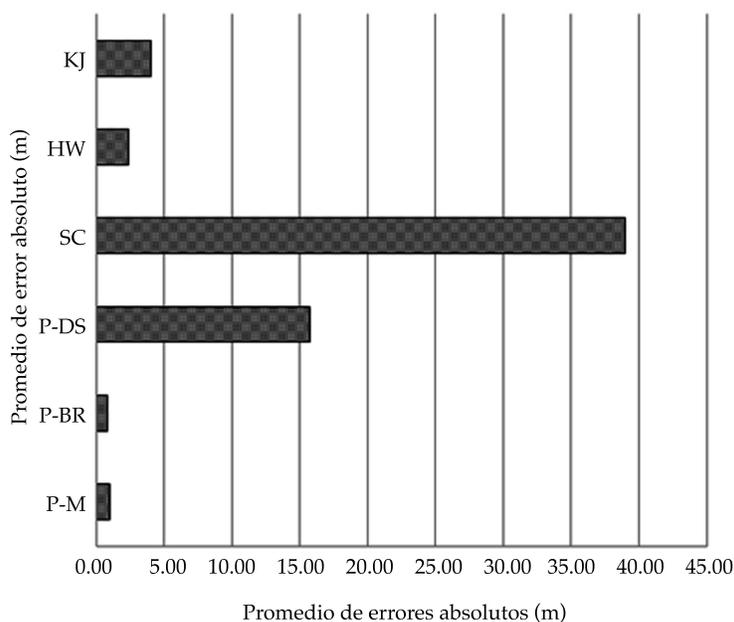


Figura 12. Promedio de errores absolutos en función de los modelos de sección anular en el R5.

laboratorio aumentan al tratarse de regímenes en transición y turbulento.

Las pérdidas de carga consideran que el sistema trabajó a tubo lleno. Lo anterior es una simplificación del problema real debido a que durante la reacción electroquímica se generan coagulantes y gases, los cuales no se consideran para el cálculo y podrían impactar en la pérdida total. Por otro lado, las propiedades del material utilizado como electrodo varían con el tiempo y uso, esto implica que los coeficientes de fricción varían de igual manera, por lo que es necesario considerarlo en el cálculo de las pérdidas.

Las pérdidas de carga calculadas con lo anterior se compararon con los datos recabados en el laboratorio, obteniendo los errores absolutos del ajuste de cada modelo. Como resultado inicial se tuvo que los modelos para sección circular tienen un mejor comportamiento, sin embargo, esto es sólo para las secciones anulares; para el caso de secciones anulares múltiples, son los modelos anulares los que tienen un mejor comportamiento. Luego de revisar los errores presentes, se concluye que la combinación de modelos Poiseuille-Bahrami *et al.* (P-BR) es la que ajusta a los datos de experimentación con un error absoluto de 0.79 m.

Como herramienta de aproximación, el algoritmo generado se ajusta para flujos laminares y de transición; sin embargo, en flujos turbulentos no es aplicable el algoritmo. Por otro lado, dentro de las simplificaciones para el cálculo de los factores en los reactores de sección anular múltiple, se consideró que las velocidades en cada sección eran iguales, por ello se propone revisar esa simplificación por medio de modelos numéricos o paquetería de dinámica de fluidos computacional (CFD).

Se deja para estudios posteriores ampliar el análisis de geometrías analizando el impacto de la relación sección de flujo y perímetro mojado en la aplicación de los factores de fricción de manera conjunta.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), así como al Posgrado en Ingeniería de

la Universidad Nacional Autónoma de México Campus IMTA, las facilidades prestadas en el laboratorio de hidráulica "Enzo Levi" para llevar a cabo la experimentación correspondiente.

Variables

C_{HW}	Coficiente de Hazen-Williams
C_S	Coficiente de Swamee & Jain
D	Diámetro de tubería
D_h	Diámetro hidráulico
d_i	Diámetro interior
d_e	Diámetro exterior
f	Factor de fricción
F_{FR}	Factor de forma
g	Aceleración gravitacional
k	Relación de diámetros
L	Longitud de tubería
n	Coficiente de rugosidad de Manning
Q	Caudal
Re	Número de Reynolds
ν	Viscosidad cinemática

Referencias

- Bahrami, M., Yovanovich, M., & Culham, J. (2006). Pressure drop of fully-developed, laminar flow in microchannels of arbitrary cross section. *Transactions of the ASME*, 128, 1036-1044.
- Chen, L., & Sheng, H. (2004). Treatment of chemical polishing wastewater by electrocoagulation: System performances and sludge setting characteristics. *Chemosphere*, 54(3), 235-242.
- Delgado, Z. V. (2005). *Análisis, diseño y construcción de reactores a escala para desinfección de agua potable con radiación UV*. Tesis profesional. Cholula, México: Universidad de las Américas Puebla, Escuela de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil.
- Franqueti, J. (2005). *Cálculo hidráulico de las condiciones libres y forzadas. Una aproximación de los métodos estadísticos*. Volumen 3. Cataluña: Colección Técnica.
- Holt, P., Barton, G. & Mitchell, C. (1999). Electrocoagulation as a wastewater treatment. *The third Annual Australian Environmental Engineering Research event*, 1000, 41-46.
- Kartik, J. (2006). Flow in annulus with changing k. Department of Chemical Engineering IIT-Bombay. Recovered from http://www.che.iitb.ac.in/faculty/gks/studproj/kartik_jain.pdf.
- Khandegar, V., & Saroha, A. K. (2013). Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. *Journal of Environmental Management*, 128, 949-963.

- Martín-Domínguez, A., Rivera, M., Piña, M., & Pérez, S. (2008). Incidencia del gradiente de velocidad en la eficiencia de la electrocoagulación para remover arsénico en un reactor a flujo pistón. *Interciencia*, 33(7), 496-502.
- Muzychka, Y., & Yovanovich, M. (1998). Modelling friction factors in non circular ducts for developing laminar flow (p. 2492). In 2nd AIAA, Theoretical Fluid Mechanics Meeting.
- Piña-Soberanis, M., Martín-Domínguez, A., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F., Guevara-Lara, A., & García-Espinoza, J. E. (2011). Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(2), 257-271.
- Quarmby, A. (1966). An experimental study of turbulent flow through concentric annuli. *International Mechanics Science*, 9, 205-211.
- Rehme, K. (1973). Simple method of predicting friction factors of turbulent flow in non circular channels. *International Journal Heat Mass Transfer*, 16, 933-950.
- Rothfus, R., Monrad, C. C. & Senecal, V. E. (1950). Velocity distribution and fluid friction in concentric annuli. *Ind. Engng. Chem.*, 42, 2511.
- Sotelo-Ávila, G. (2006). *Hidráulica general. Volumen 1. Fundamentos*. México, DF: Limusa, S. A. de C. V.
- Swamee, P. K., & Jain, A. K. (1976). Explicit equations for pipe-flow problems. *Journal of Hydraulics Division*, 102, 657-664.
- Trompette, J., & Vergnes, H. (2008). On the crucial influence of some supporting electrolytes during electrocoagulation in the presence of aluminium electrodes. *Journal of Hazardous Material*, 163, 1282-1288.

Dirección institucional de los autores

M.I. Javier de Jesús Canto-Ríos

Universidad Nacional Autónoma de México
División de Estudios de Postgrado de la Facultad de Ingeniería
Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería
Paseo Cuauhnáhuac 8532, colonia Progreso
62550 Jiutepec, Morelos, MÉXICO
Teléfono: +52 (777) 3293 600
ing_jcr@hotmail.com

Dra. Alejandra Martín-Domínguez

M.C. Sara Pérez-Castrejón

Dr. Tzatchkov Velitchko

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Paseo Cuauhnáhuac 8532, colonia Progreso
62550 Jiutepec, Morelos, MÉXICO
Teléfono: +52 (777) 3293 600
alejandra_martin@tlaloc.imta.mx
sara_perez@tlaloc.imta.mx
velitchk@tlaloc.imta.mx

Dr. Víctor Alcocer-Yamanaka

Comisión Nacional del Agua
Avenida Insurgentes Sur # 2416, colonia Copilco el Bajo,
Delegación Coyoacán
04340 Ciudad de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5744 000
yamanaka@conagua.gob.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Modelación numérica de flujo mixto en conductos cerrados con esquemas en volúmenes finitos

• José Luis Aragón-Hernández* •
Universidad Nacional Autónoma de México

*Autor para correspondencia

• Ernest Bladé •
Universitat Politècnica de Catalunya, España

Resumen

Aragón-Hernández, J. L., & Bladé, E. (mayo-junio, 2017). Modelación numérica de flujo mixto en conductos cerrados con esquemas en volúmenes finitos. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 127-142.

En este trabajo se presenta un modelo numérico para la simulación de flujo mixto (flujo en lámina libre y flujo en presión) en conductos cerrados a través de las ecuaciones de Saint Venant en una dimensión para flujo en lámina libre y con el método de la ranura de Preissmann para considerar el flujo en presión. Para la resolución de las ecuaciones se emplea el método de los volúmenes finitos con un esquema de alta resolución. El esquema utilizado es el método de Godunov con el Riemann *solver* de Roe de primer orden de precisión, más unas correcciones de segundo orden para obtener el esquema de alta resolución WAF-TVD. El flujo mixto es un fenómeno bastante común en colectores pluviales, túneles, tuberías de obras de toma de instalaciones hidroeléctricas, llenado/vaciado de tuberías, colectores de almacenamiento, etcétera. La entrada en carga en los conductos se puede generar desde el extremo aguas abajo, desde el extremo aguas arriba y por ambos extremos simultáneamente, siendo la primera la más común y, por lo tanto, la evaluada en este trabajo. Para demostrar la actuación del modelo, éste se aplica a un caso de referencia y a dos ensayos de laboratorio existentes en la literatura técnica. Los resultados obtenidos muestran que el modelo numérico es capaz de reproducir los experimentos con buena precisión. Con ello se demuestra que el modelo es idóneo para simular flujo en lámina libre en régimen lento, rápido y transcrito (de lento a rápido y de rápido a lento), y flujo mixto.

Palabras clave: flujo en lámina libre, flujo en presión, flujo mixto, ranura de Preissmann, volúmenes finitos y colectores pluviales.

Abstract

Aragón-Hernández, J. L., & Bladé, E. (May-June, 2017). Numerical modeling of mixed flow in closed conduits with finite volume schemes. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(3), 127-142.

This paper presents a numerical model for simulating mixed flow (free surface and pressurized flow) in closed conduits through the one-dimensional Saint Venant equations for free surface flow and the method Preissmann slot to consider the pressurized flow. To solve the equations the finite volume method with a high resolution scheme is used. The used scheme is the Godunov method with the Roe solver Riemann with precision of first order, plus a second-order corrections to obtain the high resolution WAF-TVD scheme. The mixed flow is a common phenomenon in storm sewers, tunnels, pipes of hydroelectric installations, filling/drainage pipes, storage collectors, etc. The pressurized flow in close conduits can be generated from downstream end, upstream end and both ends simultaneously; the first one is the most common, therefore will be evaluated in this study. To demonstrate the performance of the model, the numerical model is applied to a reference test and a two laboratory tests existing in the technical literature. The results show that the numerical model is able to reproduce the experiments with good accuracy. This shows that the model is suitable to simulate subcritical, supercritical and transcritical (from subcritical to supercritical and from supercritical to subcritical flow) free surface and mixed flow.

Keywords: Free surface flow, pressurized flow, mixed flow, Preissmann slot, finite volumes and storm sewers.

Recibido: 01/12/2016
Aceptado: 20/01/2017

Introducción

La ocurrencia simultánea de flujo en lámina libre y flujo en presión en un conducto cerrado se conoce comúnmente como flujo mixto. Este fenómeno se puede encontrar de manera frecuente en colectores pluviales, túneles, tuberías de obras de toma de instalaciones hidroeléctricas, llenado/vaciado de tuberías, colectores de almacenamiento, etcétera. El proceso de transición de flujo en lámina libre a flujo en presión puede ser inducido, entre otras causas, por la variación de caudales de entrada, bloqueo o reducción de la capacidad de la tubería, sumersión de la salida de la tubería, operación de elementos de control (vertedores, compuertas, etc.), fallo de estaciones de bombeo y presencia de pozos de caída (Bourdarias & Gerbi, 2007; Li & McCorquodale, 1999).

En el ámbito urbano, el rol tradicional de una red de alcantarillado ha sido principalmente la conducción de aguas pluviales y aguas residuales. La gran mayoría de los colectores pluviales de una red de drenaje se diseñan para operar en condiciones normales con flujo en lámina libre y régimen lento, considerando caudales de diseño para eventos de precipitación bajos. Cuando la capacidad de uno o más colectores es excedida por un evento de precipitación, lo que no es raro, o por cambios bruscos en las condiciones de contorno, el tipo de flujo puede cambiar de lámina libre a flujo en presión.

Durante la transición de flujo en lámina libre a flujo en presión pueden ocurrir fuertes transitorios de presión y provocar daños a los colectores, levantamiento de tapas de los pozos de visita, expulsión de agua e inundación de la superficie urbana (Li & McCorquodale, 1999). Los frentes de onda generados en la transición de flujo en lámina libre a flujo en presión pueden ser de dos tipos: gradual, que consiste de un frente de onda en lámina libre con condiciones de flujo en lámina libre en ambos lados del frente, y brusco, que es un frente de onda a conducto lleno con condiciones de flujo en lámina libre adelante y de flujo en presión atrás del frente (Wright, Vasconcelos, Creech, & Lewis, 2008).

Para modelar el flujo mixto existen diferentes aproximaciones, como el método de la columna rígida (Li & McCorquodale, 1999) y las incluidas dentro de los modelos dinámicos. Los modelos dinámicos se pueden clasificar en aquellos que utilizan uno o dos sistemas de ecuaciones. Los métodos que utilizan un sistema de ecuaciones requieren de una aproximación adicional para considerar flujo en presión. Entre estas aproximaciones se encuentran el método TPA (*Two-Component Pressure Approach*) (Vasconcelos, Wright, & Roe, 2006) y el método de la ranura de Preissmann, uno de los más conocidos y utilizados.

Preissmann (1961) fue quien reconoció la similitud de la forma entre canales abiertos y conductos cerrados; además, propuso que una ranura hipotética se agregara a la clave de los conductos cerrados, tal que tanto el flujo en lámina libre como el flujo en presión pudieran ser analizados mediante las ecuaciones de Saint Venant en una dimensión (Li & McCorquodale, 1999). El método de la ranura de Preissmann fue implementado por primera vez por Cunge y Wegner (1964), al estudiar flujo en presión, posteriormente varios autores (Capart, Sillen, & Zech, 1997; García-Navarro, Priestley, & Alcrudo, 1994; Ji, 1998; Kerger, Archambeau, Erpicum, Dewals, & Pirotton, 2011; León, Ghidaoui, Schmidt, & García, 2009; Song, Cardle, & Leung, 1983; Trajkovic, Ivetic, Calomino, & D'Ippolito, 1999) han desarrollado modelos numéricos basados en este método para simular flujo mixto.

Cuando se usa esta aproximación pueden aparecer cuatro limitaciones principales asociadas con la aproximación misma y con el esquema numérico empleado para resolver las ecuaciones del flujo. La primera es que asume flujo a superficie libre en todo el sistema; por consiguiente, si la carga piezométrica cae por debajo de la clave del colector se desarrolla flujo en lámina libre y por tanto es incapaz de simular flujo en presión subatmosférica (León *et al.*, 2009, León, Ghidaoui, Schmidt, & García, 2010; Li & McCorquodale, 1999; Politano, Odgaard, & Klecan, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2006); la segunda, inestabilidades asociadas con el pobre

desempeño del esquema numérico cuando el flujo cambia rápidamente de flujo en lámina libre a flujo en presión; la tercera, inconsistencias en el balance de masa y momento asociados con el ancho de la ranura; la cuarta, inexactitudes en la propagación de transitorios hidráulicos relacionados con el ancho de la ranura (León *et al.*, 2009).

Para superar la primera limitación, recientemente Kerger *et al.* (2011) ampliaron el concepto de la ranura de Preissmann, desarrollando la ranura de Preissmann negativa, que consiste en extender la ranura por debajo de la clave de la tubería para modelar flujos con presiones subatmosféricas o negativas, y aire atrapado, acoplando un modelo matemático de equilibrio homogéneo. Con respecto a la segunda, León *et al.* (2009) propusieron una modificación al método, introduciendo una transición geométrica gradual entre la tubería y la ranura, desde 0.95 hasta 1.5 veces el diámetro de la tubería. Esta modificación permite que exista continuidad en la velocidad de la onda en lámina libre y en presión, en función del ancho de la ranura; mientras que Barnett (2010) sugiere una transición geométrica exponencial del tipo $w = T_s e^{kz}$; w es el ancho de la ranura al nivel z , medida hacia abajo desde el punto donde $w = T_s$ y T_s es el ancho de la ranura de Preissmann en función de la celeridad de la onda de presión a . La forma de la ranura depende esencialmente del parámetro k ; valores más pequeños corresponden a transiciones más elongadas. Con este tipo de transiciones existe un aumento del área de la sección tanto en el colector como en la ranura, que conlleva un almacenamiento extra no real en dicha transición, por lo que pueden aumentar los problemas relacionados con la tercera y cuarta limitación.

El método de la ranura de Preissmann ha sido usado para la modelación de transición gradual (suave) de flujo mixto con éxito, y transición brusca (rápida) con poco éxito o sin éxito. El poco éxito en la modelación es principalmente consecuencia de los problemas de inestabilidad si la onda de presurización es demasiado brusca, lo cual puede causar que

la simulación aborte incluso para anchos de la ranura 0.1 veces el diámetro (León *et al.*, 2009).

Por otra parte, para la solución de sistemas de ecuaciones hiperbólicas, como las ecuaciones de Saint Venant, actualmente existen diferentes esquemas, entre ellos los métodos directos (*Shock Capturing Methods*), que son muy atractivos, pues permiten describir o capturar discontinuidades del flujo (p. ej., frentes de onda, resaltos hidráulicos) de forma automática (Toro, 1999). Estos métodos inicialmente fueron desarrollados en el campo de la dinámica de gases y después extendidos a la hidráulica de ríos y canales (Bladé, Gómez-Valentín, Sánchez-Juny, & Dolz, 2008; Toro & García-Navarro, 2008). En los últimos años, estos esquemas han sido utilizados para el cálculo de flujo mixto (Aragón-Hernández, Concha, Bladé, & Gómez, 2009; Capart *et al.*, 1997; León *et al.*, 2009; Sanders & Bradford, 2011; Vasconcelos *et al.*, 2006).

El objetivo de este trabajo es presentar el desarrollo de un modelo numérico estable y robusto, incluso para transiciones bruscas, para reproducir flujo mixto en conductos cerrados. El modelo emplea las ecuaciones completas de Saint Venant en una dimensión para el flujo en lámina libre y el método de la ranura de Preissmann para considerar flujo en presión. La resolución numérica de dichas ecuaciones se realiza con el método de los volúmenes finitos con un esquema conservativo y descentrado de primer orden más unas correcciones de segundo orden, para finalmente obtener un esquema con una precisión de alta resolución. En específico, este esquema numérico ampliamente utilizado en ríos será evaluado por primera vez al modelar flujo mixto en conductos cerrados y de entrada permitirá superar la segunda limitación mencionada.

Este modelo forma parte de una investigación más amplia relacionada con la modelación numérica de la dinámica del agua en zonas urbanas. El modelo se integra dentro de un modelo más general que se utiliza para simular el comportamiento hidráulico del flujo de agua en el sistema de drenaje superficial o sistema de drenaje mayor (canales, tejados, calles, aceras)

y en el sistema de drenaje subsuperficial o sistema de drenaje menor (colectores, unión de colectores), integrado completamente a través del intercambio de flujo en los puntos físicos correspondientes (rejillas, pozos de visita) en ambas direcciones, conocido como drenaje urbano dual (Aragón-Hernández, 2013).

Para validar el modelo numérico desarrollado, se emplea un caso de referencia y dos ensayos de laboratorio existentes en la literatura técnica. En dichos casos de validación se incluye la mayoría de los tipos de flujo que de forma general se pueden presentar en conductos cerrados y, sobre todo, en colectores pluviales, como flujo en lámina libre en régimen lento, rápido y transcrito, y flujo mixto.

Así, el trabajo se estructura en cinco apartados. En el primero se describen las ecuaciones para flujo en lámina libre; en el segundo, la aproximación para considerar flujo en presión; en el tercero se plantea el esquema numérico; en el cuarto se hace la validación numérica, y finalmente, en el quinto se presentan las conclusiones.

Flujo en lámina libre

Para modelar flujo en lámina libre se utilizan las ecuaciones completas de Saint Venant en una dimensión. La deducción de estas ecuaciones se realiza de manera directa aplicando las leyes de conservación de la masa y cantidad de movimiento a un volumen de control, considerando una sección arbitraria y canal no prismático, resultando un sistema de ecuaciones en forma conservativa (Chaudhry, 1993):

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} + gI_1 \right) = gI_2 + gA(S_0 - S_f) \quad (2)$$

Utilizando notación vectorial resulta:

$$\frac{\partial}{\partial t} \mathbf{U} + \frac{\partial}{\partial x} \mathbf{F} = \mathbf{H} \quad (3)$$

Donde el vector de variables conservativas \mathbf{U} , el vector de flujo \mathbf{F} y el término fuente \mathbf{H} responden a las expresiones:

$$\mathbf{U} = \begin{bmatrix} A \\ Q \end{bmatrix} \quad \mathbf{F} = \begin{bmatrix} Q \\ \frac{Q^2}{A} + gI_1 \end{bmatrix} \quad \mathbf{H} = \begin{bmatrix} 0 \\ gI_2 + gA(S_0 - S_f) \end{bmatrix} \quad (4)$$

En las expresiones anteriores, A es el área de la sección mojada; Q , el caudal circulante; g , la aceleración de la fuerza de gravedad; x , la coordenada longitudinal en dirección del flujo; t , el tiempo; S_0 , la pendiente del terreno; S_f , la pendiente de fricción o motriz; I_1 , la fuerza debida a la presión del agua en una sección o momento de primer orden de la sección respecto a la superficie libre del agua, e I_2 es la contribución de las fuerzas de presión del contorno; las tres últimas se expresan, respectivamente, como:

$$S_f = \frac{v^2 n^2}{R_h^{4/3}} \quad (5)$$

$$I_1 = \int_0^h (h - \eta) b(x, \eta) d\eta \quad (6)$$

$$I_2 = \int_0^h (h - \eta) \frac{b(x, \eta)}{x} d\eta \quad (7)$$

Donde n es el coeficiente de fricción de Manning; R_h , el radio hidráulico; h , el calado; v , la velocidad del flujo; b , el ancho de la superficie libre del agua, y η es la profundidad del centro de gravedad de la sección. Para canales prismáticos, aunque tengan una sección cualquiera, el término I_2 es idénticamente igual a cero. Tal es el caso de la mayoría de los conductos cerrados.

Flujo mixto

Como se definió antes, el flujo mixto es la ocurrencia al mismo tiempo de flujo en lámina libre y flujo en presión en un conducto cerrado. Cuando se usa un modelo dinámico de un solo sistema de ecuaciones es necesaria una aproximación adicional; en este trabajo se utiliza el método de la ranura de Preissmann. El método

consiste en implementar una ranura hipotética de ancho T_s en la clave de los conductos cerrados (figura 1), proporcionando la presión hidrostática extra, mientras que se permite el uso de las ecuaciones de flujo en lámina libre para ambos tipos de flujo (flujo en lámina libre y flujo en presión) (Capart, Bogaerts, & Kevers-Leclercq, 1999; García-Navarro *et al.*, 1994; León *et al.*, 2009; Politano *et al.*, 2007; Preissmann, 1961).

En esencia, esta aproximación explota la similitud de la ecuación de onda del flujo en lámina libre y flujo en presión. Así, a partir de la ecuación (8), que define la celeridad de la onda de gravedad, y para evitar caer en el tercer y cuarto problema asociados con el ancho de la ranura, ésta se calcula bajo la consideración de que la celeridad de la onda de presión a es igual a la celeridad de la onda de gravedad c y el área a tubo lleno $A_{m\acute{a}x}$.

$$c = \sqrt{\frac{gA}{T_s}} \quad (8)$$

De esta forma, el ancho de la ranura de Preissmann T_s queda definido como:

$$T_s = \frac{gA_{m\acute{a}x}}{a^2} \quad (9)$$

Cuando en un colector ocurre flujo en presión, el calado calculado es la carga de presión. Cuando se usa un ancho de ranura pequeño para poder representar grandes niveles de agua o una velocidad de onda grande, el método es numéricamente inestable (Politano *et al.*, 2007; Yen, 1978); tales inestabilidades pueden ser removidas haciendo ranuras más anchas. Sin embargo, cambiar el ancho de la ranura destruye la equivalencia con la celeridad de la onda mencionada anteriormente. El ancho de la

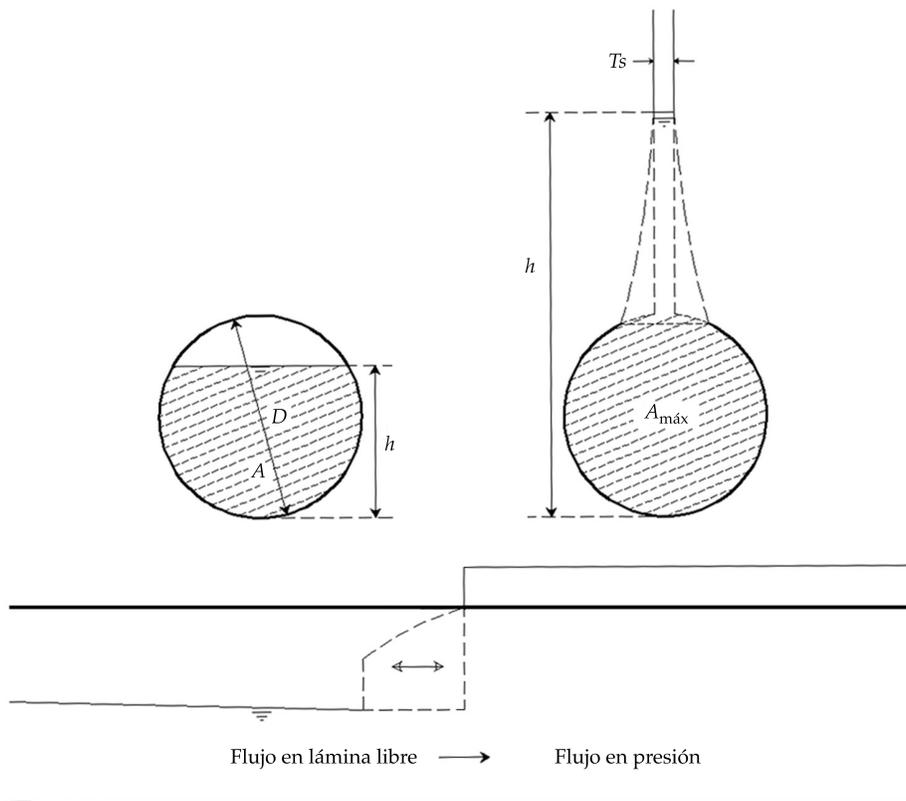


Figura 1. Flujo en lámina libre y flujo en presión con el método de la ranura de Preissmann.

ranura es un parámetro significativo y una elección óptima del mismo determinará la calidad de los resultados. Es importante destacar que al implementar este método, la ranura no debería aumentar el área de la sección transversal ni el radio hidráulico del conducto en presión (Chaudhry, 1987), pero en la práctica se permite utilizar ranuras con un ancho de hasta $0.1D$, donde D es el diámetro de la tubería (Trajkovic *et al.*, 1999).

Debido a que se utiliza un único sistema de ecuaciones, no hay necesidad de rastrear la propagación del movimiento de la interfase entre el flujo en lámina libre y flujo en presión (Li & McCorquodale, 1999; Vasconcelos *et al.*, 2006), el cual puede ser capturado como ondas de choque o frentes de onda con los métodos directos (Toro, 1999).

Esquema numérico

Para la resolución de las ecuaciones de Saint Venant en una dimensión se utiliza el método de los volúmenes finitos. El método de volúmenes finitos se basa en las ecuaciones de gobierno escritas en forma integral sobre una celda o volumen finito. El dominio de estudio o malla de cálculo se discretiza en un dominio espacial x en celdas de longitud Δx y un dominio temporal t , en intervalos de tiempo Δt . Las variables hidráulicas utilizadas (A , Q) representan el valor medio de las variables dependientes en cada celda i , centradas en el nodo x_i y se extienden de $i - \frac{1}{2}$ a $i + \frac{1}{2}$. De esta forma, el esquema numérico para la solución de la ecuación (3) viene dado por:

$$U_i^{n+1} = U_i^n - \frac{\Delta t}{\Delta x} (F_{i+1/2}^* - F_{i-1/2}^*) + \frac{\Delta t}{\Delta x} H_i^* \quad (10)$$

Donde U_i^n y U_i^{n+1} son los valores medios del vector U en la celda i en el instante de tiempo t^n y t^{n+1} , respectivamente; $F_{i\pm 1/2}^*$ es el flujo numérico en las interceldas, y H_i^* es un valor representativo del promedio del término fuente H en la celda i en el instante de tiempo t^n y t^{n+1} . $F_{i\pm 1/2}^*$ y H_i^* en general dependen de las celdas contiguas a la celda i en los instantes de tiempo t^n y t^{n+1} .

El método de Godunov es un esquema conservativo que utiliza una discretización descentrada en volúmenes finitos, cuya particularidad es que el flujo numérico $F_{i\pm 1/2}^*$ entre dos celdas i , e $i + 1$ se obtiene de la solución de un problema de Riemann local entre dos estados constantes U_i^n y U_{i+1}^n . El problema de Riemann tiene una estructura compleja y encontrar su solución es costoso, por lo cual diversos autores (Harten, Lax, & Van Leer, 1983; Osher & Solomon, 1982; Roe, 1981) desarrollaron métodos para encontrar una respuesta aproximada del problema de Riemann, conocidos como *approximate Riemann solvers* (Toro, 1999). Uno de ellos es el Riemann *solver* de Roe, empleado en este trabajo, el cual lleva a un esquema conservativo denominado método de Godunov con el Riemann *solver* de Roe; este esquema es de primer orden de precisión.

En zonas cercanas a fuertes gradientes o donde se presentan discontinuidades de la solución, los esquemas de primer orden son disipativos (amplitud de la onda menor a la de la solución exacta), mientras que los esquemas de segundo orden son dispersivos (producen oscilaciones en la solución). Por esta razón, se necesitan esquemas de segundo orden o mayor, que no presenten dispersión en las discontinuidades, como los esquemas TVD (*Total Variation Diminishing*). Un esquema así se puede obtener a partir de un esquema de primer orden más un esquema de segundo orden. Para evitar la dispersión del esquema de segundo orden se debe limitar el flujo numérico del mismo; en este trabajo se utiliza el esquema WAF (*Weight Averaged Flux*). Así, el esquema numérico WAF-TVD resultante se puede escribir como un esquema de primer orden más unas correcciones de segundo orden, para conseguir que la precisión sea de alta resolución (Bladé, 2005):

$$F_{i+1/2}^* = \frac{1}{2} (F_i + F_{i+1}) - \frac{1}{2} \left(\sum_{j=1}^2 \tilde{\alpha}_j \varphi_j \tilde{e}_j + \sum_{j=1}^2 \tilde{\gamma}_j \text{signo}(\tilde{\lambda}_j) \tilde{e}_j \right) + \frac{1}{2} \left(\sum_{j=1}^2 \psi \tilde{\alpha}_j \varphi_j (1 - |\tilde{v}_j|) \tilde{e}_j + \sum_{j=1}^2 \psi \tilde{\gamma}_j \text{signo}(\tilde{\lambda}_j) (1 - |\tilde{v}_j|) \tilde{e}_j \right) \quad (11)$$

Donde:

$$v_j = \lambda_j \frac{\Delta t}{\Delta x} \quad (12)$$

Los coeficientes constantes o las llamadas fuerzas de cada onda $\tilde{\alpha}_{1,2}$, los valores y vectores propios $\tilde{\lambda}_{1,2}$ y $\tilde{e}_{1,2}$ de la matriz jacobiana definida como $\tilde{J} = \frac{\partial F}{\partial U}$ se escriben, respectivamente, como:

$$\tilde{\alpha}_{1,2} = \frac{(\tilde{c} \mp \tilde{u}) \Delta A \pm \Delta Q}{2\tilde{c}} \quad (13)$$

$$\tilde{\lambda}_{1,2} = \tilde{u} \pm \tilde{c} \quad (14)$$

$$\tilde{e}_{1,2} = \begin{bmatrix} 1 \\ \tilde{u} \pm \tilde{c} \end{bmatrix} \quad (15)$$

La velocidad \tilde{u} , los incrementos de área hidráulica ΔA y del caudal circulante ΔQ se definen como:

$$\tilde{u} = \frac{\frac{Q_i}{\sqrt{A_i}} + \frac{Q_{i+1}}{\sqrt{A_{i+1}}}}{\left(\frac{1}{\sqrt{A_i}} + \frac{1}{\sqrt{A_{i+1}}}\right)} \quad (16)$$

$$\Delta A = A_{i+1} - A_i \quad (17)$$

$$\Delta Q = Q_{i+1} - Q_i \quad (18)$$

De la descomposición de los vectores propios resulta $\tilde{\gamma}_{1,2}$, definida como:

$$\tilde{\gamma}_{1,2} = \frac{1}{2\tilde{c}} g \Delta (I_1|_{\tilde{A}}) \quad (19)$$

$$\tilde{\gamma}_2 = -\tilde{\gamma}_1$$

La corrección de entropía de Harten e Hyman φ_j , según Toro (1999), es:

$$\varphi_j = \begin{cases} |\tilde{\lambda}_j| & \text{si } |\tilde{\lambda}_j| \geq \varepsilon_j \\ \varepsilon_j & \text{si } |\tilde{\lambda}_j| < \varepsilon_j \end{cases} \quad (20)$$

Donde:

$$\varepsilon_{j,i+1/2} = \max\left[0, \left(\tilde{\lambda}_{j,i+1/2} - \tilde{\lambda}_{j,i}\right), \left(\tilde{\lambda}_{j,i+1} - \tilde{\lambda}_{j,i+1/2}\right)\right] \quad (21)$$

Algunas formulaciones utilizadas para la celeridad promedio \tilde{c} no reproducen el salto de las fuerzas de presión, por lo que en este trabajo se utiliza una expresión que mantiene el significado físico de la celeridad, entendido como la variación de las fuerzas de presión respecto a la variación del área de flujo en cada sección transversal (Bladé *et al.*, 2008):

$$\tilde{c}^2 = \begin{cases} g \frac{(I_{i+1} - I_i) - (\Delta I_1|_{\tilde{A}})_{i+1/2}}{A_{i+1} - A_i} & \text{si } A_i \neq A_{i+1} \\ g \frac{\tilde{A}}{\tilde{B}} & \text{si } A_i = A_{i+1} \end{cases} \quad (22)$$

El área hidráulica \tilde{A} y el ancho de la superficie libre del agua \tilde{B} son:

$$\tilde{A} = \frac{2A_i A_{i+1}}{A_i + A_{i+1}} \quad (23)$$

$$\tilde{B} = \frac{B_i + B_{i+1}}{2} \quad (24)$$

La variación de las fuerzas de presión $(\Delta I_1|_{\tilde{A}})_{i+1/2}$ para un área constante $\tilde{A}_{i+1/2}$ es:

$$(\Delta I_1|_{\tilde{A}})_{i+1/2} = (I_1|_{\tilde{A}})_{i+1} - (I_1|_{\tilde{A}})_i \quad (25)$$

Donde $(I_1|_{\tilde{A}})_i$ y $(I_1|_{\tilde{A}})_{i+1}$ son las fuerzas de presión en el volumen finito i e $i + 1$ para un valor del área \tilde{A} .

Una de las funciones de limitación ψ_j más utilizadas y también la empleada en este trabajo es la función la de Minmod, definida como:

$$\psi_j = \max\left[0, \min(r_j, 1)\right] \quad (26)$$

Donde r_j es un indicador del salto que sufre la solución a través de una onda en el contorno aguas arriba del elemento de volumen respecto del mismo salto en el otro contorno. Una posible expresión es el cociente entre contribuciones de la onda j y el término que hace que el esquema sea de segundo orden, ya que éstas son precisamente las que provocan las oscilaciones espurias, es:

$$(r_j)_{i+1/2} = \frac{[\tilde{\alpha}_j \varphi_j (1 - |v_j|)]_{i+1/2-s}}{[\tilde{\alpha}_j \varphi_j (1 - |v_j|)]_{i+1/2}} \quad (27)$$

Por otra parte, para el tratamiento del término independiente H , es conveniente la descomposición del mismo en función de los términos de fricción y de los términos de la pendiente del fondo, como:

$$H = H^1 + H^2 = \begin{bmatrix} 0 \\ gI_2 + gA(S_0 - S_f) \end{bmatrix} \quad (28)$$

$$H^1 = \begin{bmatrix} 0 \\ gI_2 + gAS_0 \end{bmatrix} \quad (29)$$

$$H^2 = \begin{bmatrix} 0 \\ -gAS_f \end{bmatrix} \quad (30)$$

En la ecuación (10), H_i^* es la expresión numérica del término independiente H y representa el término independiente integrado en todo el volumen finito; por lo tanto, considerando (28), se tiene:

$$H_i^* = H_i^{*1} + H_i^{*2} \quad (31)$$

El término H_i^{*2} , que incluye los términos de fricción, se puede considerar en una discretización centrada simple como:

$$H_i^{*2} = \Delta x_i H_i^{2,n} \quad (32)$$

Mientras que según Vázquez-Cendón (1999), H_i^1 , los términos de la pendiente del fondo deben discretizarse de acuerdo con el esquema numérico utilizado; para satisfacer la propiedad de conservación exacta puede ser dividido en dos contribuciones en las fronteras del volumen finito y descompuesto sobre los vectores propios de la matriz jacobiana \tilde{J} de la siguiente manera:

$$H_i^1 = H_{i-1/2}^1 + H_{i+1/2}^1 \quad (33)$$

Donde:

$$H_{i,\pm 1/2}^1 = \frac{1}{2} \left(\sum_{j=1}^2 \tilde{\beta}_j (1 \mp \text{signo}(\lambda_j) (1 - \psi_j (1 - |v_j|))) \tilde{e}_j \right)_{i,\pm 1/2} \quad (34)$$

Los coeficientes $\tilde{\beta}_{1,2}$, los incrementos de calado o carga de presión Δh , de las fuerzas de presión ΔI_1 y de la elevación del fondo del colector Δz quedan definidos como:

$$\tilde{\beta}_1 = \frac{1}{2c} g \tilde{A} (\Delta z + \Delta h) + \frac{1}{2c} g \Delta I_1 \quad (35)$$

$$\tilde{\beta}_2 = \tilde{\beta}_1$$

$$\Delta h = h_{i+1} - h_i \quad (36)$$

$$\Delta I_1 = I_{1,i+1} - I_{1,i} \quad (37)$$

$$\Delta z = z_{i+1} - z_i \quad (38)$$

Los esquemas numéricos como los anteriores son esquemas explícitos que tienen un coste computacional pequeño en cada paso de tiempo, pero para ser estables necesitan trabajar con incrementos de tiempo también pequeños y deben cumplir con la condición de estabilidad de Courant-Friedrichs-Lewy (Chaudhry, 1993). La condición significa que ninguna onda presente en el dominio viaja más de una distancia Δx en un tiempo Δt . Así, para el esquema numérico se tiene:

$$\Delta t \leq \frac{\Delta x}{|u \pm c|} \quad (39)$$

Lo cual también se pueden escribir según el llamado número de Courant-Friedrichs-Lewy (CFL), como:

$$CFL = \frac{|u \pm c| \Delta t}{\Delta x} \leq 1.0 \quad (40)$$

Validación numérica

Para validar el modelo numérico desarrollado, en esta sección se presentan un caso de referencia y dos ensayos de laboratorio existentes en la literatura técnica. En los casos de validación se presentan flujos que son muy comunes que ocurran en colectores pluviales y otros conductos cerrados. Los tipos de flujo involucrados son flujo en lámina libre y flujo mixto. En el caso de flujo en lámina libre, puede existir flujo con régimen lento, rápido y transcrito (de lento a rápido y de rápido a lento).

Así, el flujo en régimen lento aparece en los tres casos de validación numérica, mientras que el flujo en régimen rápido se exhibe en el primer y tercer caso de validación numérica; por otro lado, el flujo en régimen transcrito de lento a rápido ocurre en el primer caso de validación; mientras que, de rápido a lento a través de un resalto hidráulico, se manifiesta en el tercer ensayo y, en este mismo, se presenta flujo mixto. Dichos casos se exponen a continuación.

Flujo en régimen transcrito

Para demostrar la habilidad del modelo para reproducir régimen transcrito, éste es aplicado a un caso de referencia sencillo; este caso sirve para validar el desempeño del esquema numérico al discretizar los términos convectivos, que por lo general causan las inestabilidades numéricas; es decir, no se consideran la influencia de la pendiente del fondo y la pendiente de fricción.

Para ello, se toma en cuenta un canal prismático horizontal con una sobre-elevación suave del fondo de forma parabólica. Utilizando las condiciones de contorno adecuadas se consigue que el flujo sobre el obstáculo sea en régimen lento, rápido o transcrito (de rápido a lento

o de lento a rápido). En esta oportunidad se considera flujo en régimen transcrito de lento a rápido. El canal de sección rectangular tiene 1 000 m de largo, 10 m de ancho y sin rugosidad. Las condiciones de contorno son las siguientes: aguas arriba, un caudal constante de 300 m³/s; aguas abajo se considera flujo supercrito (cuando aguas abajo de la sobre-elevación se presenta flujo subcrito, se utiliza la condición de calado crítico; es decir, existe una caída libre). La condición inicial es un caudal nulo y la superficie libre del agua correspondiente al calado crítico impuesto aguas abajo. La cota del fondo del canal viene dada por:

$$z(x) = \begin{cases} 3 - \frac{1}{3\,000\,000}(x-500)^2 & 200\text{m} < x < 800\text{m} \\ 0 & 200\text{m} \geq x \geq 800\text{m} \end{cases} \quad (41)$$

El dominio de cálculo se discretizó en celdas de 4 m. De esta forma, la cota de la lámina de agua resultado de la aplicación del modelo se observa en la figura 2. El flujo crítico se presenta cuando el número de Froude es igual a uno; esto se produce en el punto localizado en $x = 500$ m. En este punto, el calado corresponde al calado crítico con un valor de 4.51 m. Además, en este mismo punto se produce el cambio de régimen; aguas arriba del mismo existe régimen lento y aguas abajo régimen rápido.

También, en la figura 3 se pueden ver los valores de la velocidad a lo largo del canal; dichos valores son suaves y continuos. Además, y para mostrar la bondad del método implementado, se utilizó el método paso a paso (Chaudhry, 1993) para calcular la curva de remanso correspondiente. Los resultados obtenidos con el modelo numérico y el calculado con el método paso a paso son muy similares, por lo que los obtenidos con este último no se graficaron debido a que las diferencias son imperceptibles, siendo siempre menores a 1 mm. Tanto los valores del calado como los de las velocidades, en conjunto con la comparación mencionada, dejan evidencia de la capacidad del esquema numérico para simular flujo en régimen permanente.

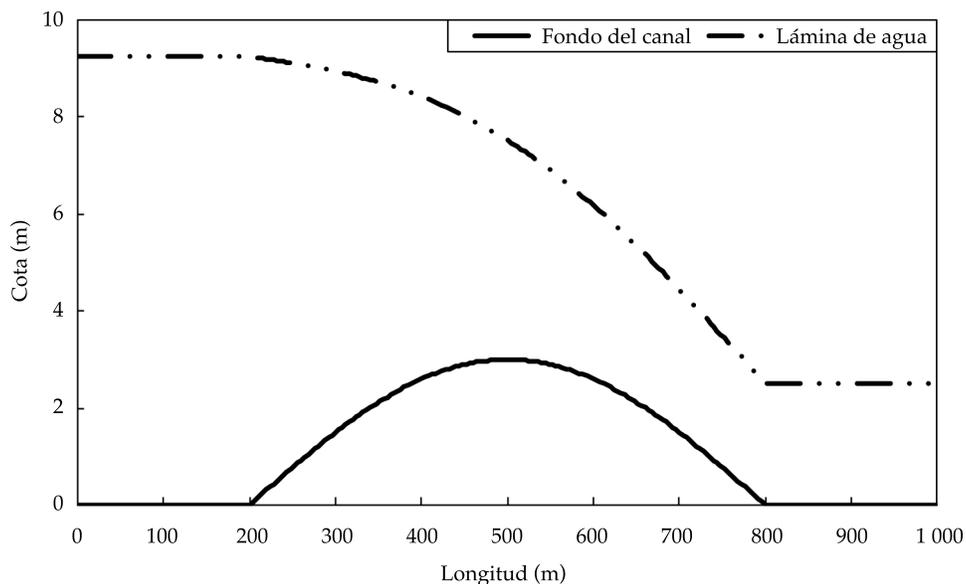


Figura 2. Cota de la lámina de agua y fondo del canal.

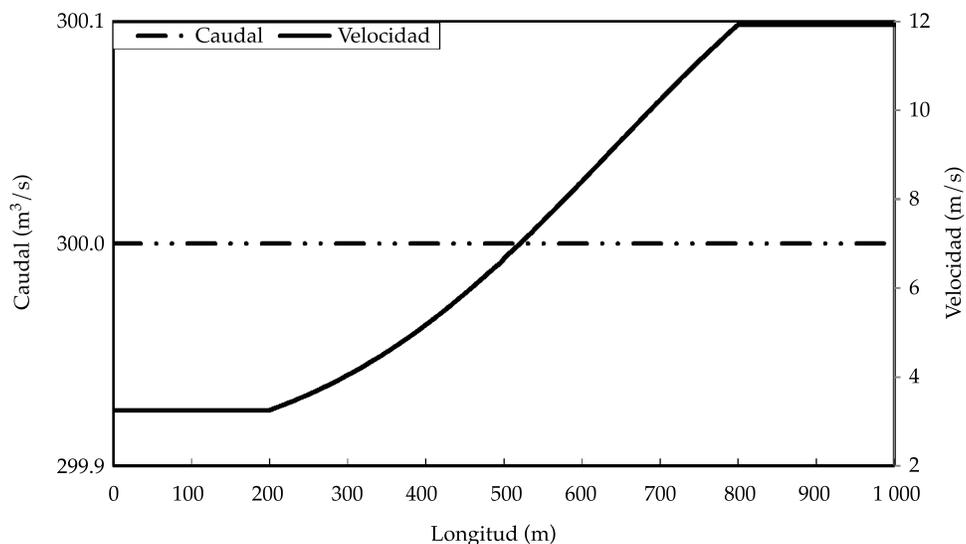


Figura 3. Caudal y velocidad.

Propagación hidráulica en un colector

Los experimentos de Ackers & Harrison (1964) sobre la propagación de flujo a superficie libre

se realizaron en un colector circular con diámetro de 0.0762 m. Los datos originales del experimento no están disponibles, pero sí los valores correspondientes a una escala 1:4, bajo

semejanza de Froude (White, 2004). Siguiendo a León, Ghidaoui, Schmidt y García (2006), al igual que a Sanders y Bradford (2011), los datos escalados de laboratorio son una tubería con una longitud de 304.8 m, diámetro de 0.3048 m, pendiente de 0.001, coeficiente de fricción de Manning de $0.0115 \text{ s/m}^{1/3}$ para el caudal base y $0.0116 \text{ s/m}^{1/3}$ para el caudal punta. La prueba se inicia en flujo permanente, con un caudal base de $0.004984 \text{ m}^3/\text{s}$ y un calado normal en el extremo aguas abajo de 0.0768 m; después se impone un hidrograma trapecial simétrico. El hidrograma es caracterizado por un caudal punta de $0.018689 \text{ m}^3/\text{s}$ durante 12 s, y 60 s en las ramas ascendente y descendente. Aguas abajo se consideró caída libre para forzar la existencia de flujo crítico. Los calados fueron medidos en dos puntos localizados en $x = 8.66 \text{ m}$ y $x = 77.94 \text{ m}$ desde el extremo aguas arriba.

El modelo numérico de flujo en lámina libre se aplicó utilizando 348 volúmenes finitos. En la figura 4 se observan los calados medidos y calculados en $x = 8.66 \text{ m}$ y $x = 77.94 \text{ m}$.

La figura 4 muestra que el modelo predice adecuadamente el hidrograma en el punto localizado en $x = 77.94 \text{ m}$, la rama ascendente y el calado en la punta del hidrograma del punto correspondiente a $x = 8.66 \text{ m}$; sin embargo, en la rama descendente existen algunas diferencias. Las diferencias mostradas fueron reportadas también por otros autores (León *et al.*, 2006; Sanders & Bradford, 2011), quienes reprodujeron numéricamente este experimento. Según León *et al.* (2006), con base en otros autores, las diferencias son consecuencia de posibles problemas de escala y al hecho de que el experimento incluye caudales en la región de transición entre flujo laminar y flujo completamente turbulento. Lo anterior causa que el coeficiente de fricción de Manning sea una función del número de Reynolds.

Entrada en carga desde aguas abajo

En la literatura técnica, el flujo mixto se ha estudiado de forma experimental y numérica, en especial con la entrada en carga desde aguas

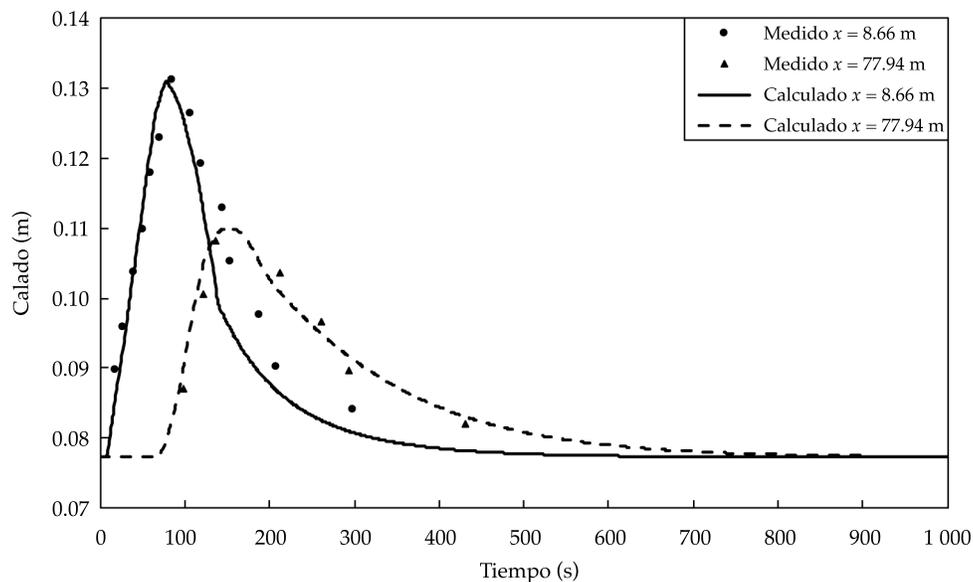


Figura 4. Calados medidos y calculados en $x = 8.66 \text{ m}$ y $x = 77.94 \text{ m}$.

abajo; pero el flujo mixto con entrada en carga desde aguas arriba y por ambos extremos de forma simultánea también es posible. En este trabajo se modela numéricamente el experimento de flujo mixto de Trajkovic *et al.* (1999), correspondiente a la entrada en carga desde aguas abajo.

El dispositivo experimental utilizado consiste de una tubería de metacrilato de sección circular de 10 m de longitud, un diámetro interno de 0.10 m y un coeficiente de rugosidad de Manning de $0.008 \text{ s/m}^{1/3}$. Se colocaron dos compuertas automáticas en los extremos aguas arriba y aguas abajo de la tubería, respectivamente. Con la operación de estas compuertas, las condiciones del flujo se pueden cambiar de forma rápida. Se colocaron tubos de ventilación en la clave de la tubería para evitar la posible interferencia de la fase de aire. Se llevaron a cabo diferentes tipos de ensayos, variando la pendiente de la tubería, condiciones iniciales y condiciones de contorno a través de la operación de las compuertas (Trajkovic *et al.*, 1999).

En los experimentos tipo A, los autores utilizaron una pendiente de la tubería del 2.7%. Las condiciones del experimento fueron un caudal de entrada constante de $0.0013 \text{ m}^3/\text{s}$, correspondiente a una apertura de la compuerta en el extremo aguas arriba de $e_1 = 0.014 \text{ m}$, y en el extremo aguas abajo, la compuerta totalmente abierta con un calado normal de 0.1 veces el diámetro. Debido a ello, el tipo de flujo es permanente y supercrítico. En un instante de tiempo dado del experimento, la compuerta del extremo aguas abajo fue cerrada rápidamente (cierre no instantáneo), generando un transitorio en forma de frente de onda positivo moviéndose hacia aguas arriba. Después de 30 s del cierre, la compuerta fue reabierta de forma parcial, produciendo otro fenómeno transitorio. Se probaron diferentes valores para la reapertura de la compuerta; el correspondiente a una apertura de $e_2 = 0.008 \text{ m}$ es el considerado para la validación. Con esta apertura se registró una pequeña disminución de la carga de presión en el instante de tiempo 30 s, pero debido a que el caudal de salida en la tubería es menor al de entrada, la carga de

presión continuó incrementándose. Se midieron valores de la carga de presión en los puntos P5 y P7, localizados en $x = 7.2 \text{ m}$ y $x = 9.2 \text{ m}$ desde el extremo aguas arriba, respectivamente.

Para la modelación numérica de este experimento se utilizaron volúmenes finitos de 0.10 m, una celeridad de la onda de 6 m/s, correspondiente a una ranura de Preissmann de 0.021 veces el diámetro; el valor de la celeridad se utilizó como una variable de calibración, por lo que corresponde a la que tiene un error relativo menor. La carga de presión medida y calculada se muestra en la figura 5.

En la figura 5 se puede observar que la carga de presión calculada coincide con la medida, incluso cuando se presenta la reapertura de la compuerta; el error relativo es de 3.7 y 3.1% para el punto P5 y P7, respectivamente. Por otra parte, la velocidad del frente de onda fue reproducida con buena aproximación (diferencia menor a 1 s en el punto P7 e inexistente en el punto P5); en cambio, la forma del frente de onda calculado es más pronunciada que el medido (diferencias máximas de 2.3 y 2.7 cm en los puntos P5 y P7, respectivamente). Algunos autores (León *et al.*, 2009; Trajkovic *et al.*, 1999) que han reproducido este experimento asumen que esta diferencia se debe a que en los cálculos el cierre de la compuerta aguas abajo se considera de manera instantánea, mientras que en los ensayos hay un periodo de tiempo para realizar tal acción. En este trabajo se simuló el tiempo de cierre de la compuerta con distintas duraciones (0-2 s); los resultados no mejoraron la forma del frente de onda, por lo que dicha diferencia podría tener otro origen, probablemente relacionada con la discontinuidad del flujo. Para los esquemas numéricos empleados, el salto hidráulico es una discontinuidad en la solución y se modela como tal (las variables hidráulicas de la celda dependen de las celdas vecinas solamente), y la discontinuidad se produce en una distancia corta, mientras que la longitud del resalto hidráulico que se produce en el ensayo es mayor. Lo anterior podría mejorarse empleando volúmenes finitos de menor tamaño (acción no realizada).

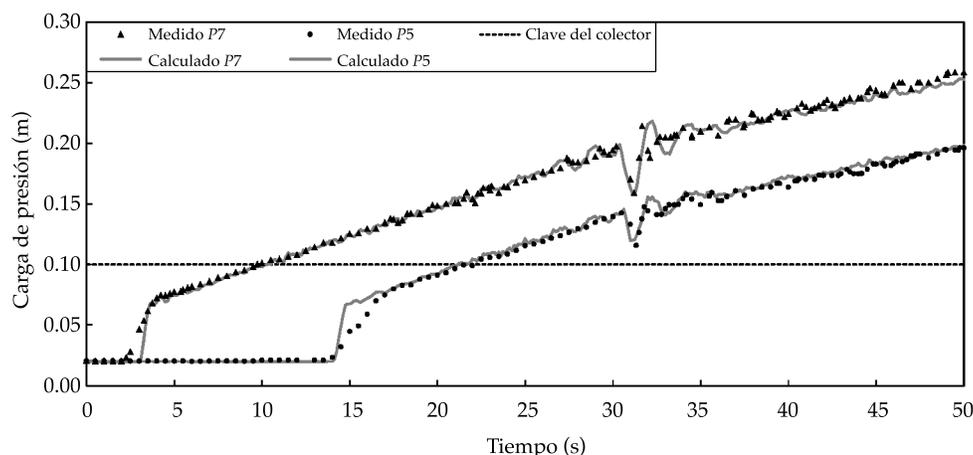


Figura 5. Carga de presión medida y calculada en las secciones P5 y P7 para la reapertura de compuerta $e_2 = 0.008$ m.

En la figura 6 se muestra la posición con respecto al tiempo y la velocidad del frente de onda a lo largo de la tubería. En ésta se observa que instantes posteriores a la apertura de la compuerta, la velocidad alcanza valores de hasta de 0.4 m/s; después, a medida que el resalto hidráulico se propaga hacia aguas arriba, el valor de la velocidad comienza a descender hasta llegar a un valor de 0.16 m/s al final de la simulación. Tanto la velocidad como la posición tienen un cambio en su comportamiento al momento de la reapertura parcial de la compuerta, lo que provoca una disminución de la velocidad del frente de onda y, por tanto, un cambio de pendiente en la línea que representa la posición del mismo.

Finalmente, en la figura 7 se muestran las condiciones del flujo antes del cierre de la compuerta en el extremo aguas abajo del colector; el flujo es en lámina libre con régimen permanente y supercrítico. En el momento en que se realiza el cierre rápido de la compuerta se genera un frente de onda que propicia un cambio de régimen (de rápido a lento), lo cual obliga a la formación de un resalto hidráulico que de inmediato provoca la entrada en carga del colector y éste se propaga hacia aguas arriba. De la misma manera, en la reapertura parcial de la compuerta se aprecia la disminución de la velocidad del

frente de onda, la cual se manifiesta como una disminución en la separación entre las líneas punteadas que representan la carga de presión a lo largo del colector en distintos instantes de tiempo, con una separación temporal constante (cada 10 s).

Conclusiones

En este trabajo se desarrolló un modelo numérico para reproducir flujo en lámina libre y flujo en presión de forma simultánea (flujo mixto) en conductos cerrados. El modelo es capaz de reproducir flujo en lámina libre en régimen lento, rápido y transcrito, con presencia de discontinuidades sin necesidad de cálculos adicionales. La capacidad del modelo para simular flujo en régimen lento y rápido de forma automática es gracias a que el esquema numérico utilizado es un esquema conservativo y descentrado en volúmenes finitos. El flujo en presión se modela con la ayuda del método de la ranura de Preissmann.

En el primer caso de la validación numérica, los resultados obtenidos permiten deducir que el modelo, en primer lugar, es capaz de reproducir flujo en régimen transcrito de lento a rápido de forma precisa, tal como lo muestra la comparación con el método paso a paso. La

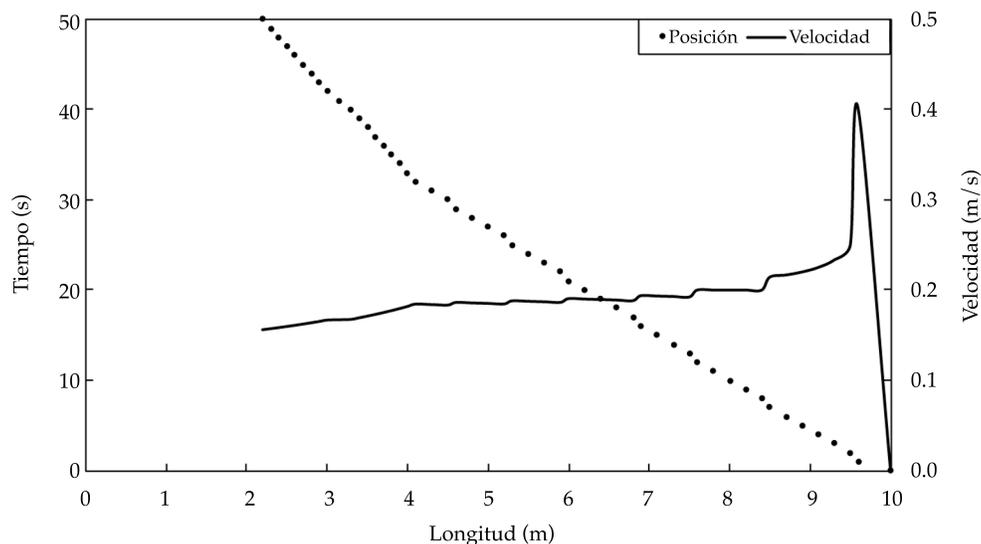


Figura 6. Posición y velocidad del frente de onda de presión.

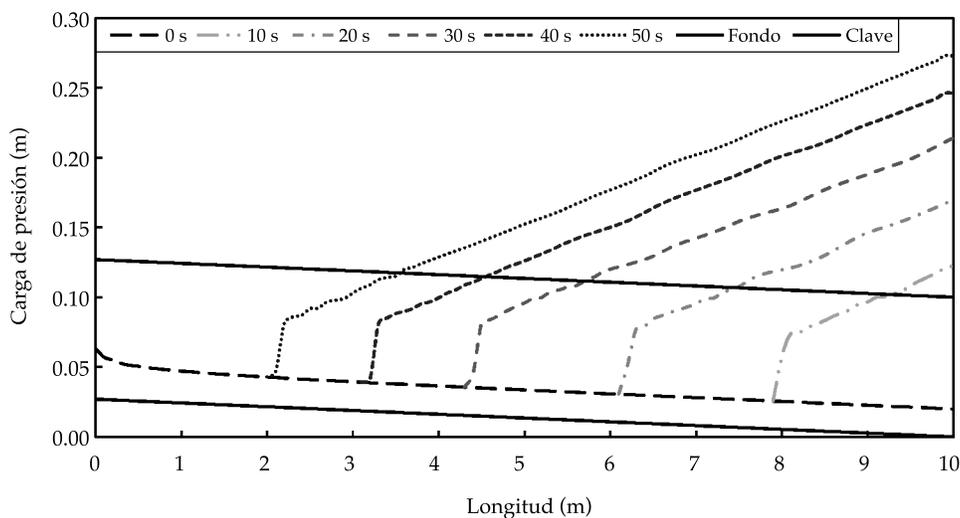


Figura 7. Carga de presión en diferentes instantes de tiempo.

localización y el valor del calado crítico son correctos, además de obtenerse diferencias en lámina de agua menores a 0.001 m, consideradas despreciables. En segundo lugar, el modelo es capaz de simular flujo permanente, que algunos modelos numéricos son incapaces de preservar.

En el segundo caso, el modelo se utilizó para la propagación hidráulica de un hidrograma en un colector circular en régimen lento. Se trata de una actividad muy común en la ingeniería práctica para determinar la atenuación y traslación del hidrograma a su paso por un conducto.

Los resultados muestran que, de forma general, el modelo reproduce muy bien el experimento, salvo la rama descendente del punto de medida más próximo al extremo aguas arriba, $x = 8.66$ m. Resultados similares fueron obtenidos por otros autores, indicando que las diferencias son debidas, entre otras causas, al problema del escalado de los datos.

Finalmente, el tercer caso es muy especial, pues se presenta flujo en régimen supercrítico cuando el colector trabaja con la compuerta aguas abajo totalmente abierta; flujo en régimen transcrito de rápido a lento a través de un resalto hidráulico al cerrarse la compuerta aguas abajo, el cual se conserva durante el tiempo que dura el experimento; flujo en presión provocado también por el cierre de la compuerta aguas abajo, al alcanzar la lámina de agua la clave del colector. La variedad de flujos y fenómenos hidráulicos que se presentan en un espacio tan pequeño y un tiempo tan corto son un reto para los modelos numéricos; en este caso, el modelo numérico desarrollado fue capaz de reproducir el ensayo de forma más que aceptable y robusta.

Referencias

- Ackers, P., & Harrison, A. J. M. (1964). Attenuation of flood wave in part full pipes. *Proc. Institution of Civil Engineers*, London, 28(3), 361-382.
- Aragón-Hernández, J. L. (2013). *Modelación numérica integrada de los procesos hidráulicos en el drenaje urbano*. Tesis doctoral. Barcelona: DHEMA, Escola Tècnica Superior d'Enginyers de Camins, Canals y Ports de Barcelona, Universitat Politècnica de Catalunya.
- Aragón-Hernández, J. L., Concha, R., Bladé, E., & Gómez, M. (2009). Comparación de dos esquemas numéricos en la modelación de flujo mixto en colectores pluviales (pp. 1-9). I Jornadas de Ingeniería del Agua, Madrid, España, 27-28 de octubre.
- Barnett, A. G. (2010). Application of Godunov-type schemes to transient mixed flows. *Journal of Hydraulic Research*, 48(5), 686-688.
- Bladé, E. (2005). *Modelación del flujo en lámina libre sobre cauces naturales. Análisis integrado con esquemas en volúmenes finitos en una y dos dimensiones* (315 pp.). Tesis doctoral. Barcelona: DHEMA, ETSECCPB, Universitat Politècnica de Catalunya.
- Bladé, E., Gómez-Valentín, M., Sánchez-Juny, M., & Dolz, J. (2008). Preserving Steady-state in one-dimensional finite-volume computations of river. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134(9), 1343-1347.
- Bourdarias, C., & Gerbi, S. (2007). A finite volume scheme for a model coupling free surface and pressurised flows in pipes. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 209(1), 109-131.
- Capart, H., Bogaerts, C., & Kevers-Leclercq, J. (1999). Robust numerical treatment of flow transitions at drainage pipe boundaries. *Water Science and Technology*, 39(9), 113-120.
- Capart, H., Sillen, X., & Zech, Y. (1997). Numerical and experimental water transients in sewer pipes. *Journal of Hydraulic Research*, 35(5), 659-672.
- Chaudhry, M. H. (1987). *Applied hydraulic transients* (521 pp.). New York: Van Nostrand Reinhold Co.
- Chaudhry, M. H. (1993). *Open channel flow* (483 pp.). Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice Hall.
- Cunge, J. A., & Wegner, M. (1964). Intégration numérique des équations d'écoulement de Barré de Saint-Venant par un schéma implicite de différences finies. *La Houille Blanche*, 22(1), 33-39.
- García-Navarro, P., Priestley, A., & Alcrudo, F. (1994). An implicit method for water flow modelling in channels and pipes. *Journal of Hydraulic Research*, 32(5), 721-742.
- Harten, A., Lax, P. D., & Van Leer, B. (1983). On upstream differencing and Godunov type schemes for hyperbolic conservation Laws. *SIAM Review*, 21(1), 35-61.
- Ji, Z. (1998). General hydrodynamic model for sewer/channel network systems. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(3), 307-315.
- Kerger, F., Archambeau, P., Erpicum, S., Dewals, B. J., & Piroton, M. (2011). A fast universal solver for 1D continuous and discontinuous steady flows in rivers and pipes. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, 66(1), 38-48.
- León, A. S., Ghidaoui, M. S., Schmidt, A. R., & García, M. (2010). A robust two-equation model for transient-mixed flows. *Journal of Hydraulic Research*, 48(1), 44-56.
- León, A. S., Ghidaoui, M. S., Schmidt, A. R., & García, M. H. (2006). Godunov-type solutions for transient flows in sewers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 132(87), 800-813.
- León, A. S., Ghidaoui, M. S., Schmidt, A. R., & García, M. H. (2009). Application of Godunov-type schemes to transient mixed flows. *Journal of Hydraulic Research*, 47(2), 147-156.
- Li, J., & McCorquodale, J. A. (1999). Modeling mixed flow in storm sewers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125(11), 1170-1180.
- Osher, S., & Solomon, F. (1982). Upwind difference schemes for hyperbolic systems of conservation laws. *Mathematics of Computation*, 38(158), 339-374.
- Politano, M., Odgaard, A. J., & Klecan, W. (2007). Case study: numerical evaluation of hydraulic transients in a combined sewer overflow tunnel system. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(10), 1103-1110.

- Preissmann, A. (1961). Propagation des intumescences dans les canaux et rivière (pp. 433-442). *Proceedings*. 1st Congrès Association Française de Calcul, Grenoble, AFC, Paris, France, September.
- Roe, P. L. (1981). Approximate Riemann solvers, parameters vectors and difference schemes. *Journal of Computational Physics*, 43(9), 357-372.
- Sanders, B. F., & Bradford, S. F. (2011). Network implementation of the two-component pressure approach for transient flow in storm sewers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 137(2), 158-172.
- Song, C. C. S., Cardle, J. A., & Leung, K. S. (1983). Transient mixed-flow models for storm sewers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 109(11), 1487-1504.
- Toro, E. F. (1999). *Riemann solvers and numerical methods for fluid dynamics: A practical introduction* (624 pp.). Berlin: Springer.
- Toro, E. F., & García-Navarro, P. (2008). Godunov-type methods for free shallow flows: A review. *Journal of Hydraulic Research*, 45(6), 736-751.
- Trajkovic, B., Ivetic, M., Calomino, F., & D'Ippolito, A. (1999). Investigation of transition from free surface to pressurized flow in a circular pipe. *Water Science and Technology*, 39(9), 105-112.
- Vasconcelos, J. G., Wright, S. J., & Roe, P. L. (2006). Improved simulation of flow regime transition in sewers: two-component pressure approach. *Journal of Hydraulic Engineering*, 132(6), 553-562.
- Vázquez-Cendón, M. E. (1999). Improved treatment of source terms in upwind schemes for the shallow water equations in channels with irregular geometry. *Journal of Computational Physics*, 148(2), 497-526.
- White, F. M. (2004). *Mecánica de fluidos* (833 pp.). Madrid: McGraw Hill.
- Wright, S. J., Vasconcelos, J. G., Creech, C. T., & Lewis, J. W. (2008). Flow regime transition mechanisms in rapidly filling stormwater storage tunnels. *Environmental Fluid Mechanics*, 8(5-6), 605-616.
- Yen, B. C. (1978). Hydraulic instabilities of storm sewer flows (pp. 282-293). *Proceedings*. 1st International Conference, Urban Storm Drainage. Helliwell, P. R. (ed.). New York: Wylie-Interscience.

Dirección institucional de los autores

Dr. José Luis Aragón-Hernández

Universidad Nacional Autónoma de México
 Facultad de Ingeniería
 División de Ingenierías Civil y Geomática
 Departamento de Hidráulica
 Circuito escolar s/n, 04510 Ciudad Universitaria,
 Delegación Coyoacán
 04510 Ciudad de México, MÉXICO
 Teléfono: +52 (55) 5622 0904, ext. 107
 jaragonh@unam.mx

Dr. Ernest Bladé

Universitat Politècnica de Catalunya
 Escola Tècnica Superior d'Enginyers de Camins, Canals y
 Ports de Barcelona
 Instituto de Investigación Flumen (UPC y CIMNE)
 Jordi Girona 1-3, Edificio D1-208
 08034 Barcelona, ESPAÑA
 Teléfono: +34 (93) 4017 070
 ernest.blade@upc.edu



Haga clic aquí para escribir al autor

A proposal of a hydrodynamic model to low Reynolds numbers in a liquid-solid inverse fluidized bed reactor

• Karla Edith Campos-Díaz* •
Instituto Politécnico Nacional, México

*Corresponding author

• José Luis Alvarez-Cruz •
Universidad Nacional Autónoma de México

Abstract

Campos-Díaz, K. E., & Alvarez-Cruz, J. L. (May-June, 2017). A proposal of a hydrodynamic model to low Reynolds numbers in a liquid-solid inverse fluidized bed reactor. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 8(3), 143-150.

This paper examines the fundamental characteristics of an inverse liquid- solid inverse fluidized bed reactor. In this reactor, many experiments were performed using three sizes of polypropylene spherical solids, lighter than water, with different diameters (4.00, 4.16 and 4.18 mm) and of densities ranging from 808 to 867 kg/m³, these were fluidized by continuous liquid phase flow. Various bed heights were obtained at different flowrates from 0.95 to 9.5 (L min⁻¹). A predictive model is developed for the hydrodynamic behavior, such as height and solid holdups (bed porosity), this model was derived from the balance of forces acting on a single particle and the set of particles found in the fluidized bed; uses process parameters, such as reactor dimensions, particle properties, and liquid flowrates as input variables, this model also includes the inertial drag coefficient which allow extended a non-spherical particles. This model has several advantages when compared with previously reported. Among them, advantages such as standard deviation values $\leq 0.9\%$ between experimental and calculated bed porosity, the bed porosity can be expressed in terms of the Reynolds and Archimedes numbers and this model estimate bed porosity in a range of Reynolds number from 5.5 to 200 which has not been studied in an inverse fluidized bed reactors.

Keywords: Inverse fluidized bed reactor, bed porosity, porosity, reynolds number, archimedes number, hydrodynamic, solid holdups, inertial drag coefficients.

Resumen

Campos-Díaz, K. E., & Alvarez-Cruz, J. L. (mayo-junio, 2017). Propuesta de un modelo hidrodinámico para números de Reynolds pequeños en un reactor de lecho fluidizado inverso sólido-líquido. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 143-150.

El presente estudio tuvo como finalidad estudiar el comportamiento hidrodinámico de un reactor de lecho fluidizado sólido-líquido operado a flujo inverso. En este reactor se realizaron varios experimentos usando partículas esféricas sólidas de polipropileno más ligeras que el agua de tres diferentes tamaños, con distintos diámetros (4.00, 4.16 y 4.18 mm) y densidades que van de 808 a 867 kg/m³, que fueron fluidizadas por un flujo continuo de líquido. La altura del lecho fue determinada a diferentes velocidades de flujo de 0.95 a 9.5 (l min⁻¹). Se desarrolló un modelo para predecir el comportamiento hidrodinámico, como la altura y el vacío entre los sólidos (porosidad del lecho); este modelo se derivó de la relación de fuerzas que actúan sobre una sola partícula y el conjunto de partículas que se encuentran en el lecho fluidizado; utiliza parámetros del proceso, como dimensiones del reactor, propiedades de las partículas y velocidades del líquido como variables de entrada; este modelo también incluye el coeficiente de arrastre inercial, el cual permite aplicarlo para partículas no esféricas. Este modelo tiene varias ventajas comparado con los reportados por otros autores, entre ellas, valores de desviación estándar $\leq 0.9\%$ entre la porosidad del lecho experimental y la calculada; la porosidad del lecho puede ser expresada en términos de los números de Reynolds y Arquímedes, y este modelo estima la porosidad del lecho en un rango de número de Reynolds a partir de 5.5 a 200, el cual no ha sido estudiado en un reactor de lecho fluidizado inverso.

Palabras clave: reactor de lecho fluidizado inverso, porosidad del lecho, porosidad, número de Reynolds, número de Arquímedes, hidrodinámica, vacío entre sólidos, coeficientes de arrastre inercial.

Received: 18/01/2016

Accepted: 11/01/2017

Introduction

Fluidization is an operation in which solid particles enters in contact with a fluid acquiring fluid characteristics (Mukherjee, Mishra, & Ran, 2009) and is known for its wide use since the early 50's. In conventional fluidization, the solid particles have a higher density than the fluid therefore the bed solids can be fluidized by an upwards flow, in the case of a bed of particles having a density smaller than the fluid (usually liquid), the bed is fluidized by a downwards flow of the liquid and it is usually called inverse fluidized bed (Bimal, Uma, & Sudip, 2010). Among the advantages presented by the latest are high mass transfer rates, minimum carry over of coated microorganisms due to less solid attrition, efficient control of biofilm thickness and ease of refluidization in case of power failure (Garcia, Buffière, & Elmaleh, & Moletta, 1998; Bimal *et al.*, 2010). These significant advantages found many applications of inverse fluidized beds in biochemical processes like ferrous iron oxidation and aerobic and anaerobic biological wastewater treatment like treatment of wine distillery wastewater. Previous studies on liquid-solid inverse fluidized bed reactor (IFBR) dealt with different hydrodynamic characteristics such as pressure drop, minimum fluidization velocity and bed void fraction *e.g.* (Fan, Muroyama, & Chern, 1982; Karamanev & Nivkolov, 1992; Renganathan & Krishnaiah, 2007).

The bed void fraction is one of the important design parameters that determine the height of fluidized bed during steady state operation. Under normal operating conditions, fluidized bed reactors operate under steady state. However, unsteady state operation is encountered during start-up and shut-down of the reactor and due to fluctuations in liquid flow rates. Such conditions may prevail in a wastewater effluent treatment plant where an IFBR is mostly used. Therefore, information on the unsteady state bed expansion is required for better understanding of the fluid dynamics under transient conditions, which will lead to better control of the reactor

and for the design of IFBR an industrial scale (Renganathan & Krishnaiah, 2007).

In many processes there are particles with diameter different in the particles of the bed greatly modifies its porosity due to the particle's size and density variation. This modification in the bed porosity affects the proper operation and control of the fluid bed reactor. Therefore, it is important to have a reliable model in order to estimate bed porosity for design and scale-up of fluid bed reactors.

Numerous models have been proposed to predict the bed porosity in fluidized beds with spherical and non-spherical particles, but only it includes a range of Reynolds number from 200 to 6,000. The major and most used until today by several authors (Yang & Renken, 2003; Akgiray & Soyer, 2006; Renganathan & Krishnaiah, 2007; Fuentes, Scena, Aguirre, & Mussati, 2008; Soyer & Akgiray, 2009) are: Richardson and Zaki (1954), Wen and Yu (1966), Ramamurthy and Subbaraju (1973), Riba and Couderc (1977), Fan *et al.* (1982), and Setiadi (1995) models.

Mathematical models for prediction of traditional fluidized bed porosity can be used in inverse fluidization, nevertheless, some authors disagrees with this practice (Wen & Yu, 1966; Ramamurthy & Subbaraju, 1973; Hyun, 2001).

Therefore the general aim of this work is to study the hydrodynamic of a liquid-solid inverse fluidized bed reactor with different polypropylene spherical particles diameters and different densities to propose a mathematic model to estimate bed porosity in a range of Reynolds number from 5.5 to 200, which has not been studied in this reactor and this hydrodynamic characteristics are very important to low fluidization rates in biotechnology process.

Materials and methods

Liquid and solid phase

Water at 20 °C was used as fluid work in an inverse fluidization reactor and polypropylene spherical particles of average diameter 4.00, 4.16 and 4.18 mm and density of 808, 825 and 867

kg/m³ were used as solid phase. The sphericity is an important measure that describes how round a particle is defined as the ratio of the surface area of a sphere with the same volume as the given particle to the surface area of the particle itself, therefore the solid particles in this work have a sphericity of 1.

Installation

A schematic diagram of the fluidized bed reactor used in this work is shown in Figure 1. As shown, the experimental setup included a 0.04 m of internal diameter (ID) and 0.50 m high cylindrical glass column. The work fluid was stored in a tank, and pumped into the column by a 1/8 HP little giant centrifugal pump, model 583002. The flow rate in the reactor was measured with a rotameter and fixed in the range between 0.95-9.5 (l min⁻¹).

Start-up

The inverse fluidization with each particles lot was done of the following way: The inverse fluidized bed reactor was filled with water at

20 °C, the water was used as a liquid phase, the polypropylene particles were introduced for the upper part of the reactor and the initial height bed was measured with the calibrated scale in centimeter. The flow rate was increased 6 times more (0.63, 0.88, 1.00, 1.13, 1.26 and 1.38 l min⁻¹) and the heights bed was measured. Figure 2 shows the inverse fluidization reactor at different flowrates.

Particle density

Particle density was determined by Standard test methods for specific gravity of solids by water pycnometer (ASTM D854-14) to determining their volume and mass, this method was repeat three times The volume was measured using a pycnometer filled with light oil (density 750 kg/m³) and the mass was measured in an analytical balance Sartorius ±1x10⁻⁷ kg. The particle density was calculated by dividing the mass by the volume.

The density media was determined by pycnometer (ASTM D854-14). The viscosity media was measured with a Malvern SV-10 vibratory viscosimeter.

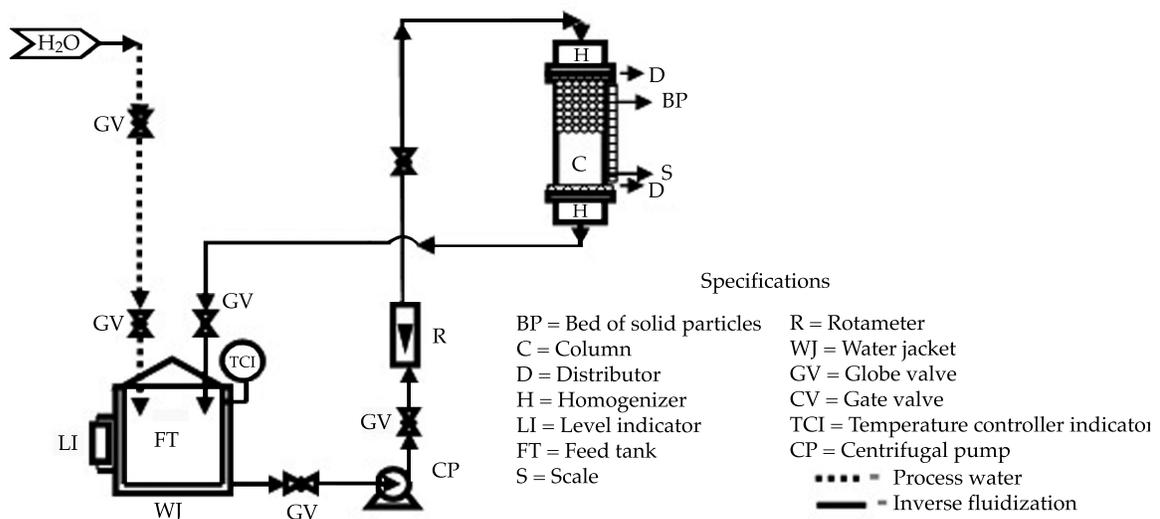


Figure 1. Schematic diagram of the inverse fluidized bed reactor.



Figure 2. Inverse fluidization reactor at different flowrates.

Results and discussion

Hydrodynamic study

The different equations that relate the bed porosity with the fluid superficial rate can be classified into three main groups Fan *et al.* (1982). The first group is based on a relationship that dependence between velocity and initial velocity (U/U_i) and porosity (ϵ). The Richardson and Zaki (1954) equation is the most popular of this group. The second group of equations is based on the drag for multi-particulates systems. This is usually given as a function of Reynolds number (Re) and Archimedes number (Ar). Ramamurthy and Subbaraju (1973), and Riba and Couderc (1977) are typical for this group.

The third group is based on the ratio obtained from the balance of forces acting on a particle isolated (gravity, floating, drag) and

assume that applies to all particles in the bed as the equation of Wen and Yu (1966) for spherical and non-spherical particles using a shape factor (ψ) and Reynolds numbers are in the range 200 to 6000. Table 1 shows the function of porosity shown Wen and Yu (1966), Riba and Couderc (1977), and Ramamurthy and Subbaraju (1973) which were chosen because they have a lower standard deviation in the case of spherical particles of uniform size.

Predictive model proposed and comparison with other models

The comparison of the results was made by plotting the porosity function obtained from values proposed by Wen and Yu (1966), Ramamurthy and Subbaraju (1973), Riba and Courdec (1977) and this work, *versus* experimental bed porosity data.

Table 1. Porosity function model by different authors.

Author	Porosity function $f(\epsilon)$
Wen and Yu (1966)	$f(\epsilon)_{W-Y} = \frac{Ar}{18Re + 2.7Re^{1.687}}$
Riba and Couderc (1977)	$f(\epsilon)_{R-C} = \frac{GaMv}{1.9(18Re + 2.7Re^{1.687})}$
Ramamurthy and Subbaraju (1973)	$f(\epsilon)_{R-S} = \left(\frac{Ar}{13.9(Re^{1.4})} \right)^{\frac{1}{2.21}}$

Ar	Archimedes number $\left[= d_p^3 g \rho_L (\rho_L - \rho_s) / \mu_L^2 \right]$
d_p	Particle diameter
f	Function
$f(\epsilon)$	Porosity function
g	gravity
Ga	Galileo number $\left[= d_p^3 g \rho_L^2 / \mu_L^2 \right]$
Mv	Density ratio $\left[= \rho_L - \rho_p / \rho_L \right]$
μ_L	Liquid viscosity
Re	Reynolds number $\left[= d_p v \rho_L / \mu_L \right]$
ρ_L	Liquid density
ρ_p	Particle density

The model proposed in this paper was designed using the inertial drag coefficient (C_1) Becker (1959) for $Re < 200$. The data used in the model proposed in this work were Wilhelm and Kwauk (1948) and the experimental data obtained in this work. The model to calculate the porosity of spherical particles and the application intervals as shown in table 2.

Ramamurthy and Subaraju (1973) porosity function fits the experimental data tendency, but do not represent the experimental bed porosity. The plot (figure 3) shows an experimental underestimation for experimental data between 0.5 and 0.73 of bed porosity, this deviation can be attributed to the principal assumption by these authors that the solid particles are represented as an ensemble moving about points considered as nodes of an imaginary lattice through whose free volume the fluid is flowing. It is important to notice that this model was developed for anular fluid.

Riba and Courdec (1977) model fits the experimental data tendency but the plot shows a slight experimental underestimation for experimental data between 0.55 and 0.63 of bed porosity.

Wen and Yu (1966) model fits has a good correlation of bed porosity data; the standard deviation was 1.2%.

The mathematical model proposed in this work fits well the trend of the experimental bed porosity data for spherical particles which was well represented by this function in the interval of porosity from 0.47 to 0.73; the standard deviation was 0.9%.

The new model has several advantages because Wen and Yu (1966), Riba and Courdec (1977), and Ramammurthy and Subaraju (1973), restrict their model to traditional fluidization (upward flow) and spherical particles. Furthermore the new model is considerably simple in form, it can be used for spherical particles, but includes a term of inertial drag coefficient proposed by Becker (1959) which includes a shape factor to non-spherical particles.

The figure 3 shows the graph of the function of porosity that results from using the correlation Wen and Yu, Riba and Couderc (1977), Ramamurthy and Subbaraju (1973), and the model proposed in this work.

Table 2. Model proposed in this work to calculate the porosity of spherical particles.

Model proposed in this paper	Application intervals
$1.8\epsilon^{-3.74} = \frac{Ar}{0.75(24Re_s + C_1 Re_s^2)}$	$5.5 \leq Re_s \leq 200$ $0.47 \leq \epsilon \leq 0.73$ Spheres

Ar	Archimedes number $[= d_s^3 g \rho_L (\rho_L - \rho_s) / \mu_L^2]$
C_1	Inertial coefficient
d_s	Solid diameter
ϵ	Porosity
g	Gravity
μ_L	Liquid viscosity
Re_s	Solid Reynolds number $[= d_s v \rho_L / \mu_L]$
ρ_L	Liquid density
ρ_s	Solid density

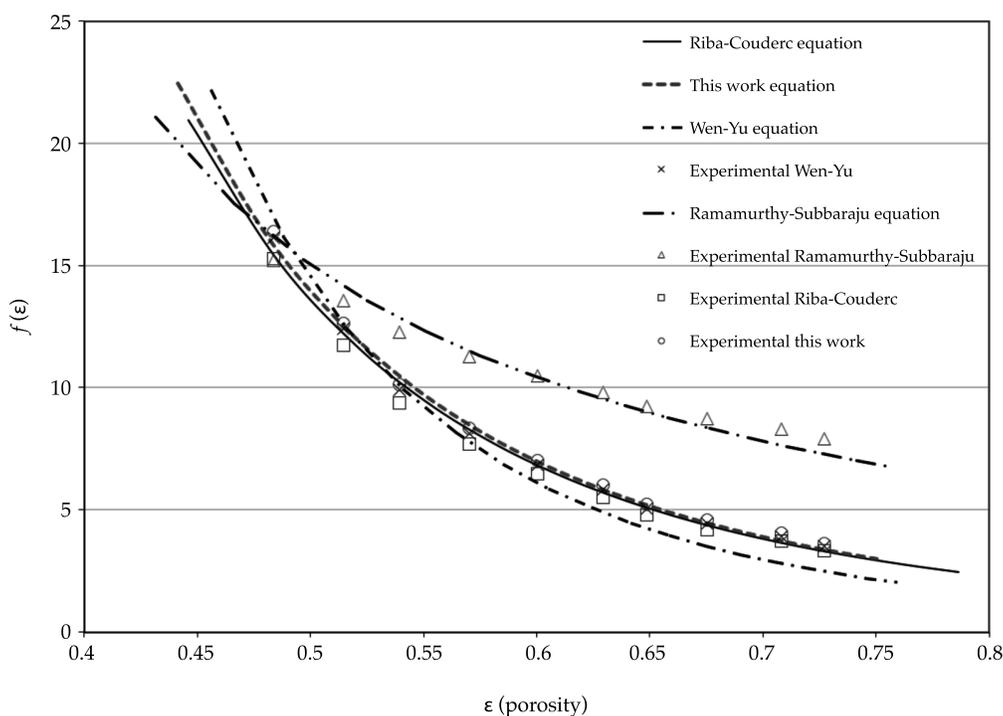


Figure 3. Model proposed to calculate the porosity of spherical particles.

The table 3 shows a comparison of the standard deviation of the equation proposed in this work and the equations published in literature.

Conclusions

The experiments were conducted in an inverse fluidized bed reactor at different flowrates. The

results show that the approach to the balance of forces acting on a particle, namely gravity, the buoyancy force and the drag applied to a normal flow, i.e., from the bottom up, is valid for case of a reverse flow (from top to bottom). The equation Wen and Yu (1966) and the equation proposed in this work are showing a lower standard deviation to the experimental data.

Tabla 3. Standard desviation.

Equation	Standard desviation (%)
Wen and Yu (1966)	1.2
Riba and Courderc (1977)	2.69
Ramammurthy and Subaraju (1973)	3.46
Model proposed in this work (2016)	0.9

The equation proposed in this paper can make a better approach by the balance of forces with a larger number of data in the literature. It is important to identify the study variables, also, to a dimensional analysis, since grouping variables in dimensionless numbers such as the Reynolds and Archimedes allow the handling of mathematical models takes just a simple manner, also, dimensionless numbers handling facilitates the design and scale reactors.

Acknowledgments

The authors wish to express their gratitude to the National Polytechnic Institute of Mexico (IPN) and Conacyt.

References

- Akgiray, O., & Soyer, E. (2006). An evaluation of expansion equation for fluidized solid-liquid systems. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 55, 517-526.
- Becker, H. A. (1959). The effects of shape and Reynolds number on drag in the motion of a freely oriented body in an infinite fluid. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 37, 85-91.
- Bimal, D., Uma, P. G., & Sudip, P. G. (2010). Inverse fluidization using non-Newtonian liquids. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 49, 1169-1175.
- Fan, L. S., Muroyama, K., & Chern, S. H. (1982). Hydrodynamic characteristics of inverse fluidization in liquid-solid and gas-liquid-solid systems. *The Chemical Engineering Journal*, 24, 143-150.
- Fuentes, M., Scena, J. N., Aguirre, A. P., & Mussati, M. C. (2008). Hydrodynamic aspects in anaerobic fluidized bed reactor modeling. *Chemical Engineering and Processing*, 47, 1530-1540.
- Garcia, B. D., Buffière, P., Elmaleh, S., & Moletta, R. (1998). Application of the down-flow fluidized bed to the anaerobic treatment of wine distillery wastewater. *Water Science and Technology*, 38, 393-399.
- Hyun, L. D. (2001). Transition velocity and bed expansion of two-phase (liquid-solid) fluidization system. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 18, 347-350.
- Karamanev, D. G., & Nivkolov, L. N. (1992). Bed expansion of liquid-solid inverse fluidization. *AICHE J.*, 38, 1916-1922.
- Mukherjee, A. K., Mishra, B. K., & Ran, V. K. (2009). Application of liquid/solid fluidization technique in beneficiation of fines. *International Journal of Mineral Processing*, 92(1-2), 67-73.
- Ramamurthy, K., & Subbaraju, K. (1973). Bed expansion characteristics of annular liquid-fluidized beds. *Industrial and Engineering Chemistry Process and Design Development*, 12, 184-189.
- Renganathan, T., & Krishnaiah, K. (2007). Spatiotemporal evolution of void fraction in liquid-solid inverse fluidized bed. *Chemical Engineering Science*, 62(1-2), 328-338.
- Riba, J. P. & Couderc, J. P. (1977). Expansion de couches fluidisées par des liquides. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 55, 118-121.
- Richardson, J. F., & Zaki, W. N. (1954). Sedimentation and fluidization. *Transactions of the Institution of Chemical Engineers*, 32, 35-53.
- Setiadi, T. (1995). Predicting the bed of an anaerobic fluidized bed bioreactor. *Water Science and Technology*, 31, 181-191.
- Soyer, E., & Akgiray, O. (2009). A new simple equation for the prediction of filter expansion during backwashing. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 58, 336-345.
- Wen, C. Y., & Yu, Y. H. (1966). Mechanics of fluidization. *Chemical Engineering Progress Symposium Series*, 62, 100-111.
- Wilhelm, H. R., & Kwauk, M. (1948). Fluidization of solid particles. *Chemical Engineering Progress*, 44, 201-218.
- Yang, J., & Renken, A. (2003). A generalized correlation for equilibrium of forces in liquid-solid fluidized bed. *Chemical Engineering Journal*, 92, 7-14.

Author's institutional address

Ph.D. Karla Edith Campos Díaz

Instituto Politécnico Nacional
UP Adolfo López Mateos
07738 Ciudad de México, MÉXICO
Telephone: +52 (55) 5729 6000, ext. 81701
kcampos@ipn.mx

M.I. José Luis Alvarez-Cruz

Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ingeniería
División de Estudios de Posgrado de la Facultad de
Ingeniería, Campus Morelos
Paseo Cuauhnáhuac 8532, colonia Progreso
62550 Jiutepec, Morelos, MÉXICO
Telephone: +52 (777) 1539 965
j.luis.alvarez.c@gmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor

Seguridad en el suministro del agua y energía limpia: una propuesta de proyecto para los regantes del río Torrox

• Alberto J. Perea-Moreno* •
Universidad de Córdoba, España

* Autor para correspondencia

• Quetzalcóatl Hernández-Escobedo •
Universidad Veracruzana, México

• Ma. Jesús Aguilera-Ureña •
Universidad de Córdoba, España

Resumen

Perea-Moreno, A. J., Hernández-Escobedo, Q., Aguilera-Ureña, M. J. (mayo-junio, 2017). Seguridad en el suministro del agua y energía limpia: una propuesta de proyecto para los regantes del río Torrox. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 151-158.

El agua y la energía están íntimamente relacionadas y son de vital importancia para el desarrollo económico y social de una región, pues en la generación de electricidad se requiere agua, y en el tratamiento y transporte del agua es necesaria la electricidad. Se prevé que la demanda aumente de forma considerable, esperándose un incremento del 35% de la demanda de energía y 65% de la de agua para el año 2035. Por ello, se considera necesario estudiar la relación que existe entre ambas. Por otro lado, el consumo energético del sector agricultura y pesca en España se debe primordialmente a la maquinaria agrícola y a los sistemas de riego. Aunque representa el 3.5% de los consumos energéticos finales, presenta tendencia al crecimiento debido en gran medida a la evolución del regadío frente al secano y a la modernización de los sistemas de riego, que requieren mayor consumo de energía que los tradicionales. Este estudio aplica los conceptos de la conservación del agua, ahorro de energía y generación de electricidad con energía hidráulica. El análisis se ha aplicado al estudio del caso de la Comunidad de Regantes Río de Torrox (Torrox), representante de las comunidades de riego a gran escala en Málaga, España, y en similares áreas semiáridas con pronunciada orografía.

Palabras clave: nexo agua y energía, regadío, energía hidráulica, eficiencia energética, turbina, comunidad regantes.

Abstract

Perea-Moreno, A. J., Hernández-Escobedo, Q., Aguilera-Ureña, M. J. (May-June, 2017). Water supply security and clean energy: A project proposal for irrigators in the river Torrox. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(3), 151-158.

Water and energy are closely linked and of vital importance for economic and social development in a region, since electricity generation requires water, and water treatment and transportation require electricity. Future predictions show that the situation may worsen with a 35% increase in energy demand and 85% increase in water demand by 2035, hence the importance of studying the relationship between water and energy. On the other hand, the energy consumption of the Agriculture and Fisheries sector in Spain is mainly due to farm machinery and irrigation systems. Although representing 3.5% of final energy consumption, it shows a growth tendency, due largely to the development of irrigation versus rain-fed and the modernization of irrigation systems, which require higher energy consumption than the traditional ones. This study applies the concepts of water conservation, energy conservation and generation of electricity with hydropower. The analysis was applied to study the case of the Irrigation Community of the River Torrox, (Torrox), which is representative of the large-scale irrigation communities in Malaga (Spain) and other similar semi-arid areas with steep terrain.

Keywords: Water-energy nexus, irrigation, hydropower, energy efficiency, turbine, irrigation community.

Recibido: 22/02/2016

Aceptado: 30/11/2016

Introducción y objetivos

El agua se utiliza en todas las fases del ciclo energético: en extracción y minería, directamente en la generación de energía hidroeléctrica, para el enfriamiento de las centrales eléctricas y para el riego de cultivos. Al mismo tiempo, se necesita energía en todas las fases del ciclo del agua: extracción y bombeo de agua, desalación, purificación y distribución a los usuarios finales (Lofman, Petersen, & Bower, 2002).

La Agencia Internacional de la Energía (AIE) estima que para el año 2035 se experimente un aumento del 35% de la demanda de energía, correspondiendo el 20% al sector energético, y 85% de la demanda de agua. El consumo de agua crecerá en especial en sectores como las centrales eléctricas, debido al uso de tecnologías avanzadas, y a la expansión que se espera que se produzca en los cultivos utilizados en la producción de biocombustibles (IEA, 2012).

Agua y electricidad son fundamentales para que una sociedad funcione. Cualquier relación entre ambos inevitablemente tiene una fuerte dimensión social. Por ejemplo, los regantes y las centrales hidroeléctricas están en riesgo de perder su asignación de agua y, por lo tanto, la generación hidroeléctrica, en particular durante épocas de sequía (Lofman *et al.*, 2002). Investigaciones realizadas por la Comisión de Energía de California han encontrado que los recursos hídricos y energéticos están inextricablemente conectados, y esto se conoce como el nexo agua-energía. El transporte y tratamiento de agua, tratamiento y eliminación de aguas residuales, y la energía utilizada para calentar y consumir agua representan casi el 20% de la electricidad total que se consume en California, EUA. Se espera que la demanda de recursos hídricos aumente principalmente debido al crecimiento de la población y también como resultado de factores externos, como el cambio climático (California Energy Commission, 2005).

El uso de sistemas capaces de generar energía de forma limpia y sostenible está teniendo en los últimos años un gran crecimiento, con el objetivo de paliar los problemas de cambio

climático y agotamiento de los recursos a los que se enfrenta nuestro planeta. Según lo expuesto en el Protocolo de Kyoto, junto con la decisión de la Comunidad Europea de reducir las emisiones que producen el cambio climático, ha encadenado un incremento en la importancia del uso de estos sistemas (Rahman & Kirkman, 2015).

Desde finales del siglo XVII, el empleo de los recursos hídricos ha sido la forma más común de producción de energía eléctrica, atribuyéndosele en los últimos un valor añadido respecto a otros tipos de producción de energía. Este tipo de energía supone un reducido impacto en el medioambiente por la no emisión de sustancias contaminantes a la atmósfera, gracias a lo cual destaca por sus grandes beneficios medioambientales (De Jesús-Ramos-Gutiérrez, & Montenegro-Fragoso, 2012).

El diseño de la red de distribución es un factor muy importante a la hora de suministrar agua de riego de forma eficiente desde el punto de vista energético (Salazar-Moreno, Rojano-Aguilar, & López-Cruz, 2014). La topografía del terreno determinará el diseño de la red. Es muy común que existan desniveles importantes en la superficie regada por una comunidad de regantes. En el diseño de la red de distribución es importante definir diversos sectores de riego, a fin de que cada uno de ellos abastezca a los hidrantes con cota homogénea.

Los regadíos andaluces se extienden sobre unas 1 106 000 ha (31% del total nacional) de las que un 22.6% se riegan por gravedad; 13.4%, por aspersión; 64% por métodos localizados en campo abierto y en invernaderos, equivaliendo esta última superficie a casi la mitad (45.4%) del total regado en España por micro-riego. Estos regadíos se encuentran en plena dinámica de modernización para mejorar el uso de los limitados recursos hídricos que tienen, reducir los consumos del riego y elevar la eficiencia de uso de los volúmenes disponibles para usos agrícolas.

El concepto de eficiencia se ha utilizado tradicionalmente para el diseño de sistemas de riego y para programar el riego. Sin embargo,

varios autores han señalado (sobre todo desde la década de 1990) que este concepto no es adecuado para evaluar el impacto hidrológico de los regadíos en la cuenca (Willardson, Allen, & Frederiksen, 1994; Seckler, 1996; Perry, 1999; Seckler, Molden, & Sakthivadivel, 2003; Jensen, 2007; Perry, 2007). La eficiencia no tiene en cuenta aspectos como reutilización del agua; distinción entre el uso total de agua y el consumo de agua; influencia del lugar de uso dentro de la cuenca, y la calidad del agua. Estas cuestiones son especialmente importantes para la gestión del agua en un contexto de escasez. Los autores antes mencionados, así como otros (Huffaker, 2008; Ward & Pulido-Velázquez, 2008), comentaron ejemplos de malentendidos en las prácticas de gestión del agua y los programas de conservación del agua debido a un uso inadecuado del concepto de eficiencia.

Este estudio aplica los conceptos de la conservación del agua, ahorro de energía y generación de electricidad con energía hidráulica. El análisis se ha aplicado al estudio del caso de la Comunidad de Regantes Río Torrox, representante de las comunidades de riego a gran escala en España y en similares áreas semiáridas. El objetivo de este trabajo es contribuir a la optimización del uso del agua en las comunidades de regantes, así como la integración de energías renovables como alternativa innovadora.

Problemática actual

En la comarca de la Axarquía malagueña, España, se han establecido cultivos de regadío con gran productividad debido a su buena

adaptación a las temperaturas y a la aportación de los requerimientos hídricos de forma artificial. Estos regadíos son una gran fuente económica de la que se sustenta la comarca.

La comunidad de regantes de Torrox, objeto de estudio, se ubica en la comarca de la Axarquía (Málaga), dentro del término municipal de Torrox, y comprende todo éste y parte del término municipal de Cómputa. La superficie regable de la comunidad comprende unas 425 hectáreas.

Torrox presenta clima subtropical. Tiene uno de los inviernos más cálidos de Europa, con temperaturas promedio de 17 °C (62.6 °F) durante el día y 7.8 °C (45-46 °F) por la noche en el periodo de diciembre a febrero. La temporada de verano dura alrededor de ocho meses, de abril a noviembre, aunque también en el resto de los cuatro meses las temperaturas a veces llegan a alrededor de 20 °C (68.0 °F).

En el cuadro 1 se presentan los cultivos actuales de la zona.

Estos cultivos presentan unos elevados requerimientos hídricos en una zona en la que la disponibilidad de dichos recursos hídricos está determinada por la estacionalidad del clima mediterráneo.

Para el mes de máxima demanda resulta un consumo teórico neto de 1 190.35 m³/ha y mes.

Sobre estas cifras se han considerado, en función del sistema existente de riego en parcela, unas pérdidas en conducción y de aplicación del riego de un 10% en favor de seguridad, con lo que se obtienen unos consumos reales de 1 322.61 m³/ha y mes, resultando un caudal ficticio continuo de 0.49 l/s.ha.

Cuadro 1. Distribución de cultivos.

Cultivos	Superficie actual (ha)	% superficie total
Frutales hoja caduca	123.25	29
Hortícolas aire libre	68	16
Invernaderos	42.5	10
Subtropicales	191.25	45
Total	425	100

El esquema hidráulico para riego que presenta esta comunidad es el siguiente: desde un azud de derivación del río Torrox, situado a una cota de 299 msnm, un caudal máximo de 200 l/s es conducido hasta un depósito (299 msnm) con una capacidad bruta de 6 000 m³. A este depósito también llegan aguas procedente de la Estación de Aguas Residuales (EDAR) de Torrox (152 msnm) mediante un sistema de bombeo, en concreto un caudal de 85 l/s. A partir del depósito se realiza una distribución de agua por presión natural, mediante un sistema de tuberías, a las diferentes parcelas hidráulicas que poseen una superficie de 425 hectáreas. A cada parcela hidráulica se le ha asignado un hidrante, emplazado en el punto más óptimo para facilitar el acceso próximo a las parcelas que riega.

La comunidad de regantes presenta la siguiente problemática:

La presente red de infraestructuras existente en la comunidad de regantes no permite tener reservas hídricas, al no poseer dispositivos de almacenamiento. El depósito (capacidad bruta: 6 000 m³) permite acumular una cantidad neta aproximada de 5 700 m³ durante el periodo nocturno de ocho horas. Este depósito es de hormigón armado y está tapado mediante un forjado para evitar pérdidas por evaporación. Durante el día se comienza a regar, siendo el caudal de salida del depósito mayor que el de entrada, por lo que se produce una disminución progresiva del nivel de agua acumulada. Cuando finaliza el periodo de riego (16 horas), el depósito no contiene agua almacenada, los 5 700 m³ se volverán a acumular durante el periodo nocturno. La cantidad almacenada permite que durante el día se tenga un abastecimiento continuo y una mezcla con aguas regeneradas de la EDAR. Esta situación no permite que ante épocas desfavorables, como sequías, se tenga una seguridad de abastecimiento completo para toda la Comunidad de Regantes, ya que existe una dependencia del caudal circulante que posee el río Torrox en ese momento. Además, esta situación no faculta aprovechar al máximo la situación privilegiada de la zona, en lo que a

cultivos tropicales se refiere, ya que es de los pocos enclaves de Europa donde pueden coexistir este tipo de cultivos.

Con este estudio se pretende una mejora en el aprovechamiento hídrico del río Torrox y la generación de electricidad a partir fuentes de energía limpia, aprovechando la pronunciada orografía de la zona.

Materiales y métodos

Se analizaron los caudales medios diarios del río de los últimos 25 años (figura 1).

El agua empleada en el regadío proviene del río Torrox y de la EDAR del municipio de Torrox. Actualmente no se llega a una explotación total de la concesión de agua del río Torrox (425 l/s) asignada a la Comunidad de Regantes, ya que el azud actual posee un caudal máximo de entrada de 200 l/s. Por otro lado, las infraestructuras existentes en la zona en la actualidad están diseñadas para satisfacer la demanda diaria en los meses donde ésta es mayor, por lo que para esos meses no existen reservas hídricas; esto crea una dependencia del caudal circulante del río (no da garantía de abastecimiento). Con este proyecto se pretende dar estabilidad a la zona eliminando esa dependencia, para ello se crea una infraestructura de almacenamiento (balsa). Teniendo en cuenta estos dos factores, se realizará una nueva captación del río (azud cota 450 msnm) que permita el almacenamiento de reservas hídricas.

Este estudio no prevé modificación alguna en el origen del agua de riego. Las fuentes de suministro seguirán siendo las mismas de las que ya se abastece la comunidad de regantes.

Se estudió la disponibilidad de terrenos para la inclusión de una balsa de almacenamiento que permita un mejor aprovechamiento de los recursos hídricos del río Torrox, y se evaluó desde el punto técnico, económico y financiero la posibilidad de instalar una central de turbinas hidráulicas que genere electricidad a partir de la considerable diferencia de cotas entre la balsa anteriormente citada y el azud actual que posee la comunidad de regantes.

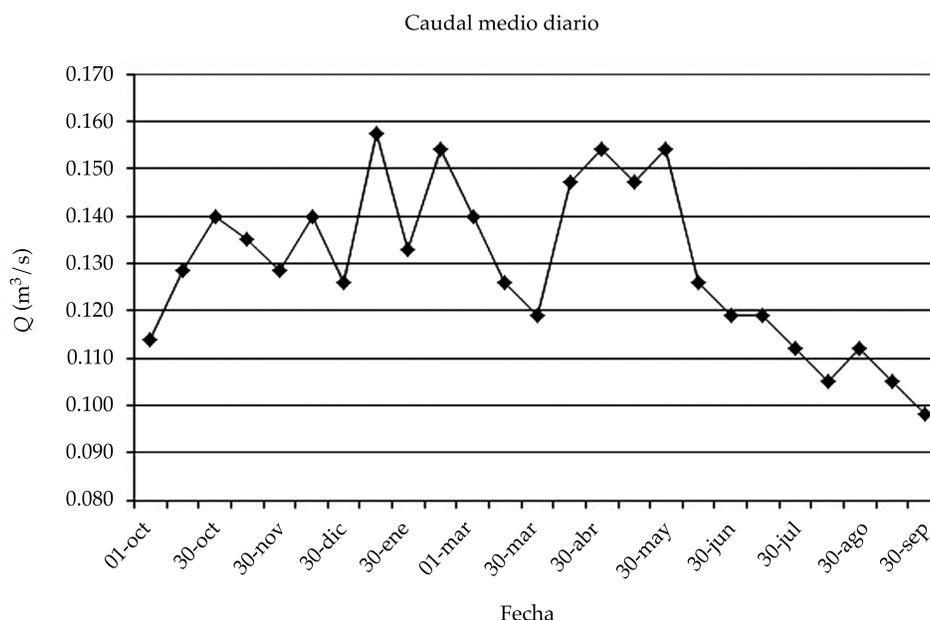


Figura 1. Caudales medios mensuales, río Torrox (1989-2014).

Resultados y discusión

Tras el estudio de las distintas alternativas, la solución finalmente adoptada plantea la modificación del sistema de riego que puede observarse en la figura 2.

Se proyecta un azud de derivación en el río Torrox a cota 450 msnm, que complementa al situado a cota 299 msnm. Este nuevo azud se sitúa a esta cota, a fin de permitir el transporte de agua por gravedad hasta una nueva balsa de almacenamiento y regulación, con una capacidad de 133 845.18 m³, situada a una cota de 430 msnm (figura 3).

Este almacenamiento de recursos hídricos le proporciona a la Comunidad de Regantes Río de Torrox un gran margen de seguridad y maniobra en el futuro ante situaciones de sequía. Esto tiene una gran importancia, pues proporcionará al sector una estabilidad, permitiendo así su mantenimiento.

La unión entre el azud y la balsa se efectuará a través de una tubería de polietileno de alta densidad y diámetro de 500 mm, cuya longitud

aproximada es de 4 000 m; su traza se ha diseñado aprovechando la red de caminos de la zona. El agua de la balsa se deriva por gravedad hasta una central de turbinas tipo Pelton, situada a 300 msnm, aprovechando así el salto de cota (130 m) para la producción de energía eléctrica. Esta central de turbinas presentará un funcionamiento de 2 800 horas y una producción eléctrica de 1 691 200 kW/h/año. El paso de agua desde la balsa hasta la central de turbinas también se llevará a cabo mediante una tubería, la cual tendrá una longitud total de 728.57 m.

La energía generada se vierte a la red general eléctrica. Este estudio estima una producción de 1 306 333.43 kWh/año. Una vez turbinada, el agua tiene dos posibles caminos:

- Por un lado se deriva el agua a través de una tubería hasta el sistema actual de distribución.
- Por otro lado, cuando estén satisfechas las necesidades de riego de los cultivos, ya que existen meses en la que ésta es menor, y no se haya utilizado todo el agua

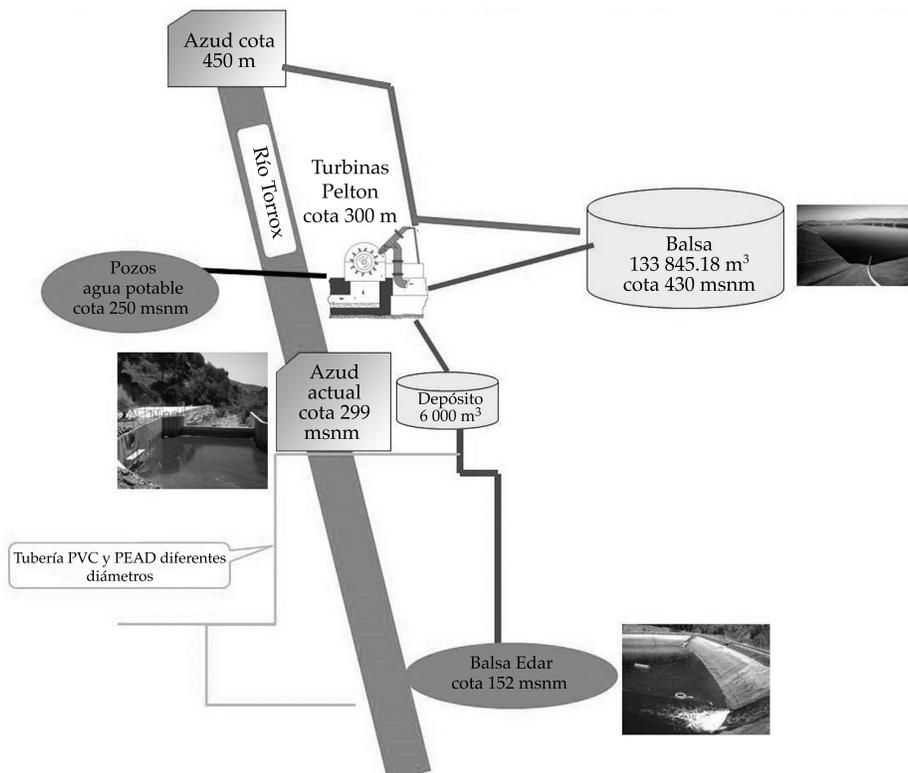


Figura 2. Esquema general del proyecto.



Figura 3. Diseño de nueva balsa de almacenamiento y regulación, con una capacidad de 133 845.18 m³, situada a una cota de 430 msnm.

de la concesión del río Torrox, esta agua se inyectaría en la tubería de distribución de los pozos que posee el ayuntamiento de Torrox. Se ha estimado que se puede inyectar una cantidad de 1 520 789.55 m³/año.

Se debe tener en cuenta que todo el recorrido del agua por las diferentes infraestructuras se realiza sin necesidad de ningún sistema de bombeo, gracias a la diferencia de cota entre las sucesivas infraestructuras.

El coste total de este proyecto se estima en 8 552 650.62 €, lo que supone un coste por hectárea de 20 123.88 €.

Tanto la energía generada como el aporte de agua a los pozos del ayuntamiento a través de las infraestructuras de la comunidad supondría ingresos económicos, tal y como se presenta en el cuadro 2.

Con base en los beneficios presentados en el cuadro 2, se prevé un periodo de retorno de 19 años.

Conclusiones

El agua y la energía son recursos clave e interdependientes a escala mundial. Se prevé que las cuestiones relacionadas con la escasez de agua y energía aumenten en las próximas décadas con las crecientes demandas, por lo que, para evitar las consecuencias, es necesario actuar ahora.

En este estudio se plantea un nuevo modelo de gestión de los recursos hídricos que actualmente posee la Comunidad de Regantes Río de Torrox, con el objeto de mejorar la eficiencia del uso del agua, así como la producción de energía, aprovechando la orografía de la zona.

Estas mejoras en la Comunidad de Regantes supondrán un ahorro e ingresos para dicha

comunidad, que sufragarán el coste de las obras necesarias para llevar a cabo la propuesta de este estudio, propiciando una mejora en la gestión de su recurso hídrico principal (río Torrox) y la cogeneración de electricidad a partir de fuentes limpias.

Referencias

- De Jesús-Ramos-Gutiérrez, L., & Montenegro-Fragoso, M. (2012). Generation of electric energy in Mexico. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3(4), 197-211.
- Huffaker, R. (2008). Conservation potential of agricultural water conservation subsidies. *Water Resources Research*, 44(7), DOI: 10.1029/2007WR006183.
- IEA (2012). Chapter 17: Water for energy. Is energy becoming a thirstier resource. In: *World Energy Outlook 2012*. International Energy Agency, Organization for Economic Cooperation & Development (OECD). Recovered from http://www.worldenergyoutlook.org/media/weowebiste/2012/WEO_2012_Water_Excerpt.pdf.
- Jensen, M. E. (2007). Beyond irrigation efficiency. *Irrigation Science*, 25(3), 233-245.
- Klein, G., Krebs, M., Hall, V., O'Brien, T., & Belvins, B.B. (2005). *California's water-energy relationship*. California: California Energy Commission.
- Lofman, D., Petersen, M., & Bower, A. (2002). Water, energy and environment nexus: The California experience. *International Journal of Water Resources Development*, 18(1), 73-85.
- Perry, C. (2007). Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations. *Irrigation and Drainage*, 56(4), 367-378, DOI: 10.1002/ird.323.
- Perry, C. J. (1999). The IWMI water resources paradigm. Definitions and implications. *Agricultural Water Management*, 40(1), 45-50, DOI: 10.1016/S0378-3774(98)00102-4.
- Rahman, S. M., & Kirkman, G. A. (2015). Costs of certified emission reductions under the clean development mechanism of the Kyoto Protocol. *Energy Economics*, 47, 129-141.
- Salazar-Moreno, R., Rojano-Aguilar, A., & López-Cruz, I. L. (2014). La eficiencia en el uso del agua en la agricultura controlada. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5(2), 177-183.

Cuadro 2. Ahorro e ingresos de la alternativa para la Comunidad de Regantes.

Concepto	Volumen (m ³)	Producción eléctrica (kWh/año)	Precio (€/m ³)	Precio (€/kWh)	Importe total anual (€)
Agua aportada a los pozos	1 520 789.55		0.12		215 343.80
Cogeneración de electricidad		1 306 333.43		0.085	131 025.24

- Seckler, D. W. (1996). *The new era of water resources management: from "dry" to "wet" water savings*. Research Report 1. Colombo: International Irrigation Management Institute (IIMI).
- Seckler, D., Molden, D., & Sakthivadivel, R. (2003). The concept of efficiency in water resources management and policy. Cap. 3. In: *Water productivity in agriculture: Limits and opportunities for improvement*. CABI Publishing.
- Ward, F. A., & Pulido-Velázquez, M. (2008). Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(47), 18215-18220.
- Willardson, L. S., Allen, R. G., & Frederiksen, H. D. (1994). *Elimination of irrigation efficiencies*. 13th Technical Conference on USCID, Denver, October 19-22.

Dirección institucional de los autores

Dr. Alberto J. Perea Moreno

Universidad de Córdoba
ETSIAM
Departamento Física Aplicada
Campus Universitario de Rabanales
Ctra. Madrid-Cádiz, km. 396
14014 Córdoba, ESPAÑA
Teléfono: +34 (957) 212 633
aperea@uco.es



Dr. Quetzalcóatl Hernández Escobedo

Universidad Veracruzana
Facultad de Ingeniería
Campus Coatzacoalcos
Av. Universidad km. 7.5 Santa Isabel
56535 Coatzacoalcos, Veracruz, MÉXICO
Teléfono: +52 (921) 2115 700
qhernandez@uv.mx

Dra. Ma. Jesús Aguilera Ureña

Universidad de Córdoba
ETSIAM
Departamento Física Aplicada
Campus Universitario de Rabanales
Ctra. Madrid-Cádiz, km. 396
14014 Córdoba, ESPAÑA
Teléfono: +34 (957) 212 018
fa1agurm@uco.es

[Haga clic aquí para escribir al autor](#)

Cuantificación de sequías meteorológicas mensuales: cotejo de cuatro índices en tres localidades de San Luis Potosí, México

• Daniel Francisco Campos-Aranda* •
Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México
 *Autor para correspondencia

Resumen

Campos-Aranda, D. F. (mayo-junio, 2017). Cuantificación de sequías meteorológicas mensuales: cotejo de cuatro índices en tres localidades de San Luis Potosí, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(3), 159-172.

Las *sequías meteorológicas* son eventos temporales y recurrentes que originan escasez de precipitación. Son una característica de todos los climas y quizás sean el riesgo natural más complejo debido a su evolución lenta, lo cual dificulta su detección oportuna. En este trabajo se contrastan cuatro índices de *detección* de sequías mensuales, que las clasifican en leves, moderadas, severas y extremas. Tales índices son: (1) el índice de deciles modificado (IDM), (2) el índice estadístico Z (IEZ), (3) el índice Z de China (IZC) y (4) el índice de precipitación estandarizada (SPI). Los índices citados se aplican a los datos de precipitación mensual de tres estaciones climatológicas de amplio registro (≥ 50 años), representativas de los tres climas disímiles del estado de San Luis Potosí, México. Se analizaron 12 duraciones de sequía, que variaron de 1 a 72 meses y el procesamiento de la información pluviométrica se llevó a cabo con la técnica de *sumas móviles*. El estudio de los resultados mostró que los índices IDM e IEZ no son recomendables debido a que sus estimaciones presentan anomalías. Los resultados de los índices IZC y SPI son bastante similares y libres de anomalías; por lo anterior, se recomienda su aplicación sistemática. Con base en los resultados de los índices IZC y SPI se establecen los porcentajes de cada tipo de sequía en los tres registros procesados. Con los resultados del SPI se forman sus gráficas de evolución y con ellas se definen las características temporales de las sequías; también se estima el número total de sequías de cada duración en un lapso de 100 años.

Palabras clave: deciles, sumas móviles, distribución gamma mixta, variable normal estandarizada, aproximación Wilson-Hilferty, pruebas de homogeneidad, frecuencia de sequías.

Abstract

Campos-Aranda, D. F. (May-June, 2017). Quantification of monthly meteorological droughts: Comparison of four indices in three locations of San Luis Potosí, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(3), 159-172.

Meteorological droughts are temporal recurring events that cause a lack of precipitation. They are a feature of all climates and are, perhaps, the most complex natural hazard due to their slow evolution, which renders their opportune detection quite difficult. In this work, four indexes for monthly drought detection are contrasted, classifying them as light, moderate, severe and extreme. Such indexes are: (1) modified deciles index (MDI), (2) the statistical Z index Z (SZI), (3) the China Z index (CZI) and (4) the standardized precipitation index (SPI). The above-listed indexes are applied to monthly precipitation data in three climatological stations with large records (≥ 50 years), which represent the three dissimilar climates of the state of San Luis Potosi, Mexico. Twelve durations of droughts were analyzed, ranging from one to 72 months and processing of the rainfall information was performed with the technique of moving sums. The study results showed that the MDI and SZI indexes are not recommended, because their estimates have anomalies. The results of the CZI and SPI indexes are largely similar and free of defects; therefore, their systematic application is recommended. Based on results of the CZI and SPI indexes, the percentages of each type of drought are set in the three records processed. With the results of SPI, its evolution graphs are formed and with them the temporal characteristics of drought are defined; also, the total number of droughts, of each duration, is estimated in a lapse of 100 years.

Keywords: Deciles, moving sums, Mixed Gamma distribution, standard normal variable, Wilson-Hilferty approximation, homogeneity tests, droughts frequency.

Recibido: 28/01/2016
 Aceptado: 11/11/2016

Introducción

Las *sequías meteorológicas* son uno de los grandes desastres naturales que amenazan a la población del mundo, cuyos impactos negativos alcanzan aspectos ambientales, económicos y sociales. Las sequías meteorológicas son una anomalía natural recurrente y regional, que ocasiona falta de precipitación, lo cual origina escasez en los recursos hídricos, generando las *sequías hidrológicas* y también las *sequías agrícolas*, cuando se conjuga el déficit por lluvia con el de abastecimiento y se produce una deficiencia en la humedad del suelo para los cultivos. Los déficits hidrológico y agrícola crean las *sequías económicas*, que finalmente desencadenan impactos sociales (Mishra & Singh, 2010; Fuchs, Svoboda, Wilhite, & Hayes, 2014).

Los principales factores globales que controlan las características de las sequías meteorológicas son los siguientes: el comportamiento del sistema océano-atmósfera, las anomalías en la temperatura superficial de los océanos, las relaciones clima solar-tiempo atmosférico y los mecanismos de formación de los ciclones. Estos factores no actúan de forma individual, sino que se interrelacionan; por ello, el *pronóstico* de las sequías meteorológicas está todavía bajo desarrollo e investigación (Morid, Smakhtin, & Bagherzadeh, 2007; Mishra & Singh, 2011).

Por otra parte, la cuantificación exacta, oportuna y consistente de las sequías meteorológicas se puede emplear para minimizar sus daños, lo cual se realiza a través de los llamados *índices de sequía* (Ntale & Gan, 2003). Estos índices por lo general utilizan los datos de precipitación mensual o anual, por ser los de registro disponible más amplio y también los de mayor cobertura espacial, en comparación con otras variables climáticas y/o hidrológicas (Morid, Smakhtin, & Moghaddasi, 2006; Pandey, Dash, Mishra, & Singh, 2008). Dependiendo de la manera en que se procesan los datos de precipitación, los índices de sequías permiten su detección, o bien estiman su severidad, frecuencia y cobertura espacial.

El objetivo de este estudio radica en contrastar los resultados de cuatro índices de sequías que se basan en datos de precipitación mensual; tal comparación se realiza en tres estaciones pluviométricas de registro amplio (≥ 50 años) del estado de San Luis Potosí, México, representativas de sus tres climas disímiles. Cada índice clasifica las sequías en leves, moderadas, severas y extremas, obteniendo sus porcentajes respectivos; con estos valores se efectúa la comparación y discusión de los resultados. Se emplean las 12 duraciones mensuales que por lo común se analizan en los estudios de sequías, las cuales varían de 1 a 72 meses. Además, se obtiene el número total de sequías de las duraciones más comunes de análisis en un lapso de 100 años. También se estudian las gráficas de evolución del índice recomendado, para definir de manera precisa las características temporales de las sequías.

Teoría operativa y datos utilizados

Índice de deciles modificado (IDM)

El índice de deciles original es uno de los primeros indicadores climáticos sugeridos (Gibbs & Maher, 1967) para cuantificar y dar seguimiento a las sequías regionales y continentales; se aplicó de manera extensa en Australia (WMO, 1975; Fuchs *et al.*, 2014). En este índice, los primeros cuatro *deciles* de la precipitación mensual definen las condiciones secas; los deciles 5 y 6 establecen los valores medios o normales, y los últimos cuatro las condiciones húmedas (Campos-Aranda, 2005; Morid *et al.*, 2006; Smakhtin & Hughes, 2007; Pandey *et al.*, 2008; Dogan, Berktaç, & Singh, 2012).

La versión modificada de este índice (IDM), empleada en este estudio, consiste en usar la mitad inferior de la curva de frecuencias acumuladas para definir las sequías: sequías extremas [$P(X \leq x) \leq 0.125$]; severas [$0.125 < P(X \leq x) \leq 0.25$]; moderadas [$0.25 < P(X \leq x) \leq 0.375$], y leves [$0.375 < P(X \leq x) \leq 0.50$]. Además, no se construye la curva de frecuencias acumuladas empírica, sino que se ajusta la distribución

gamma mixta (Campos-Aranda, 2005) y con ella se definen los límites que permiten contabilizar los cuatro tipos de sequías.

Respecto a las *duraciones* (k) en meses de las sequías, se analizó todo el intervalo de las utilizadas en los estudios respectivos, por ello se analizaron las 12 siguientes: 1, 3, 6, 9, 12, 18, 24, 30, 36, 48, 60 y 72, obtenidas como *sumas móviles* al procesar cada registro de precipitación mensual. Las sumas móviles forman las *secuencias* a las que se aplican los cuatro índices que se contrastan. Para la duración de un mes, el número de datos (secuencias) es $n_d = 12 \cdot NA$, siendo NA el número años del registro *completo* de precipitación mensual. Para la duración de tres meses, el primer dato es la suma de los tres primeros meses del registro y el segundo dato será la suma del mes dos al cuarto, y así sucesivamente. Por lo anterior, el nuevo n_d será:

$$n_d = 12 \cdot NA - k + 1 \quad (1)$$

Índice estadístico Z (IEZ)

Permite la comparación entre observaciones procedentes de poblaciones normales diferentes; su designación proviene de la variable normal estandarizada (Z), definida en el estudio de sequías como (Wu, Hayes, Weiss, & Hu, 2001; Morid *et al.*, 2006; Dogan *et al.*, 2012):

$$IEZ_{k,j} = \frac{x_{k,j} - \bar{x}_k}{S_k} \quad (2)$$

en la cual $x_{k,j}$ es la precipitación de la secuencia j y de un periodo k , que será 1, 3, 6, 9, 12, 18, 24, 30, 36, 48, 60 y 72 meses. La media y desviación estándar de la ecuación (2) son:

$$\bar{x}_k = \frac{1}{n_d} \sum_{j=1}^{n_d} x_{k,j} \quad (3)$$

$$S_k = \left[\frac{1}{n_d} \sum_{j=1}^{n_d} (x_{k,j} - \bar{x}_k)^2 \right]^{1/2} \quad (4)$$

Tres índices de sequías (IEZ, IZC y SPI), de los cuatro que se contrastarán, reportan valores estandarizados, los cuales permiten la comparación, en relación con la severidad de las sequías, en dos o más localidades, sin importar las diferencias climáticas entre ellas. Los valores umbral de los índices positivos definen lapsos húmedos y sus valores negativos los episodios de sequía de acuerdo con el cuadro 1 (Morid *et al.*, 2006; Smakhtin & Hughes, 2007; Dogan *et al.*, 2012).

Índice Z de China (IZC)

Introducido por el Centro Nacional de Meteorología de China a inicios de la década de 1990, asume que la precipitación mensual procede de una distribución Pearson tipo III y por ello emplea la aproximación Wilson-Hilferty (expuesta en el inciso siguiente) para relacionar al IEZ con

Cuadro 1. Clasificación de los periodos húmedos y secos (sequías) con base en el valor del índice IEZ, IZC y SPI.

Valor del índice	Designación	Probabilidad de excedencia en %
> 2.00	Húmedo extremo	2.28
1.50 a 1.999	Húmedo severo	4.40
1.00 a 1.499	Húmedo moderado	9.19
0 a 0.999	Húmedo ligero	34.13
0 a -0.999	Sequía leve (SL)	34.13
-1.00 a -1.499	Sequía moderada (SM)	9.19
-1.50 a -1.999	Sequía severa (SS)	4.40
-2.00 o menor	Sequía extrema (SE)	2.28

este índice, según la expresión siguiente (Wu *et al.*, 2001; Morid *et al.*, 2006; Dogan *et al.*, 2012):

$$IZC_{k,j} = \frac{6}{Cs_k} \left(\frac{Cs_k}{2} IEZ_{k,j} + 1 \right)^{1/3} - \frac{6}{Cs_k} + \frac{Cs_k}{6} \quad (5)$$

siendo Cs_k el coeficiente de asimetría, cuya ecuación es:

$$Cs_k = \frac{\sum_{j=1}^{n_d} (x_{k,j} - \bar{x}_k)^3}{n_d \cdot S_k^3} \quad (6)$$

Índice de Precipitación Estandarizada (SPI)

Propuesto por McKee, Doesken y Kleist (1993), sus siglas proceden de su designación en inglés (*Standardized Precipitation Index*). El SPI es actualmente la técnica más utilizada para definir y monitorear sequías meteorológicas. La distribución gamma mixta de dos parámetros de ajuste ha sido ratificada para evaluar el SPI, según Stagge, Tallaksen, Gudmundsson, Van Loon y Stahl (2015); pero Wu, Svoboda, Hayes, Wilhite y Wen (2007) destacan que en climas áridos se deben usar registros amplios y enfocarse en la ocurrencia de las sequías, en lugar de su severidad definida con el SPI. Por otra parte, Wu, Hayes, Wilhite y Svoboda (2005) encontraron que los valores estimados para el SPI, con diferentes longitudes de registro, están altamente correlacionados y son consistentes cuando las distribuciones gamma mixta de cada registro son similares; esto es, tienen parámetros de forma y escala semejantes numéricamente.

Al inicio se aplicó el SPI con el procedimiento operativo descrito por Campos-Aranda (2014), el cual utiliza la distribución gamma mixta y una expansión en serie como aproximación en la estimación de la probabilidad de no excedencia de la distribución χ^2 . Se observó que tal procedimiento no conduce a resultados consistentes en las duraciones extremas de las sequías; en las duraciones de 1 a 6 meses debido a la gran dispersión de las secuencias, y en los lapsos de

30 o más meses por la gran magnitud de sus valores.

Al utilizar la aproximación Wilson-Hilferty, que se recomienda para valores elevados de los grados de libertad ($\nu > 30$), se obtuvieron resultados consistentes en las 12 duraciones de sequías analizadas (k). Las ecuaciones de tal aproximación son (Zelen & Severo, 1972; Kite, 1977; Campos-Aranda, 2005):

$$Q(\chi^2 | \nu) \equiv Q(x') \quad (7)$$

$$x' = \frac{2/9\nu + (\chi^2/\nu)^{1/3} - 1}{\sqrt{2/9\nu}} \quad (8)$$

siendo Q la probabilidad de excedencia y $Q(x')$ la correspondiente a la distribución normal de la variable x' ; se estima con la expresión:

$$Q(x') = Z(x') \cdot (b_1 \cdot t + b_2 \cdot t^2 + b_3 \cdot t^3 + b_4 \cdot t^4 + b_5 \cdot t^5) \quad (9)$$

en donde:

$$t = \frac{1}{1 + d \cdot x'} \quad (10)$$

$$\begin{aligned} d &= 0.2316419 & b_1 &= 0.31938153 \\ b_2 &= -0.356563782 & b_3 &= 1.781477937 \\ b_4 &= -1.821255978 & b_5 &= 1.330274429 \end{aligned}$$

en la ecuación (9), $Z(x')$ es la ordenada de la curva normal, cuya expresión es:

$$Z(x') = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-(x')^2/2} \quad (11)$$

Por último, la probabilidad de no excedencia buscada $H(x)$ de la distribución gamma mixta será:

$$F(x) = 1 - Q(x') \quad (12)$$

$$H(x) = q + p \cdot F(x) \quad (13)$$

en la cual q es la probabilidad de que se presenten valores nulos y $p = 1 - q$. Habiendo

estimado la probabilidad $H(x)$, se emplea una aproximación numérica racional, expuesta en Zelen y Severo (1972), para convertirla en la variable normal estandarizada Z de media cero y varianza unitaria, la cual es el índice SPI. Las ecuaciones de tal aproximación han sido expuestas por Campos-Aranda (2014) y se encuentran en diversos trabajos sobre sequías, por ejemplo en Rossi, Vega y Bonaccorso (2007).

Número de sequías esperadas en 100 años

Para estimar el número de sequías esperadas de cada tipo (leves, moderadas, severas y extremas) en un lapso de 100 años ($N_{k,100}$) y de cada duración k , se utilizó la fórmula empírica propuesta por Labedzki (2007), que procede de una proporcionalidad entre los números de sequías y las extensiones de registros, uno de 100 años y otro de k por NA o número de años del registro procesado; este último indica, en teoría, el número de veces que se utiliza el registro histórico al formar las sumas móviles. La fórmula es:

$$N_{k,100} = \frac{100 \cdot N_k}{k \cdot NA} \quad (14)$$

en la cual N_k es el número de sequías obtenidas de cada tipo con el registro histórico y el índice de sequías utilizado (IDM, IEZ, IZC o SPI).

Registros pluviométricos procesados

El estado de San Luis Potosí se puede considerar dividido en tres regiones climáticas: Altiplano

Potosino, Zona Media y Región Huasteca. La primera tiene clima semiárido, la segunda templado y la tercera cálido-húmedo. En cada una de estas regiones se buscaron las estaciones climatológicas de más amplio registro y con el menor número de datos faltantes de precipitación mensual. Se seleccionaron las tres siguientes: Villa de Arriaga, Río Verde y Xilitla. Los pocos datos faltantes se consideraron igual a la moda (Campos-Aranda, 2005). La precipitación media mensual (Pmm) se cita en el cuadro 2, así como sus respectivos periodos de registro. En la figura 1 se muestra la ubicación de las tres estaciones citadas.

Análisis de los resultados

Verificación de la homogeneidad de los registros pluviométricos

Con base en los valores anuales de cada registro se realizó el análisis de calidad estadística del registro, para lo cual se aplicó una prueba general y seis específicas (Machiwal & Jha, 2012), todas con un nivel de significancia (α) del 5%. Exclusivamente los registros de Villa de Arriaga y Río Verde muestran persistencia, en el primero incluso detectada en la prueba general de Von Neumann debido a que su coeficiente de correlación serial (r_1) es de 0.523. En la estación Río Verde, $r_1 = 0.285$. Al tomar en cuenta que la persistencia es una componente de las series cronológicas, se pueden continuar los análisis encaminados a cuantificar sequías, pues los tres registros no presentan tendencia

Cuadro 2. Valores promedio mensuales de precipitación en las tres estaciones pluviométricas procesadas del estado de San Luis Potosí, México.

Descripción	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
Estación: Villa de Arriaga													
Pmm (1962-2014; $NA = 53$)	13.0	7.6	7.0	10.4	30.9	57.2	72.1	56.8	62.7	25.4	5.6	8.9	357.6
Estación: Río Verde													
Pmm (1961-2014; $NA = 54$)	12.2	10.8	9.4	32.7	36.5	88.7	88.3	71.7	103.4	44.2	15.4	12.9	526.2
Estación: Xilitla													
Pmm (1965-2014; $NA = 50$)	62.6	65.3	72.5	115.3	175.5	373.9	432.2	429.9	566.1	288.6	102.4	57.1	2 741.4

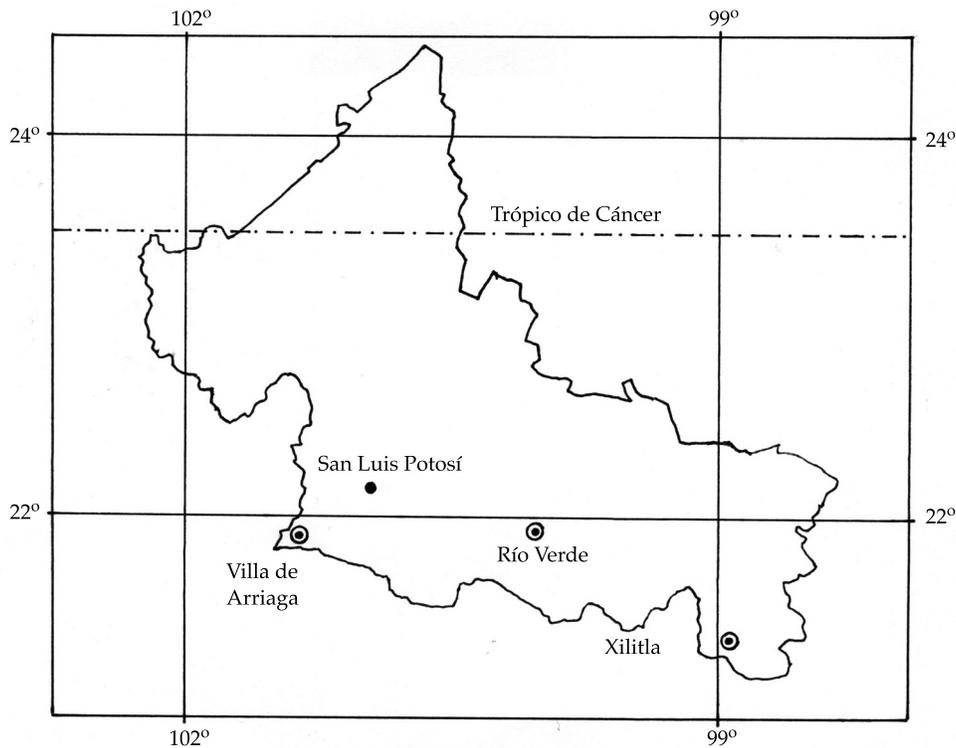


Figura 1. Ubicación de las tres estaciones pluviométricas procesadas del estado de San Luis Potosí, México.

ni cambios en la media, es decir, pérdida de homogeneidad.

Planeamiento de los contrastes

Como se procesó una estación pluviométrica por región climática del estado de San Luis Potosí, México, el contraste de los cuatro índices de sequías se realizará por comparación simultánea de sus resultados relativos al porcentaje de sequías leves, moderadas, severas y extremas, que se definen en cada una de las 12 duraciones analizadas y en cada estación. Un indicador importante de la veracidad de los resultados de cada índice es el número total de sequías que define, el cual, de acuerdo con su planteamiento teórico, debería ser de la mitad del número de secuencias calculadas (ecuación (1)).

Cuando se procesen varias estaciones pluviométricas de una misma región climática, es

necesario tener un *periodo común* mínimo de 30 años en sus registros, lo cual ayudará a contar con una comparación imparcial y adecuada de los índices de sequías. En tal caso, la comparación de resultados podrá realizarse por inspección de las *series de tiempo* de cada índice o a través de la búsqueda de discrepancias o similitudes con pruebas estadísticas u otros indicadores, como la correlación lineal (Pandey *et al.*, 2008; Dogan *et al.*, 2012).

Variabilidad de las secuencias móviles mensuales

En Villa de Arriaga, las secuencias con ceros llegan hasta duraciones (k) de nueve meses. En las duraciones extremas ($k = 1$ y 72), el coeficiente de variación (Cv) cambia de 1.718 a 0.346, y el de asimetría (Cs) de 4.087 a 1.104. En Río Verde, las secuencias con ceros llegan hasta los tres meses

de duración y en las duraciones extremas, el C_v fluctúa de 1.285 a 0.151, y el C_s de 2.087 a 0.364. En la estación Xilitla, las secuencias con ceros sólo se presentan en la duración de un mes. En las duraciones extremas, los C_v y C_s tienen los intervalos siguientes: 1.031 a 0.102 y 1.736 a -0.0249. En resumen, en la estación Villa de Arriaga, sus secuencias de sumas móviles tienen gran variación y son bastante sesgadas a la derecha. Por el contrario, en la estación Xilitla se tienen las condiciones más regulares, de manera que su sesgo incluso cambia. La estación Río Verde presenta condiciones intermedias.

Porcentajes de ocurrencia de cada tipo de sequía

En los cuadros 3, 4 y 5 se exponen los porcentajes de cada tipo de sequía obtenidos en cada estación pluviométrica, con los cuatro índices por contrastar. Se observa que el IDM produce una sobreestimación de las sequías extremas, en comparación con los resultados de los otros tres índices y, en general, tiende a definir porcentajes similares de ocurrencia de cada tipo de sequía, sin importar el clima. Lo anterior se ilustra en la figura 2. En el clima seco y en las duraciones

Cuadro 3. Porcentajes de ocurrencia de los tipos de sequía obtenidos con los cuatro índices aplicados (IDM, IEZ, IZC, SPI) en la estación climatológica Villa de Arriaga, San Luis Potosí, México.

Índice y tipo de sequías	Duraciones en meses de las 12 secuencias analizadas											
	1	3	6	9	12	18	24	30	36	48	60	72
Núm. de secuencias	636	634	631	628	625	619	613	607	601	589	577	565
IDM												
Leves (%)	15.1	11.7	14.3	10.0	14.1	13.1	15.0	13.3	10.5	14.8	16.5	13.5
Moderadas (%)	0.0	12.1	10.9	12.6	11.2	12.1	10.8	12.5	17.3	17.2	15.8	21.1
Severas (%)	0.0	12.5	9.2	14.5	9.0	9.5	10.1	8.1	5.5	9.0	17.1	16.3
Extremas (%)	0.0	0.0	11.6	11.9	16.7	15.2	15.3	15.5	15.0	12.1	9.4	10.3
Suma sequías (%)	15.1	36.3	46.0	49.0	51.0	49.9	51.2	49.4	48.3	53.1	58.8	61.1
Número total	96	230	290	308	319	309	314	300	290	313	339	345
IEZ												
Leves (%)	68.9	62.9	50.9	49.8	46.1	43.1	42.3	40.5	40.4	50.3	52.3	53.6
Moderadas (%)	0.0	0.0	11.4	11.0	14.4	14.5	13.7	13.0	11.5	9.7	6.4	8.0
Severas (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.7	2.5	3.5	2.4	2.9	0.9
Extremas (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Suma sequías (%)	68.9	62.9	62.3	60.8	60.6	57.7	56.6	56.0	55.4	62.3	61.7	62.5
Número total	438	399	393	382	379	357	347	340	333	367	356	353
IZC												
Leves (%)	-	30.0	35.0	-	-	31.3	33.1	30.6	30.9	35.1	45.2	46.7
Moderadas (%)	-	19.4	11.3	-	-	7.4	6.0	7.7	5.7	6.6	5.9	11.0
Severas (%)	-	0.0	5.5	-	-	6.5	6.4	6.1	4.8	5.3	1.7	0.4
Extremas (%)	-	0.0	0.0	-	-	2.7	3.3	3.5	4.8	2.9	2.9	0.9
Suma sequías (%)		49.4	51.8			48.0	48.8	47.9	46.3	49.9	55.8	58.9
Número total	-	313	327	-	-	297	299	291	278	294	322	333
SPI												
Leves (%)	51.7	35.3	33.0	34.9	32.5	33.3	35.6	32.1	32.9	37.7	47.1	47.8
Moderadas (%)	0.0	15.6	8.7	9.2	11.4	7.8	6.5	8.1	6.3	7.6	6.9	12.2
Severas (%)	0.0	0.0	7.0	3.7	6.1	5.0	4.7	6.3	4.7	4.4	2.9	1.1
Extremas (%)	0.0	0.0	1.1	1.4	1.1	3.9	4.4	3.0	4.3	3.4	1.7	0.0
Suma sequías (%)	51.7	50.9	49.8	49.2	51.0	49.9	51.2	49.4	48.3	53.1	58.8	61.1
Número total	329	323	314	309	319	309	314	300	290	313	339	345

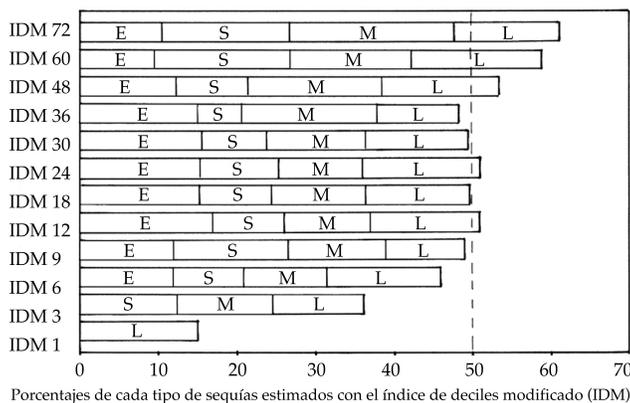


Figura 2. Resultados del índice IDM en la estación pluviométrica Villa de Arriaga, San Luis Potosí, México.

Cuadro 4. Porcentajes de ocurrencia de los tipos de sequía obtenidos con los cuatro índices aplicados (IDM, IEZ, IZC, SPI) en la estación climatológica Río Verde, San Luis Potosí, México.

Índice y tipo de sequía	Duraciones en meses de las 12 secuencias analizadas											
	1	3	6	9	12	18	24	30	36	48	60	72
Núm. de secuencias	648	646	643	640	637	631	625	619	613	601	589	577
IDM												
Leves (%)	12.7	11.0	9.5	12.5	9.7	10.6	9.1	10.3	11.7	12.3	13.9	10.1
Moderadas (%)	14.0	11.1	10.7	10.3	11.9	11.1	15.7	12.8	11.1	11.3	11.4	19.2
Severas (%)	15.0	11.5	10.6	12.7	16.6	13.9	14.4	14.1	18.4	13.8	11.0	9.4
Extremas (%)	4.8	16.1	15.9	14.1	12.7	15.2	14.9	14.4	11.4	14.0	18.2	15.9
Suma sequías (%)	46.5	49.7	46.7	49.5	51.0	50.9	54.1	51.5	52.7	51.4	54.5	54.6
Número total	301	321	300	317	325	321	338	319	323	309	321	315
IEZ												
Leves (%)	66.4	50.6	38.7	40.8	40.5	37.2	39.4	37.8	42.4	38.6	36.2	37.4
Moderadas (%)	0.0	9.1	16.6	11.7	10.4	14.3	12.8	12.8	10.1	11.8	18.3	15.3
Severas (%)	0.0	0.0	0.2	3.3	3.6	2.5	3.2	3.7	3.1	2.5	1.5	2.6
Extremas (%)	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.5	1.2	0.3	0.0
Suma sequías (%)	66.4	59.8	55.5	55.9	54.6	54.0	55.4	54.3	56.1	54.1	56.4	55.3
Número total	430	386	357	358	348	341	346	336	344	325	332	319
IZC												
Leves (%)	54.9	37.3	33.6	36.6	35.9	33.6	37.3	34.4	38.0	35.3	33.6	36.4
Moderadas (%)	0.0	16.1	12.4	9.4	10.0	12.7	12.0	11.5	9.3	11.3	17.0	11.4
Severas (%)	0.0	0.0	4.8	5.5	3.6	4.4	4.2	4.0	2.8	1.5	2.5	6.8
Extremas (%)	0.0	0.0	0.0	0.9	1.6	0.5	0.6	1.3	2.3	2.8	1.0	0.0
Suma sequías (%)	54.9	53.4	50.9	52.3	51.2	51.2	54.1	51.2	52.4	50.9	54.2	54.6
Número total	356	345	327	335	326	323	338	317	321	306	319	315
SPI												
Leves (%)	37.7	30.8	29.5	33.9	35.5	33.3	37.1	34.2	38.2	35.8	34.0	36.0
Moderadas (%)	8.8	13.5	10.9	8.3	11.0	11.6	10.9	11.8	10.8	12.3	16.3	10.9
Severas (%)	6.5	4.5	4.0	5.9	2.4	4.8	4.2	3.1	3.3	2.7	3.6	7.5
Extremas (%)	0.0	1.2	2.0	1.3	2.2	1.3	1.9	2.4	0.5	0.7	0.7	0.2
Suma sequías (%)	52.9	50.0	46.5	49.4	51.0	50.9	54.1	51.5	52.7	51.4	54.5	54.6
Número total	343	323	299	316	325	321	338	319	323	309	321	315

extremas, el número total de sequías tiende a alejarse de la media; por ejemplo, en Villa de Arriaga, en las duraciones de 1 y 3 meses subestima tal cantidad, y en las duraciones de 60 y 72 meses la sobreestima. Lo contrario ocurre en el clima húmedo, en Xilitla.

El índice IEZ no detecta sequías extremas en el clima seco y en los otros lo hace con estimaciones que se consideran escasas. Esto último aplica para las sequías severas en los tres tipos de climas analizados. En general, el índice IEZ sobreestima el número total de sequías, principalmente en las duraciones extremas y en mayor cantidad en el clima seco, y menos en el húmedo. Lo anterior se muestra en la figura 3.

Los resultados de los índices IZC y SPI son, en general, bastante similares en las tres estaciones estudiadas, como se deduce de los cuadros 3, 4 y 5, y se observa en la figura 4. Ambos índices conducen a números totales de sequías próximos a la mitad del número de secuencias, principalmente en las duraciones de 9 a 24 meses, en los tres climas estudiados.

Una ventaja del índice IZC es su facilidad de cálculo, pero algunas veces su estimación no puede realizarse en el clima seco debido al valor grande del coeficiente de asimetría (C_s) y al hecho de tener un IEZ negativo, pues provoca que el paréntesis de la ecuación (5) resulte negativo y no se pueda elevar a la potencia de un tercio.

La similitud de resultados de los índices IZC y SPI permite ratificar los porcentajes de sequías leves y moderadas en los tres climas estudiados; sin embargo, se aprecian diferencias sutiles en las sequías severas y extremas del clima seco (cuadro 3), las cuales se incrementan conforme el clima es más húmedo. Esto último es notable en el cuadro 5, para las sequías extremas.

Es importante observar la consistencia que muestran los resultados del SPI, los cuales varían de manera ordenada de las duraciones extremas reducidas de 1 y 3 meses, hacia unos valores estables en las duraciones de 9 a 24 meses, y de ahí hacia las duraciones extremas amplias de 48 a 72 meses. Debido a tal consistencia de resultados del SPI, es conveniente adoptarlos para los procesos de detección y seguimiento de las sequías, empleando lógicamente duraciones de 9 a 24 meses.

Detección de los periodos de sequías

En las figuras 5, 6 y 7 se muestra la evolución de los valores del SPI obtenidos en las secuencias de duración de 6, 12 y 24 meses en las estaciones Villa de Arriaga, Río Verde y Xilitla. Con tales gráficas resulta fácil establecer los periodos de sequía, los más severos, los de mayor duración y aquellos con eventos más extremos. Las secuencias del SPI con duraciones de 3 y 6

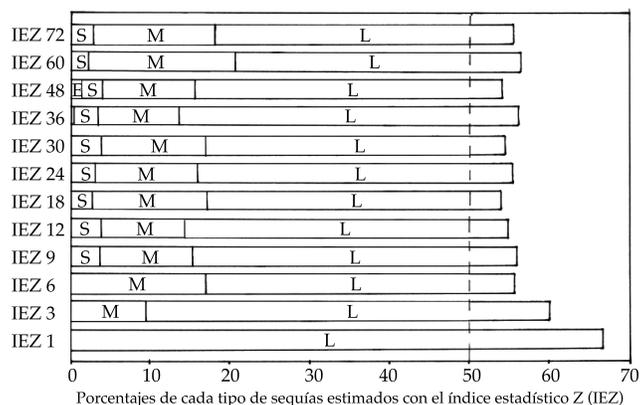


Figura 3. Resultados del índice IEZ en la estación pluviométrica Río Verde, San Luis Potosí, México.

Cuadro 5. Porcentajes de ocurrencia de los tipos de sequía obtenidos con los cuatro índices aplicados (IDM, IEZ, IZC, SPI) en la estación climatológica Xilitla, San Luis Potosí, México.

Índice y tipo de sequías	Duraciones en meses de las 12 secuencias analizadas											
	1	3	6	9	12	18	24	30	36	48	60	72
Núm. de secuencias	600	598	595	592	589	583	577	571	565	553	541	529
IDM												
Leves (%)	10.3	8.5	9.6	10.0	14.4	11.8	11.8	12.1	9.2	12.3	8.5	7.8
Moderadas (%)	15.0	9.2	8.7	11.8	10.2	9.8	14.4	12.3	12.9	10.1	12.8	10.2
Severas (%)	17.3	18.7	12.8	9.6	6.8	11.7	12.5	11.9	15.9	7.2	11.8	12.7
Extremas (%)	12.5	15.9	17.1	16.2	18.3	14.9	13.9	14.2	14.3	22.6	19.2	18.0
Suma sequías (%)	55.2	52.3	48.2	47.6	49.7	48.2	52.5	50.4	52.4	52.3	52.3	48.6
Número total	331	313	287	282	293	281	303	288	296	289	283	257
IEZ												
Leves (%)	65.2	49.2	33.6	31.6	33.1	33.6	36.6	37.5	36.5	28.4	30.3	28.2
Moderadas (%)	0.0	10.2	18.2	13.3	13.2	11.1	12.1	10.5	11.5	22.8	17.6	14.7
Severas (%)	0.0	0.0	0.8	5.9	6.3	5.8	4.7	3.9	5.0	2.7	5.0	6.0
Extremas (%)	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.7	0.5	1.6	0.4	0.0	0.0	0.0
Suma sequías (%)	65.2	59.4	52.6	51.0	52.6	51.3	53.9	53.4	53.3	53.9	52.9	49.0
Número total	391	355	313	302	310	299	311	305	301	298	286	259
IZC												
Leves (%)	49.5	41.3	31.9	30.9	32.3	31.0	35.7	35.4	35.8	27.7	29.9	28.2
Moderadas (%)	6.3	13.9	16.6	12.7	12.9	10.8	11.3	9.5	10.6	22.2	16.8	15.3
Severas (%)	0.0	0.0	2.9	6.3	5.9	5.7	4.2	4.6	5.8	3.3	5.7	5.5
Extremas (%)	0.0	0.0	0.0	0.5	0.7	1.7	1.9	1.9	0.4	0.0	0.0	0.0
Suma sequías (%)	55.8	55.2	51.4	50.3	51.8	49.2	53.0	51.3	52.6	53.2	52.5	49.0
Número total	335	330	306	298	305	287	306	293	297	294	284	259
SPI												
Leves (%)	40.2	31.9	28.9	28.7	30.2	30.2	35.2	34.9	35.6	26.6	29.8	27.8
Moderadas (%)	12.2	17.1	10.9	11.3	10.9	10.8	10.1	9.3	9.0	21.0	15.5	10.0
Severas (%)	2.3	3.0	6.6	5.1	5.6	3.9	4.9	5.3	5.3	4.3	5.4	9.6
Extremas (%)	0.7	0.3	1.8	2.5	3.1	3.3	2.4	1.1	2.5	0.4	1.7	1.1
Suma sequías (%)	55.3	52.3	48.2	47.6	49.7	48.2	52.5	50.4	52.4	52.3	52.3	48.6
Número total	332	313	287	282	293	281	303	288	296	289	283	257

meses fluctúan bastante y no permiten apreciar fácilmente los lapsos de sequías, los cuales comienzan a verse claramente con la duración de 12 meses.

Entre las características relevantes que se aprecian en las gráficas de evolución del SPI, se pueden citar: (1) en la figura 5 se detecta que la sequía más severa en la estación Villa de Arriaga fue la última, la cual comenzó en secuencia 584, es decir, enero de 2011, según la ecuación (1); (2)

en la figura 6 se observa que en la estación Río Verde comienza con su sequía más larga y severa, la cual termina en la secuencia 54, esto es, en mayo de 1966; (3) en la figura 7 se aprecian tres periodos de sequía que comienzan en la secuencia 343 y terminan en la 499; la secuencia más extrema ocurre en el primer lapso de sequías y le corresponde el número 375, con -3.293 de valor del SPI, es decir, ocurrió en febrero de 1998, de acuerdo con la ecuación (1).

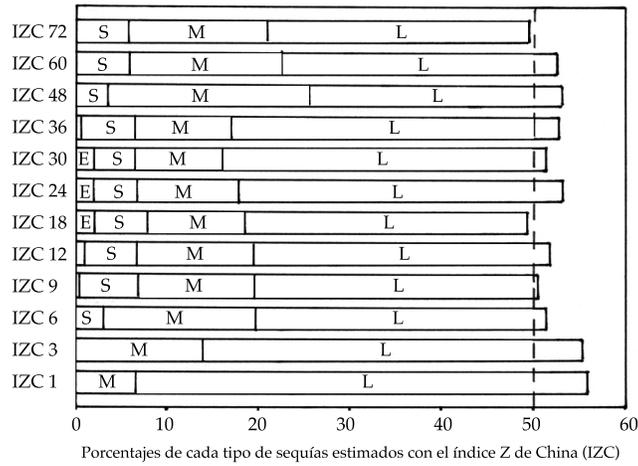


Figura 4. Resultados del índice IZC en la estación pluviométrica Xilitla, San Luis Potosí, México.

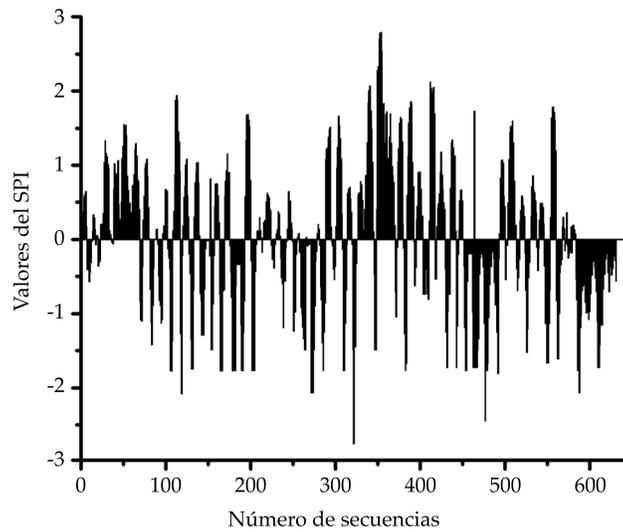


Figura 5. Evolución del SPI, duración de seis meses en la estación pluviométrica Villa de Arriaga, San Luis Potosí, México.

Número de sequías esperadas en 100 años

En el cuadro 6 se exponen los resultados de la aplicación de la ecuación (14) a los resultados del índice SPI citados en los cuadros 3, 4 y 5. Se observa que conforme se duplica la duración

de las sequías, comenzando en tres meses y terminado en 48 meses, el número total de sequías en 100 años se va reduciendo un 50%, por ello cambia de 208 a 12 eventos en Xilitla en las duraciones extremas citadas.

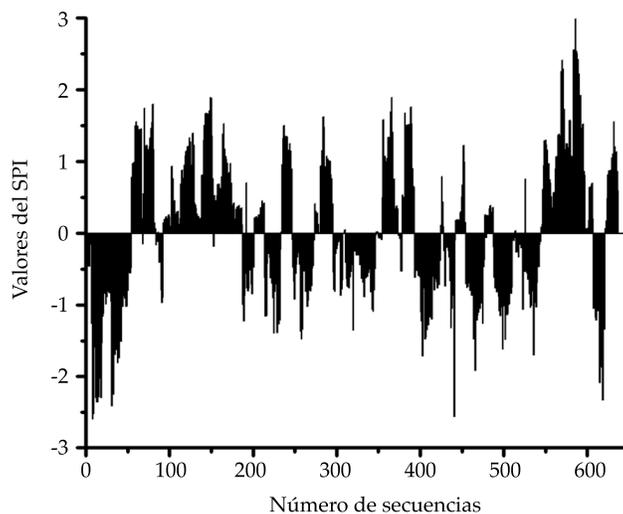


Figura 6. Evolución del SPI, duración de 12 meses en la estación pluviométrica Río Verde, San Luis Potosí, México.

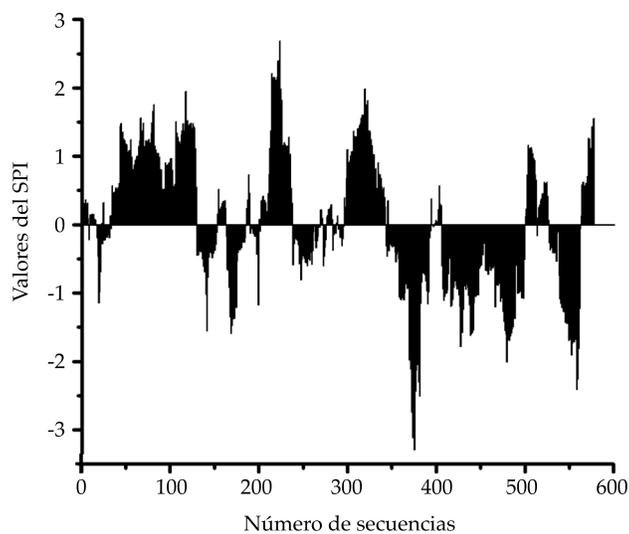


Figura 7. Evolución del SPI, duración de 24 meses en la estación pluviométrica Xilitla, San Luis Potosí, México.

Conclusiones

El índice de deciles modificado (IDM) tiende a sobreestimar los porcentajes de sequías severas y extremas; además, conduce a porcentajes similares en los cuatro tipos de sequías, lo cual es

una anomalía. Lo anterior, en las tres estaciones pluviométricas analizadas. Debido a ello, no se recomienda su aplicación sistemática. Por el contrario, el índice estadístico Z (IEZ) tiende a subestimar los porcentajes de sequías severas y extremas y, en general, sobreestima el número

Cuadro 6. Número de sequías esperadas en 100 años de cada tipo y duración, según resultados del SPI, en las estaciones climatológicas Villa de Arriaga, Río Verde y Xilitla del estado de San Luis Potosí, México.

Estación climatológica y tipo de sequías	Duraciones en meses de las diez secuencias analizadas											
	1	3	6	9	12	18	24	30	36	48	60	72
Villa de Arriaga (NA = 53 años)												
Leves	621	141	65	46	32	22	17	12	10	9	9	7
Moderadas	-	62	17	12	11	5	3	3	2	2	1	2
Severas	-	-	14	5	6	3	2	3	2	1	1	-
Extremas	-	-	2	2	1	2	2	1	1	1	-	-
Número total	621	203	98	65	50	32	24	19	15	13	11	9
Río Verde (NA = 54 años)												
Leves	452	123	59	44	35	22	18	13	12	8	6	5
Moderadas	105	54	22	11	11	7	5	5	3	3	3	2
Severas	78	18	8	8	2	3	2	1	1	1	1	1
Extremas	-	5	4	2	2	1	1	1	1	-	-	-
Número total	635	200	93	65	50	33	26	20	17	12	10	8
Xilitla (NA = 50 años)												
Leves	482	127	57	57	30	20	17	13	11	6	5	4
Moderadas	146	68	22	22	11	7	5	4	3	5	3	2
Severas	28	12	13	10	5	2	2	2	2	1	1	1
Extremas	8	1	4	5	3	2	1	-	1	-	-	-
Número total	664	208	96	94	49	31	25	19	17	12	9	7

total de sequías en las tres estaciones pluviométricas estudiadas. Por lo anterior, tampoco se recomienda su aplicación sistemática.

Los resultados del índice Z de China (IZC) y del índice de precipitación estandarizada (SPI) son bastante similares y se puede decir que el primero es una simplificación numérica del segundo. El IZC es más simple de aplicar, pero algunas veces falla su cálculo; caso observado en la estación Villa de Arriaga de clima semiárido. Con base en lo anterior, se recomienda la aplicación sistemática de ambos índices, para comparar y facilitar la selección de resultados o conclusiones; pero se considera más consistente y confiable el índice SPI, como ha sido reportado en muchos trabajos técnicos.

De acuerdo con las observaciones anteriores y los resultados de los cuadros 3, 4 y 5, se concluye que los porcentajes de sequías leves, moderadas, severas y extremas en la estación Villa de Arriaga —de clima semiárido— son 34, 7, 5 y 4%, respectivamente. De manera

similar, en la estación Río Verde de clima menos árido, pero cálido, se aceptan 33, 11, 4 y 2%, respectivamente. Por último, en la estación Xilitla de clima cálido-húmedo se concluyen los siguientes porcentajes de sequías 31, 11, 6 y 2%, respectivamente.

Las gráficas de evolución del índice SPI con duraciones de 12 meses o ligeramente mayores permiten visualizar con facilidad los periodos de sequías y definir de forma clara sus fechas de inicio y terminación, así como aquellas relativas sus eventos extremos.

Respecto del número total de sequías en 100 años, tal cantidad es función de la duración k , con 204, 96, 50, 25 y 12 eventos, para las sequías de 3, 6, 12, 24 y 48 meses de duración, según resultados generalizados del cuadro 6.

Referencias

Campos-Aranda, D. F. (2005). *Agroclimatología cuantitativa de cultivos*. México, DF: Editorial Trillas.

- Campos-Aranda, D. F. (2014). Comparación de tres métodos estadísticos para detección y monitoreo de sequías meteorológicas. *Agrociencia*, 48(5), 463-476.
- Dogan, S., Berkday, A., & Singh, V. P. (2012). Comparison of multi-monthly rainfall-based drought severity indices, with application to semi-arid Konya closed basin, Turkey. *Journal of Hydrology*, 470-471, 255-268.
- Fuchs, B. A., Svoboda, M. D., Wilhite, D. A., & Hayes, H. J. (2014). Drought indices for drought risk assessment in a changing climate (pp. 217-231). In *Handbook of Engineering Hydrology. Modeling, Climate Change and Variability*. Eslamian, S. (ed.). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Gibbs, W. J., & Maher, J. V. (1967). *Rainfall deciles as drought indicators*. Bulletin No. 48. Melbourne, Australia: Bureau of Meteorology, Commonwealth of Australia.
- Kite, G. W. (1977). Pearson type III distribution. Chapter 9 (pp. 105-122). In *Frequency and risk analysis in hydrology*. Fort Collins, USA: Water Resources Publications.
- Labedzki, L. (2007). Estimation of local drought frequency in central Poland using the standardized precipitation index SPI. *Irrigation and Drainage*, 56(1), 67-77.
- Machiwal, D., & Jha, M. K. (2012). *Hydrologic time series analysis: Theory and practice* (303 pp.). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales (pp. 179-184). In *8th. Conference on Applied Climatology*, Anaheim, California, USA, January, 17-22.
- Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391(1-2), 202-216.
- Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2011). Drought modeling-A review. *Journal of Hydrology*, 403(1-2), 157-175.
- Morid, S., Smakhtin, V., & Moghaddasi, M. (2006). Comparison of seven meteorological indices for drought monitoring in Iran. *International Journal of Climatology*, 26(7), 971-985.
- Morid, S., Smakhtin, V., & Bagherzadeh, K. (2007). Drought forecasting using artificial neural networks and time series of drought indices. *International Journal of Climatology*, 27(15), 2103-2111.
- Ntale, H. K., & Gan, T. Y. (2003). Drought indices and their application to East Africa. *International Journal of Climatology*, 23(11), 1335-1357.
- Pandey, R. P., Dash, B. B., Mishra, S. K., & Singh, R. (2008). Study of indices for drought characterization in KBK districts in Orissa (India). *Hydrological Processes*, 22(12), 1895-1907.
- Rossi G., Vega T., & Bonaccorso, B. (2007). *Methods and tools for drought analysis and management* (418 pp.). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Smakhtin, V. U., & Hughes, D. A. (2007). Automated estimation and analysis of meteorological drought characteristics from monthly rainfall data. *Environmental Modelling & Software*, 22(6), 880-890.
- Stagge, J. H., Tallaksen, L. M., Gudmundsson, L., Van Loon, A. F., & Stahl, K. (2015). Candidate distributions for climatological drought indices (SPI and SPEI). *International Journal of Climatology*, 35(13), 4027-4040.
- WMO (1975). Methods of analysis. Technical Note No. 138 (pp. 27-52). In *Drought and Agriculture*. Geneva: Secretariat of the World Meteorological Organization.
- Wu, H., Hayes, M. J., Weiss, A., & Hu, Q. (2001). An evaluation of the standardized precipitation index, the China-Z index and the statistical Z-score. *International Journal of Climatology*, 21(6), 745-758.
- Wu, H., Hayes, M. J., Wilhite, D. A., & Svoboda, M. D. (2005). The effect of the length of record on the Standardized Precipitation Index calculation. *International Journal of Climatology*, 25(4), 505-520.
- Wu, H., Svoboda, M. D., Hayes, M. J., Wilhite, D. A., & Wen, F. (2007). Appropriate application of the Standardized Precipitation Index in arid locations and dry seasons. *International Journal of Climatology*, 27(1), 5-79.
- Zelen, M., & Severo, N. C. (1972). Probability functions. Chapter 26 (pp. 925-995). In *Handbook of mathematical functions*. Abramowitz, M., & Stegun, I. (eds.). Ninth printing. New York: Dover Publications.

Dirección institucional del autor

Dr. Daniel Francisco Campos-Aranda

Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Genaro Codina 240, Colonia Jardines del Estadio
78280, San Luis Potosí, San Luis Potosí, MÉXICO
campos_aranda@hotmail.com

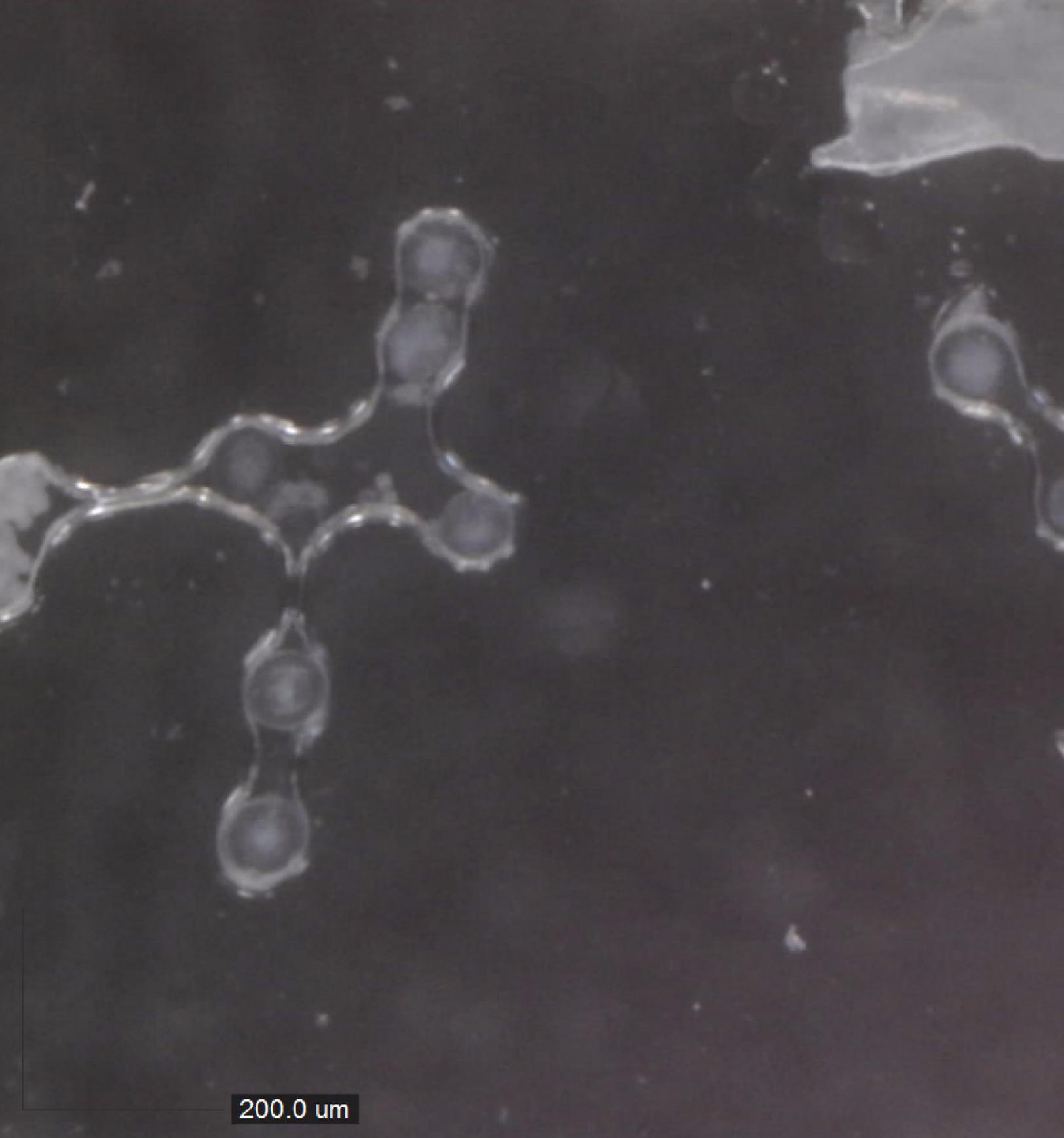


Haga clic aquí para escribir al autor

DISCUSIÓN

Las notas o artículos técnicos se encuentran abiertos a discusión de acuerdo con los siguientes lineamientos:

- La discusión se escribirá en tercera persona.
- El redactor de la discusión deberá usar el término polemista cuando se refiera a él mismo y el término autor cuando se trate del responsable de la nota o artículo técnicos.
- La discusión deberá remitirse durante los doce meses posteriores al último día del trimestre en que se publicó el artículo o la nota técnicos.
- El periodo de discusión puede ser extendido mediante la solicitud por escrito del polemista.
- La discusión se presentará conforme a la *Guía para colaboradores* publicada en esta misma revista (se hará caso omiso de los datos referentes a la extensión, resumen y *abstract*). Además, contará con la cita bibliográfica de las notas o artículos técnicos aludidos.
- La extensión de la discusión ocupará como máximo cuatro páginas de la revista (aproximadamente diez cuartillas, incluyendo figuras y cuadros).
- Las figuras y los cuadros presentados por el polemista deberán marcarse progresivamente con números romanos y cuando se citen los realizados por el autor se habrá de respetar la numeración original.
- Los editores suprimirán los datos ajenos al objeto de la discusión.
- La discusión se rechazará si contiene temas tratados en otras fuentes, promueve intereses personales, está descuidadamente preparada, pone en controversia hechos ya establecidos, es puramente especulativa o es ajena a los propósitos de la revista.
- La discusión se publicará junto con los comentarios del autor o autores aludidos.
- La discusión se dirigirá al editor en jefe.



Parascaris equorum, tomada con microscopio DinoLite a una magnificación de 250x.

Foto: Arturo Aburto Medina.

GUÍA PARA COLABORADORES

La revista *Tecnología y Ciencias del Agua* invita a los especialistas a colaborar con artículos o notas técnicas inéditos, relacionados con el agua, derivados de una investigación, que brinden aportaciones originales y se desarrollen dentro de la hidrología, hidráulica, gestión del agua, agua y energía, calidad del agua, ciencias físicas, biológicas y químicas, así como ciencias políticas y sociales, entre otras disciplinas, conforme a las normas que se enunciarán a continuación.

PREPARACIÓN DEL ARTÍCULO

FORMATO

TIPO DE LETRA: Palatino en todo el documento (cuerpo del texto, cuadros e ilustraciones).

TAMAÑO DE LETRA: el documento se presentará en ocho, nueve, diez y veinte puntos de acuerdo con el siguiente cuadro:

8 PUNTOS (PALATINO)	9 PUNTOS (PALATINO)
<ul style="list-style-type: none">• Cuadros.• Figuras.• Agradecimientos.	<ul style="list-style-type: none">• Nombre de los autores.• Institución de los autores.• Resumen.• <i>Abstract</i> y <i>keywords</i>.• Dirección institucional de los autores.
10 PUNTOS (PALATINO)	20 PUNTOS VERSALES (PALATINO)
<ul style="list-style-type: none">• Cuerpo del texto.• Título del trabajo en inglés.	<ul style="list-style-type: none">• Título del trabajo en español.

INTERLINEADO: doble espacio.

NUMERACIÓN DE PÁGINAS: todas las páginas deben ir numeradas.

EXTENSIÓN

Artículo técnico: treinta páginas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

Nota técnica: diez páginas (numeradas), incluyendo figuras y cuadros.

CONTENIDO

CONTENIDO

El artículo deberá presentar aportes significativos al conocimiento científico y tecnológico dentro de la especialidad; se basará en trabajos terminados o que hayan cumplido un ciclo en su desarrollo; mostrará resultados de una serie de experiencias de un año o más de investigación y estará respaldado por una revisión bibliográfica adecuada. **La estructura básica del texto deberá contener una introducción, el desarrollo y las conclusiones.** De preferencia, seguir el esquema clásico: resumen (abstract), introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones y referencias.

TÍTULO

El título, redactado en español e inglés, deberá ser informativo, sin que exceda de 12 palabras.

RESUMEN

El resumen, redactado en español e inglés (*abstract*), deberá ser conciso y proporcionar un amplio panorama de la investigación (objetivo, método, resultados y conclusiones), sin que sobrepase las 250 palabras.

PALABRAS CLAVE

Se debe proporcionar una relación de ocho palabras o frases clave (máximo) redactadas en español e inglés (*keywords*), que faciliten la recuperación de la información.

PIES DE PÁGINA

No se admiten. Deberán incorporarse al texto.

AGRADECIMIENTOS

Se incluirán después del texto y antes de las referencias.

CUADROS

- Deberá usarse una página para cada cuadro.
- Después de las referencias se presentará la lista de todos los cuadros que se citen.

FIGURAS

- Deberá usarse una página para cada figura.
- Todos los nombres de las figuras deberán incluirse después de los cuadros.
- Deberán tener alta resolución (300 dpi).

Nota: cuando el artículo se apruebe para publicación, el autor deberá remitir cada figura en archivo JPG, en alta resolución (300 dpi).

REFERENCIAS

- Toda la bibliografía debe estar referenciada en el cuerpo principal del documento.
- En el caso del abordaje de temas del dominio común en el ámbito científico y tecnológico, deberán citarse trabajos que denoten el conocimiento de los autores sobre el estado del arte.
- En la medida de lo posible, evitar las autocitas.
- Se tomará como base el formato APA de citación.

Algunos ejemplos con base en el formato APA:

Libros completos

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. Ciudad de edición: Editorial.

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. Recuperado de <http://www.xxxxx>

Apellido, A. A. (Año). Título del trabajo. doi:xxxxx

Apellido, A. A. (Ed.). (año). Ciudad de edición: Editorial.

Capítulos de libros

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada. En A. Apellido, B. Apellido & C. Apellido (Eds.), Título del libro (pp. xxx-xxx). Lugar: Editorial.

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del capítulo o entrada. En A. Editor & B. Editor (Eds.), Título del libro (pp. xxx-xxx). Recuperado de <http://www.xxxxxx>

Artículo o nota de publicación periódica recuperado de la web

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, volumen(número), pp. Recuperado de [http:// www.xxxxxx](http://www.xxxxxx)

Esto es: Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 1(2), 5-17. Recuperado de <http:// www.xxxxxx>

Artículo o nota de publicación periódica impresa

Apellido, A. A., & Apellido, B. B. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 8(1), 73-82.

Artículo de publicación periódica con DOI

Apellido, A. A., Apellido, B. B., & Apellido, C. C. (Año). Título del artículo. Título de la publicación, 8(1), 73-82, doi:xxxxxx

Congresos y simposia

Colaborador, A. A., Colaborador, B. B., Colaborador, C. C., & Colaborador, D. D. (Mes, año). Título de la colaboración. En E. E. Presidente (Presidencia), Título del simposio. Simposio llevado a cabo en la conferencia de Nombre de la Organización, Lugar.

IDIOMA

Español o inglés.

Citas dentro del cuerpo del texto

Tipo de cita	Primera cita en el texto	Citas subsecuentes en el texto	Formato entre paréntesis, primera cita en el texto	Formato entre paréntesis, citas subsecuentes en el texto
Un trabajo por un solo autor	Apellido (Año)	Apellido (Año)	(Apellido, año)	(Apellido, año)
Un trabajo por dos autores	Apellido y Apellido (Año)	Apellido y Apellido (Año)	(Apellido & Apellido, Año)	(Apellido & Apellido, Año)
Un trabajo por tres autores	Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Un trabajo por cuatro autores	Apellido, Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Un trabajo por cinco autores	Apellido, Apellido, Apellido, Apellido y Apellido (Año)	Apellido <i>et al.</i> (Año)	(Apellido, Apellido, Apellido, Apellido, & Apellido, año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , 2008)
Una obra por seis o más autores	Apellido del primer autor <i>et al.</i> (Año)	Apellido del primer autor <i>et al.</i> (Año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , Año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Grupos (identificados fácilmente a través de abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (Siglas, año)	Siglas (Año)	(Nombre completo de la institución [siglas], año)	(Institución, año)
Grupos (sin abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (año)	Nombre completo de la institución (año)	(Nombre completo de la institución, año)	

SEPARACIÓN DE NÚMEROS Y USO DE PUNTO DECIMAL

En *Tecnología y Ciencias del Agua* se marcará la división entre millares con un espacio en blanco; mientras que para separar los números enteros de sus fracciones, cuando las haya, se usará el punto.

Al respecto, se retoma lo que indica el *Diccionario panhispánico de dudas*, editado por la Real Academia Española y la Asociación de Academias de la Lengua Española, en 2005, sobre las expresiones numéricas: “**se acepta el uso anglosajón del punto, normal en algunos países hispanoamericanos...: $\pi = 3.1416$.**”.

ENVÍO DEL ARTÍCULO

Enviar el artículo en *Word* con nombre de autores y dirección institucional a revista.tyca@gmail.com, con copia a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

INFORMACIÓN GENERAL

Una vez recibido el material, comenzará un proceso de revisión, durante el cual es posible que el manuscrito se rechace; si el texto es susceptible de ser dictaminado, pues cumple a cabalidad con la Política Editorial y así lo considera el Consejo Editorial, pasará a la etapa de arbitraje.

De acuerdo con el proceso de arbitraje, el texto puede ser aceptado sin cambios, con cambios menores, cambios mayores o ser rechazado.

Al ser publicado un trabajo, el autor principal tiene derecho, en forma gratuita a dos revistas y diez sobretiros.

En caso de cualquier duda, escribir a la licenciada Helena Rivas López, hrrivas@tlaloc.imta.mx o a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

Política Editorial

Misión

Diffundir el conocimiento y los avances científicos y tecnológicos en materia de agua, a través de la publicación de artículos y notas técnicas inéditas, que brinden aportaciones originales.

Nuestros principios

- Imparcialidad.
- Objetividad.
- Honestidad.

Nuestros valores

- Conocimiento.
- Experiencia.
- Autoridad temática.

Contenido

Interdisciplinario, conformado por aportaciones plasmadas en artículos y notas inéditos, relacionados con el agua, derivados de una investigación, que brinden aportaciones o innovaciones científicas y tecnológicas originales, que se desarrollen dentro del campo del conocimiento de diversas disciplinas.

Cobertura temática

Interdisciplinaria, relacionada con agua, con prioridad temática en los siguientes ámbitos del conocimiento:

- Agua y energía.
- Calidad del agua.
- Ciencias físicas, biológicas y químicas.
- Ciencias hidroagrícolas.
- Ciencias políticas y sociales.
- Desarrollo e innovación científica y tecnológica.
- Gestión del agua.
- Hidrología.
- Hidráulica.

Tipo de contribuciones

Artículo: documento científico que trata y comunica por primera vez los resultados de una investigación o innovación exitosa, cuyas contribuciones aportan e incrementan el conocimiento actual en materia hídrica.

Nota: texto inédito que trata avances principalmente en el campo de la ingeniería hidráulica y de la práctica profesional en materia de agua.

Algunos trabajos sometidos al proceso de arbitraje como artículo pueden terminar publicándose como notas o viceversa. Esto se hará bajo propuesta y un proceso de mutuo acuerdo entre los autores y el editor por tema responsable. Ambas contribuciones tienen prácticamente la misma estructura (resumen, introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones, referencias).

Proceso de arbitraje

La revista se rige por un riguroso proceso de arbitraje, el cual establece que cada trabajo debe ser analizado separadamente por tres revisores, quienes recomiendan su aceptación, su aceptación con cambios menores, su aceptación con cambios mayores, su rechazo o su aceptación como nota técnica con los cambios necesarios. Con base en estas recomendaciones, el editor temático responsable emite el dictamen final.

Se buscará que al menos uno de los revisores sea de alguna institución del extranjero.

Los revisores no podrán pertenecer a la misma institución de los autores que proponen el artículo o nota para publicación.

Cuando los dictámenes se contrapongan o resulten poco consistentes, el editor temático correspondiente podrá dictaminar, o solicitar la intervención de otros revisores o de algún miembro(s) del Consejo Editorial.

En los casos que lo amerite, el editor temático podrá decidir sobre la aprobación o no de un artículo o nota con el dictamen de dos revisores, más su propia opinión como editor por tema correspondiente, o la del editor en jefe.

Todo artículo o nota rechazado no se admitirá para un nuevo proceso de revisión.

El proceso de arbitraje se desarrollará bajo la modalidad de arbitraje "doble ciego", de tal manera que tanto los autores como los revisores no conozcan el nombre de su contraparte, a fin de mantener la imparcialidad del proceso.

Toda documentación asociada con el proceso de arbitraje se clasifica como confidencial; esto incluye nombre de los árbitros, dictámenes, para mantener la imparcialidad del proceso, y de los datos personales, a fin de cumplir con las leyes de la materia.

El proceso de arbitraje lo llevan a cabo especialistas y expertos de alto nivel, de reconocido prestigio nacional e internacional en su ámbito profesional, con la capacidad para evaluar, de manera confiable y expedita, tanto la calidad como las aportaciones originales como el grado de innovación científica y tecnológica del material que se somete a dictamen para posible publicación.

Esta participación se considera una contribución profesional, que es realizada de manera honorífica.

Para la elaboración de su dictamen, los árbitros cuentan con la "Guía para el revisor".

Dictamen final

El dictamen que se emita, derivado del proceso de arbitraje, es inapelable.

Autores

Se publican trabajos de autores de cualquier nacionalidad, que presenten sus contribuciones en español o inglés.

A fin de promover la diversidad de autores y su procedencia, un mismo autor o coautor no podrá publicar en la revista *Tecnología y Ciencias del Agua* más de dos trabajos al año, con excepción de artículos o notas publicadas en ediciones especiales y números extraordinarios.

Una vez que se acepta un artículo o nota para ser publicado, los autores firman un permiso para publicar, en donde ceden los derechos patrimoniales en exclusiva al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, titular de la revista *Tecnología y Ciencias del Agua*.

Responsabilidad de los autores

La propuesta de un trabajo compromete al autor o autores a no someterlo simultáneamente a la consideración de otras publicaciones. En caso de que el artículo o nota sea entregado a otro medio para su eventual publicación, los autores se comprometen a hacerlo del conocimiento de la Coordinación Editorial, que suspenderá el proceso de arbitraje e informará al Consejo Editorial sobre la decisión tomada por los autores; esta misma suspensión tendrá efecto si la revista *Tecnología y Ciencias del Agua* identifica y corrobora una situación similar.

La responsabilidad del contenido, originalidad y autenticidad de los artículos o notas corresponde a los autores.

Los autores son responsables de la calidad del español e inglés que utilicen. Si su redacción es deficiente, se rechazará su contribución. La revista *Tecnología y Ciencias del Agua* sólo se hará cargo del cuidado editorial.

Los autores se comprometen a realizar los ajustes que sean señalados por el editor temático en el tiempo fijado por éste; en caso de incumplimiento, el artículo o nota será retirado del proceso de dictaminación y será calificado como rechazado.

Los autores deberán estar atentos para resolver las dudas y propuestas que presenten el editor y el coordinador editorial.

Los autores deberán aprobar las pruebas finales de imprenta de sus textos.

Los autores de la revista aceptan formar parte del grupo de árbitros de la revista *Tecnología y Ciencias del Agua*, con la responsabilidad que ello implica.

Los autores deben basarse en la "Guía para colaboradores" para remitir sus artículos o notas.

Una vez que reciban la carta de aceptación para publicar su artículo o nota, los autores no podrán incluir a ningún otro autor.

Los autores sólo podrán eliminar a un autor del artículo o nota en proceso mediante oficio dirigido a la revista *Tecnología y Ciencias del Agua*. Dicho oficio debe ir firmado (en papel) tanto por el autor principal como por el autor a quien se pretende eliminar y quien da su consentimiento expreso.

El porcentaje de autocitas en un artículo no podrá ser superior al 20%.

Lectores

Académicos, investigadores, especialistas y profesionales interesados en el análisis, investigación y búsqueda del conocimiento y soluciones de problemas relacionados con el agua.

Recepción de trabajos

La recepción de artículos y notas es permanente.

Periodicidad

Edición bimestral.

Se tendrá una versión *preprint* de los artículos y notas aprobados para ser publicados; esto, sin esperar a integrar un número completo.

Suscripción y distribución

La revista se distribuye por medio de suscripciones pagadas y honorarias.

Acceso abierto

La revista *Tecnología y Ciencias del Agua* permite consultar en su versión digital todo el material publicado sin costo, incluyendo el de las revistas que la precedieron: *Irrigación en México*; *Ingeniería hidráulica en México*, primera época; *Recursos hidráulicos*; e *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época.

Ediciones especiales y números extraordinarios

La revista *Tecnología y Ciencias del Agua* podrá publicar números especiales por sí misma o en colaboración con otras revistas, asociaciones profesionales o casas editoriales de reconocido prestigio relacionadas con el recurso agua. En este caso, todos los trabajos deberán pasar por el proceso de arbitraje establecido en esta Política Editorial.

Asimismo, la revista *Tecnología y Ciencias del Agua* podrá publicar artículos por invitación, en reconocimiento a la trayectoria profesional de destacados investigadores.

En ambos casos se cuidará la calidad de los contenidos técnicos y las aportaciones científicas.

Código de ética

El quehacer de la revista *Tecnología y Ciencias del Agua* se basa en principios de imparcialidad, objetividad y honestidad.

Tecnología y Ciencias del Agua está registrada en los siguientes índices y resúmenes (abstracts) nacionales e internacionales:

• Thomson Reuters Science Citation Index® (ISI) • Expanded Thomson Reuters Research Alert® (ISI) • *Índice de revistas mexicanas de investigación científica y tecnológica* del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) (2013-2018) • Sistema de Información Científica Redalyc (Red de Revistas Científicas de América Latina y El Caribe, España y Portugal), Universidad Autónoma del Estado de México • EBSCO (Fuente Académica Premier NISC; Geosystems, como Marine, Oceanographic and Freshwater Resources) • ProQuest (Cambridge Scientific Abstracts) • Elsevier (Fluid Abstracts: Process Engineering; Fluid Abstracts: Civil Engineering) • CAB Abstracts, CAB International • Latindex (Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal), Universidad Nacional Autónoma de México • Periódica (Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias), Universidad Nacional Autónoma de México • *Catálogo Hela* (Hemeroteca Latinoamericana), Universidad Nacional Autónoma de México • *Actualidad Iberoamericana*, CIT-III, Instituto Iberoamericano de Información en Ciencia y Tecnología.

Otras fuentes

También puede encontrarse su acervo en *Google académico*.



Artículos

Análisis de riesgo por inundación: metodología y aplicación a la cuenca Atemajac
 Rubén Ernesto Hernández-Uribe
 Héctor Barrios-Piña
 Aldo I. Ramírez

Prevalence of *Enterobacteriaceae* and contaminants survey in sediments of the Atoyac River
 Arturo Aburto-Medina
 Irmene Ortiz
 Ernesto Hernández

Modelo para la optimización del costo de operación de un campo de pozos en acuíferos
 Lemuel C. Ramos-Arzola
 Eric Cabrera-Estupiñán
 Daniel Molina-Pérez
 Armando O. Hernández-Valdés
 David E. Marón-Domínguez

La variabilidad del caudal del río Acaponeta inferida mediante series de anillos de crecimiento en coníferas
 José Villanueva
 Armando Gómez
 Julián Cerano
 Sergio Rosales
 Juan Estrada
 Luis U. Castruita
 Aldo R. Martínez

Tratamiento microbiano de aguas ácidas resultantes de la actividad minera: una revisión
 José Santiago Pozo-Antonio
 Iván Puente
 Susana Lagüela
 María Veiga

Modelación de la evapotranspiración potencial mensual a partir de temperaturas máximas-mínimas y altitud
 Miguel Angel Segura-Castruita
 Carlos Alberto Ortiz-Solorio

Modelación hidráulica de un reactor de electrocoagulación tubular de sección anular
 Javier de Jesús Canto-Ríos
 Alejandra Martín-Domínguez
 Sara Pérez-Castrejón
 Víctor Alcocer-Yamanaka
 Gueorguiev Tzatchkov-Velitchko

Modelación numérica de flujo mixto en conductos cerrados con esquemas en volúmenes finitos
 José Luis Aragón-Hernández
 Ernest Bladé

A proposal of a hydrodynamic model to low Reynolds numbers in a liquid-solid inverse fluidized bed reactor
 Karla Edith Campos-Díaz
 José Luis Alvarez-Cruz

Notas

Seguridad en el suministro del agua y energía limpia: una propuesta de proyecto para los regantes del río Torrox
 Alberto J. Perea-Moreno
 Quetzalcóatl Hernández-Escobedo
 Ma. Jesús Aguilera-Ureña

Cuantificación de sequías meteorológicas mensuales: cotejo de cuatro índices en tres localidades de San Luis Potosí, México
 Daniel Francisco Campos-Aranda

Discusión

Guía para colaboradores

Articles

Flood risk analysis: Methodology and application to the Atemajac basin 5
 Rubén Ernesto Hernández-Uribe
 Héctor Barrios-Piña
 Aldo I. Ramírez

Prevalencia de Enterobacteriaceae y monitoreo de contaminantes en sedimentos del río Atoyac 27
 Arturo Aburto-Medina
 Irmene Ortiz
 Ernesto Hernández

Model for optimization of the operating cost in aquifers 39
 Lemuel C. Ramos-Arzola
 Eric Cabrera-Estupiñán
 Daniel Molina-Pérez
 Armando O. Hernández-Valdés
 David E. Marón-Domínguez

The streamflow variability of the Acaponeta River inferred from tree-ring series of conifers 55
 José Villanueva
 Armando Gómez
 Julián Cerano
 Sergio Rosales
 Juan Estrada
 Luis U. Castruita
 Aldo R. Martínez

Microbial treatment of acid mine drainage (AMD): A review 75
 José Santiago Pozo-Antonio
 Iván Puente
 Susana Lagüela
 María Veiga

Modeling monthly potential evapotranspiration from maximum-minimum temperature and altitude 93
 Miguel Angel Segura-Castruita
 Carlos Alberto Ortiz-Solorio

Hydraulic modeling of a tubular ring section electrocoagulation reactor 111
 Javier de Jesús Canto-Ríos
 Alejandra Martín-Domínguez
 Sara Pérez-Castrejón
 Víctor Alcocer-Yamanaka
 Gueorguiev Tzatchkov-Velitchko

Numerical modeling of mixed flow in closed conduits with finite volume schemes 127
 José Luis Aragón-Hernández
 Ernest Bladé

Propuesta de un modelo hidrodinámico para números de Reynolds pequeños en un reactor de lecho fluidizado inverso sólido-líquido 143
 Karla Edith Campos-Díaz
 José Luis Alvarez-Cruz

Notes

Water supply security and clean energy: A project proposal for irrigators in the river Torrox 151
 Alberto J. Perea-Moreno
 Quetzalcóatl Hernández-Escobedo
 Ma. Jesús Aguilera-Ureña

Quantification of monthly meteorological droughts: Comparison of four indices in three locations of San Luis Potosí, Mexico 159
 Daniel Francisco Campos-Aranda

Discussion

Contributor's guide 175

