



Tecnología y Ciencias ^{de} Agua

ISSN 2007-2422

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





Tecnología y Ciencias del Agua

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
Comisión Federal de Electricidad

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 Hidrográficas
 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
Comisión Nacional 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: Helena Rivas López • **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:** Ellen Sue Weiss • **Coordinación del proceso de arbitraje:** Elizabeth Peña Montiel • **Seguimiento del proceso de arbitraje:** Elizabeth Peña Montiel y Bibiana Bahena Carvajal • **Diseño de logotipo y portada:** Oscar Alonso Barrón • **Diseño del formato:** Gema Alín Martínez Ocampo • **Comercialización:** Marco Antonio Bonilla Rincón.

• **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. Puente**, University of California, Estados Unidos • **Dr. Cleverson Vitorio 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**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Fedro Zazueta Ranahua**, 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 Texeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Escontria**, SAGARPA, México • **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 Santos**, 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**, consultor, México • **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**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •

© **TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA**, vol. VI, núm. 5, septiembre-octubre de 2015, 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, 30 de octubre de 2015.

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. VI, núm. 5, septiembre-octubre de 2015



[Para comentarios a la Coordinación Editorial, dé clic aquí](#)



[Para suscripciones, dé clic aquí](#)

Portada: Amanece sobre el tanque Aguilereño en el río Aguanaval, en Viesca, Coahuila, México.

El agua se ha convertido en un recurso escaso y es primordial para la producción de alimentos. Por esto, la generación de nuevos métodos para la administración y cuidado del vital recurso es cada día más necesaria. En el artículo "Monitoreo de humedad en suelo a través de red inalámbrica de sensores" de María Flores-Medina, Francisco Flores-García, Víctor Velasco-Martínez y Guillermo González-Cervantes se presenta un sistema que facilita el monitoreo continuo de la humedad del suelo basado en una nueva tecnología de comunicación: Red Inalámbrica de Sensores (RIS), tecnología emergente que se ha estado utilizando en el ámbito agrícola en los últimos años (pp. 75-88).

Foto: Francisco Valdés Perezgasga (Premio Nacional a la Conservación de la Naturaleza 2015).





Tulum, Quintana Roo, México.

Foto: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez.

Artículos técnicos

Technical articles

k-ε Flow Modeling of Osmosis

Cristiana Laranjeira
Luís Sanches-Fernandes
Amadeu Borges
Nuno Cristelo

k-ε flujo modelado de ósmosis

Cristiana Laranjeira
Luís Sanches-Fernandes
Amadeu Borges
Nuno Cristelo

5

Hydrological Modeling of the Tampaon River in the Context of Climate Change

Juan Alberto Velázquez
Magali Troin
Daniel Caya

Modelación hidrológica del río Tampaón en el contexto del cambio climático

Juan Alberto Velázquez
Magali Troin
Daniel Caya

17

Efectos de los estrógenos como contaminantes emergentes en la salud y el ambiente

Irwing M. Ramírez-Sánchez
Poliopetro Martínez-Austria
Marco A. Quiroz-Alfaro
Erick R. Bandala

Effects of Estrogens, as Emerging Pollutants, on Health and the Environment

Irwing M. Ramírez-Sánchez
Poliopetro Martínez-Austria
Marco A. Quiroz-Alfaro
Erick R. Bandala

31

Study of Water Flow in Dams using Successive Over-Relaxation

Norma Patricia López-Acosta
José León González-Acosta

Estudio del flujo de agua en presas con sobre relajaciones sucesivas

Norma Patricia López-Acosta
José León González-Acosta

43

Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México

Hipólito Muñoz
Saturnino Orozco
Andrea Vera
Juan Suárez
Edelmira García
Mercedes Neria
José Jiménez

Relationship between Dissolved Oxygen, Rainfall and Temperature: Zahuapan River, Tlaxcala, Mexico

Hipólito Muñoz
Saturnino Orozco
Andrea Vera
Juan Suárez
Edelmira García
Mercedes Neria
José Jiménez

59

Monitoreo de humedad en suelo a través de red inalámbrica de sensores

María Flores-Medina
Francisco Flores-García
Víctor Velasco-Martínez
Guillermo González-Cervantes
Francisco Jurado-Zamarripa

Monitoring Soil Moisture using a Wireless Sensor Network

María Flores-Medina
Francisco Flores-García
Víctor Velasco-Martínez
Guillermo González-Cervantes
Francisco Jurado-Zamarripa

75

La infraestructura hidroagrícola ante escenarios del cambio climático

Mauro Iñiguez
Waldo Ojeda-Bustamante
Carlos Díaz-Delgado

Hydro-Agricultural Infrastructure under Climate Change Scenarios

Mauro Iñiguez
Waldo Ojeda-Bustamante
Carlos Díaz-Delgado

89

Diseño de riego por melgas empleando las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt
Heber Saucedo
Manuel Zavala
Carlos Fuentes

Border Irrigation Design with the Saint-Venant and Green & Ampt Equations 103
Heber Saucedo
Manuel Zavala
Carlos Fuentes

Notas técnicas

Dispersión hídrica de arsénico en el distrito minero de San Antonio-El Triunfo, Baja California Sur, México
Berenice Hernández-Cruz
Faustino de Luna-Cruz
José A. Sánchez-Cruz
Francisco Martín Romero

Technical notes

Hydric Dispersion of Arsenic in the San Antonio-El Triunfo Mining District, Baja California Sur, Mexico 113
Berenice Hernández-Cruz
Faustino de Luna-Cruz
José A. Sánchez-Cruz
Francisco Martín Romero

Aplicación de isótopos ambientales en la determinación de la biodegradación de compuestos orgánicos
Luis E. Lesser-Carrillo

Application of Environmental Isotopes to Determine the Biodegradation of Organic Compounds 123
Luis E. Lesser-Carrillo

Discusión
Guía para colaboradores

Discussion 131
Contributor's guide 133

k - ϵ Flow Modeling of Osmosis

• Cristiana Laranjeira • Luís Sanches-Fernandes • Amadeu Borges •
• Nuno Cristelo* •

University of Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal

Corresponding author

Abstract

Laranjeira, C., Sanches-Fernandes, L., Borges, A., & Cristelo, N. k - ϵ Flow Modeling of Osmosis (September-October, 2015). *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 6(5), 5-16.

Several measures have been taken to satisfy global water consumption needs. Desalination has been proven to be a viable solution and has therefore been increasingly used over the past two decades. This research is aimed at making a contribution through the use of numerical modeling to predict the behavior of laminar flow in desalination systems with an incompressible fluid (sea water). The study considered two scenarios— with and without a pressure-driven membrane, the latter enabling the study of the effects of gravity. The theoretical description of flow is based on mass, momentum and energy conservation equations. Computational fluid dynamics techniques were used to simulate flow according to different scenarios using ANSYS 12.1 software. The results show that the membrane significantly influences the flow process, with a significant impact in section $x = 0.240$ m when beginning to develop in the lower part of the cross-section.

Keywords: Desalination; Membrane; CFD modeling; ANSYS 12.1.

Resumen

Laranjeira, C., Sanches-Fernandes, L., Borges, A., & Cristelo, N. k - ϵ flujo modelado de ósmosis (septiembre-octubre, 2015). *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 5-16.

Con el fin de satisfacer las necesidades de agua de consumo a escala global se han tomado varias medidas. La desalinización ha demostrado ser una solución viable, y por lo tanto es una de las utilizadas cada vez más en las dos últimas décadas. Este trabajo de investigación pretende ser una contribución que emplea la modelización numérica para predecir el comportamiento de flujo laminar de un fluido incompresible (agua de mar) en los sistemas de desalinización. Dos escenarios diferentes se consideran: con y sin una membrana impulsada por presión. La última ha permitido estudiar los efectos de la gravedad. La descripción teórica del flujo se basa en las ecuaciones de conservación de masa, momento y energía. Se utilizaron técnicas de dinámica de fluidos computacional para simular el flujo en diferentes escenarios, utilizando el software ANSYS 12.1. Los resultados mostraron que la membrana tiene una influencia muy importante en el proceso de flujo, con un impacto importante de la sección $x = 0.240$ m, cuando se empieza a desarrollar hacia la zona inferior de la sección transversal.

Palabras clave: desalinización, membrana, modelado CFD, ANSYS 12.1.

Received: 17/10/2011
Accepted: 01/05/2015

Introducción

Desalination is a process used to remove salt and other minerals and/or chemicals from sea and brackish water, turning it into potable water ready for human consumption (Marcovecchio, Mussati, Aguirre, & Scena, 2005; Akgul, Çakmakci, Kayaalp, & Koyuncu, 2008; Charcosset, 2009; Ettouney & El-Dessouky, 2001; Greenlee, Lawler, Freeman, Marrot, & Moulin, 2009; Kha-

waji, Kutubkanah, & Wie, 2008). Karagiannis and Soldatos (2008) have classified desalination methods in two larger groups: thermic methods (phase-change processes) and membrane methods (without phase-change). Fletcher and Wiley (2004) worked towards the development of a Computational Fluids Dynamic (CFD) model in order to accurately characterise the flow rate in the feed and permeable channels in membrane pressure-induced processes. The referred au-

thors state that the flow rate in both channels is governed by the mass, momentum and mass of the solute fraction equations. These equations are presented in a cartesian coordinate system, considering that density, viscosity and diffuseness are a function of the solute fraction, and are similar to the ones used in previous work (Wiley & Fletcher, 2002, 2003; Alexiadis, Bao, Fletcher, Wiley, Clements, 2006), with the following modifications: to characterise the viscosity a set of related constants are included; gravitational forces are also included; mass is used instead of concentration, as in the formulation of the compressible flow, which guarantees mass conservation of the solute. For the flow conditions considered, the density is only a function of the solute mass fraction, since the flow is regarded as isothermal and the dependency of the density pressure is extremely small, thus negligible. In this case, the density effects are included in every term of the equations of conservation, and thus the model is more general, ensuring strict mass conservation for all constitutive valid models (Fletcher & Wiley, 2004; Alexiadis et al., 2006; Wiley & Fletcher, 2002; Pa, Mohammadi, Hosseinalipour, & Allahdini, 2008). In this work, the filtration process was implemented by applying a pressure difference between the permeable and feed channels. The pressure difference is used to determine the flow through the membrane, but the fact that the pressure is tens of bars higher in the feed channel has no effect on the hydrodynamics. Therefore, the reference pressure at the outlet of the two channels is zero ($p = 0$) for computational purposes (only the pressure gradients are shown in the equations). This is a computational pattern to avoid loss of rounding error precision. Wardeh and Morvan (2008), using the same equations and channel geometry, made CFD simulations of flow and concentration polarisation in spacer-filled channels for water desalination. To model the selective transfer from the feeding to the permeable channel through the membrane surface they used finite element code ANSYS-CFX, and were able to show that a feed channel with spacer filaments reduces concentration

polarisation on the membrane surface and therefore fouling.

Mathematical model

Governing equations of fluid flow (mass, momentum and energy equations) can be altered by factors like fluid condition (compressible or incompressible), 2D or 3D flow, and others.

Flow equations

The following are the equations of continuity in two dimensions (1), momentum (2), and two dimensional, laminar and incompressible flow on a regular cross-section channel with a membrane separating the feed and permeable channels (3). Equation (4) represents salt mass variation on flow. Note that the symbol glossary can be found at the end of the paper:

$$\frac{\partial \rho u}{\partial x} + \frac{\partial \rho v}{\partial y} = 0 \quad (1)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \rho u^2}{\partial x} + \frac{\partial \rho uv}{\partial y} \\ &= -\frac{\partial p}{\partial x} + 2 \frac{\partial}{\partial x} \left(\mu \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left[\mu \left(\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right) \right] \\ & - \frac{2}{3} \frac{\partial}{\partial x} \left[\mu \left(\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} \right) \right] - \rho g_x \end{aligned} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \rho uv}{\partial x} + \frac{\partial \rho v^2}{\partial y} \\ &= -\frac{\partial p}{\partial y} + 2 \frac{\partial}{\partial y} \left(\mu \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left[\mu \left(\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right) \right] \\ & - \frac{2}{3} \frac{\partial}{\partial y} \left[\mu \left(\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} \right) \right] - \rho g_y \end{aligned} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \rho u m_A}{\partial x} + \frac{\partial \rho v m_A}{\partial y} \\ &= \frac{\partial}{\partial x} \left[\rho D_{AB} \left(\frac{\partial m_A}{\partial x} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[\rho D_{AB} \left(\frac{\partial m_A}{\partial y} \right) \right] \end{aligned} \quad (4)$$

In equations (1), (2), (3) and (4) x and y are horizontal and vertical space coordinates, respectively; ρ is the density; μ is the dynamic viscosity; g is the gravitational acceleration; D is the diffuseness, and m_A the salt mass percentage.

Boundary conditions

Boundary conditions are applied to the walls, membrane, and initial and final cross-section of the channels. Velocity through the membrane is defined using continuity equation (5):

$$\begin{aligned} Q_w &= Q_p \\ A_w \times u_w &= A_p \times u_p \end{aligned} \quad (5)$$

The flow rate in the system is divided in the flow that remains in the feed channel (Qw) and the flow that reaches the permeable channel through the membrane (Qp). Therefore, the infiltration velocity through the membrane (vw) was obtained considering that the permeable flow equals the flow that goes through the membrane area (Awm) (6):

$$v_w = \frac{A_p \times u_p}{A_{wm}} \quad (6)$$

Exiting pressure on the feed channel is defined as being the same as in the case of non-existence of the membrane (7):

$$p = 0 \quad (7)$$

Hence, the exiting pressure on the permeable channel, when considering the existence of the membrane, equals the difference between the feed and permeable channels' pressure, obtained using Bernoulli's equation (8), which relates pressure with velocity u and head H at any point on the flow line considered:

$$H = \frac{p}{\gamma} + \frac{u^2}{2g} + z \quad (8)$$

The boundary condition at the start of the channel completely defines the velocity profile and the salt mass percentage in the water (9):

$$\begin{aligned} u &= 6u \frac{-y}{h} \left(1 - \frac{y}{h}\right) \\ v &= 0 \\ m_A &= m_{A0} \end{aligned} \quad (9)$$

For the walls the flow conditions apply (10):

$$\begin{aligned} u &= 0 \\ v &= 0 \\ \frac{\partial m_A}{\partial y} &= 0 \end{aligned} \quad (10)$$

At the membrane, on the feed channel side, tangent velocity is defined as zero (no flow is considered) and the infiltration velocity is specified (11):

$$\begin{aligned} u &= 0 \\ v &= v_w \end{aligned} \quad (11)$$

On the permeable channel, the infiltration velocity at the membrane is corrected to account for the change in density, therefore keeping the flow rate through the membrane constant (12):

$$\begin{aligned} u &= 0 \\ v &= v_p = v_w \frac{\rho_w}{\rho_p} \end{aligned} \quad (12)$$

Experimental

A rectangular section (Figure 1) is considered for the channel, with a similar geometry used previously by Fletcher and Wiley (2004), and Wardeh and Morvan (2008), with channel dimensions similar to those used by Alexiadis *et al.* (2007), with 0.266 m in length and heights of 0.0025 m and 0.0020 m for the feed and permeable channel, respectively. The flow rate is imposed on the feed channel and is defined on the permeable channel as the value infiltrated through the membrane, which has 0.250 m in length and 0.0002 m in thickness. In order to guarantee an acceptable behaviour of the flow, two regions with 0.008 m in length were included at the

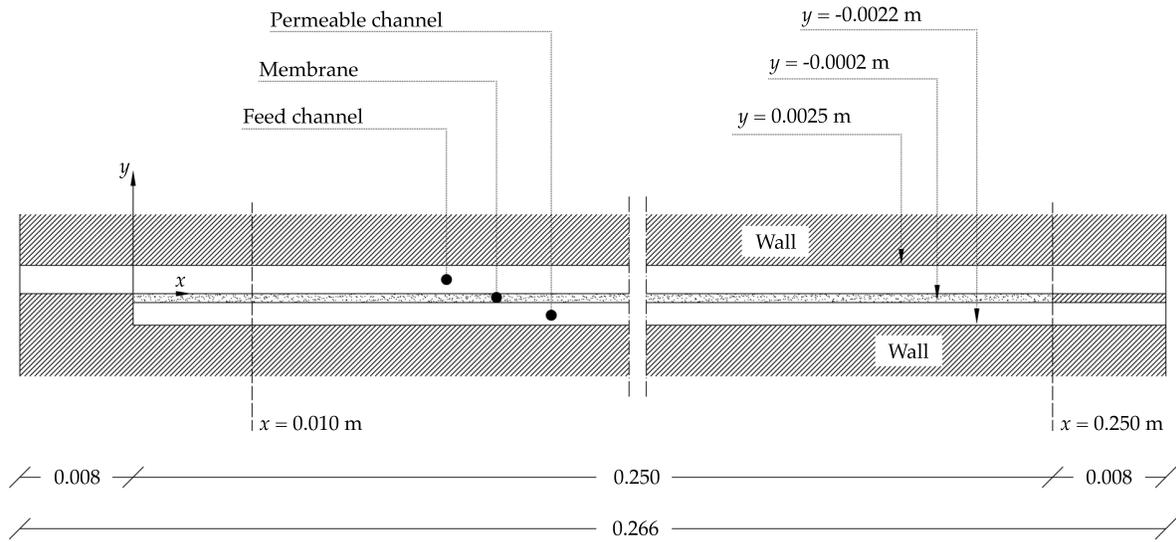


Figure 1. Channel geometry considered.

entering and exiting, for which previously described boundary conditions for entering and exiting sections were applied.

The solution considered in the simulations was composed of water with a salt mass of 0.002 kg/kg. The physical properties of the fluid vary with salt mass percentage and were defined by equations (13) and (14):

$$\mu = 0.89 \times 10^{-3} (1.0 + 1.63m_A) \quad (13)$$

$$\rho = 997.1 \times (1.0 + 0.696m_A) \quad (14)$$

In which m_A is the salt mass percentage (kg per solution kg); μ is the dynamic viscosity (N/m²s), and ρ is the density (kg/m³).

Considering the mentioned channel, four simulations were executed with the conditions described in Table 1.

ANSYS CFD 12.1 (2010) software was used to perform fluid flow simulations during this research work. It is a Computational Fluid Dynamics software that combines pre- and post-processing with a powerful solving capacity.

Results and Discussion

Simulation without Membrane

Longitudinal Velocity Profile

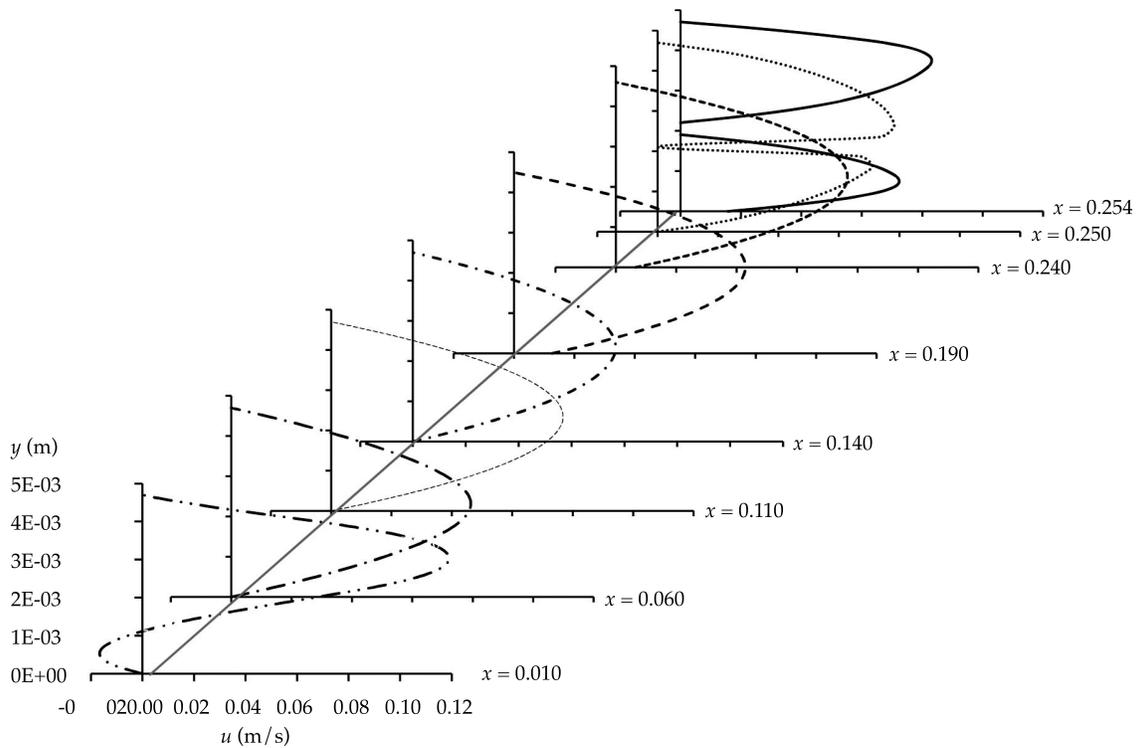
Figure 2 describes the profile development of the longitudinal velocity for $g = 0$ (SIM 1). It is clear that the flow evolves after $x = 0.010$ m, when the channel section increases. This step in the channel causes the fluid to reflow or stop, which in turn develops negative and positive velocities in the same section. For this section the maximum velocity is achieved approximately at mid-height. The flow is constant in the intermediate section of the channel, which is typical of a flow between two parallel sections, while maximum velocity is achieved at mid-height. At section $x = 0.250$ m the flow changes due to the modifications in the channel's geometry, resulting in the horizontal split of the flow in two.

Figure 3 describes the profile development of the longitudinal velocity for $g = -9.8$ m/s² (SIM 2). It can be seen that between sections $x = 0.010$ m and $x = 0.240$ m the flow is

Table 1. Conditions of the performed simulations.

Simulations	Conditions				
	$u(\text{m/s})$	$v(\text{m/s})$	$p(\text{N/m}^2)$	$g(\text{m/s}^2)$	Membrane
SIM 1	0.1	0	0	0	No
SIM 2	0.1	0	0	-9.8	No
SIM 3	0.1	0	0	+9.8	No
SIM 4	0.1	0	0	-9.8	Yes

SIM 1, 2 and 3 were included with the objective of studying the influence of gravitational acceleration on fluid flow and, as such, no membrane was considered. SIM 4 included the membrane and therefore only the more realistic case of $g = -9.8 \text{ m/s}^2$ was considered.

Figure 2. Longitudinal velocity profile for $g = 0$.

constant, typical of a laminar flow, without any significant changes in velocity. Maximum velocity is registered for almost the entire cross-section, diminishing only near the top and bottom. For this simulation, as in the case of the remaining simulations, the presence of the horizontal wall at section $x = 0.250 \text{ m}$ divides the flow in two. There is a slight increase in velocity at this section and at section $x = 0.254 \text{ m}$ (6.5 and 14.0%, respectively), regarding the

velocity at intermediate sections. At section $x = 0.254 \text{ m}$, and contrary to what happens at section $x = 0.250 \text{ m}$ (although the difference is not significant), flow is more intense by the inferior solid wall of the channel.

The profile development of the longitudinal velocity for $g = +9.8 \text{ m/s}^2$ (SIM 3) was very similar to SIM 1 and therefore Figure 2 is used to analyse SIM3. Maximum velocity and reflow/stopping of the fluid occurred at section

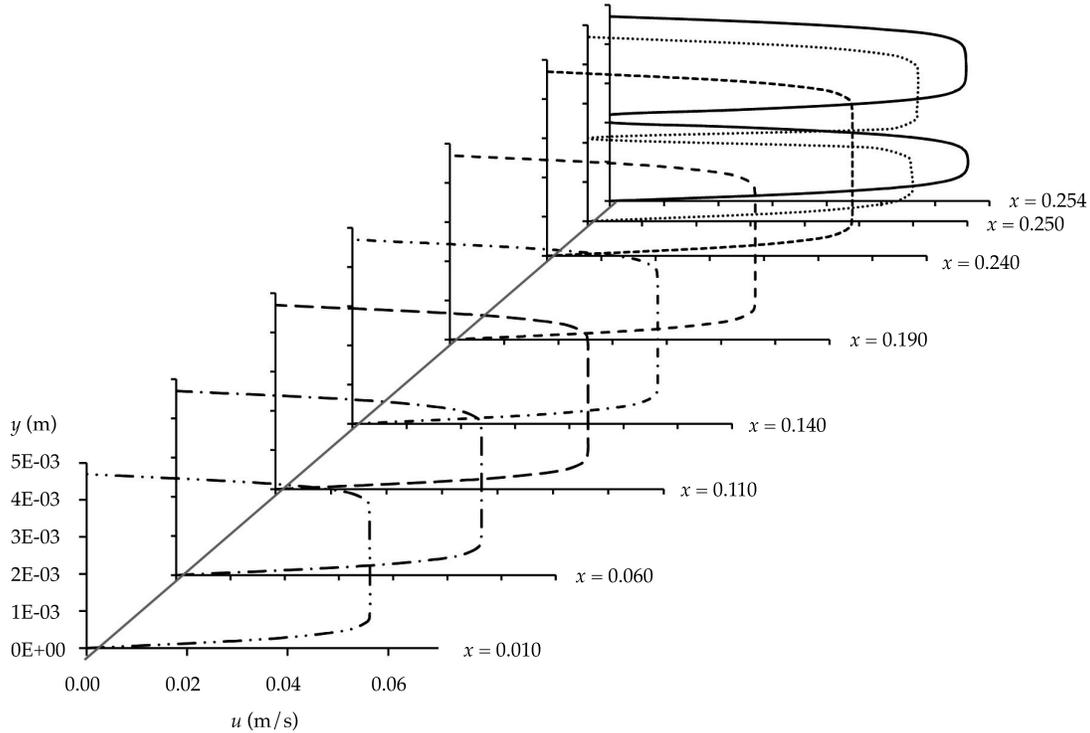


Figure 3. Longitudinal velocity profile for $g = -9.8 \text{ m/s}^2$.

$x = 0.010 \text{ m}$, typical laminar flow at the intermediate sections of the channel and split in two flows at section $x = 0.250 \text{ m}$ due to the horizontal wall.

In short, for SIM 1 and SIM 3 velocity is maximum at section $x = 0.010 \text{ m}$, while for SIM 2 the highest velocity is achieved at the last section analysed ($x = 0.254 \text{ m}$).

Normal Velocity Profile

Figure 4 describes the profile development of the velocity normal to the channel wall for $g = 0$ (SIM 1). As can be seen, at section $x = 0.010 \text{ m}$ the flow shows simultaneously positive and negative normal velocity, consequence of the reflow / stopping shown in Figure 2.

Intermediate sections' results are not presented since they are approximately zero, with only a small flow development at section $x = 0.060 \text{ m}$. However, at section $x = 0.250 \text{ m}$, where the channel splits, there is a significant

flow development resulting in maximum velocity values (both positive and negative) near the separation walls of the channel. The following section shows a less developed flow, with reductions in the maximum velocities, regarding the previous section, of 93 and 60% for positive and negative values, respectively.

SIM 2 revealed a practically horizontal flow along the entire length of the channel, with the exception at section $x = 0.250 \text{ m}$. This is due to the fact that the normal component of the velocity, right at the first section ($x = 0.010 \text{ m}$) and beyond, is practically zero. For this reason the results for these sections are not presented. The exception is section $x = 0.250 \text{ m}$, where the channel splits and the flow shows a very intense development, with equal positive and negative velocity values.

SIM 3 showed the highest influence on normal velocity. At section $x = 0.010 \text{ m}$ of the flow development (Figure 4) normal velocity has positive and negative values, consequence of

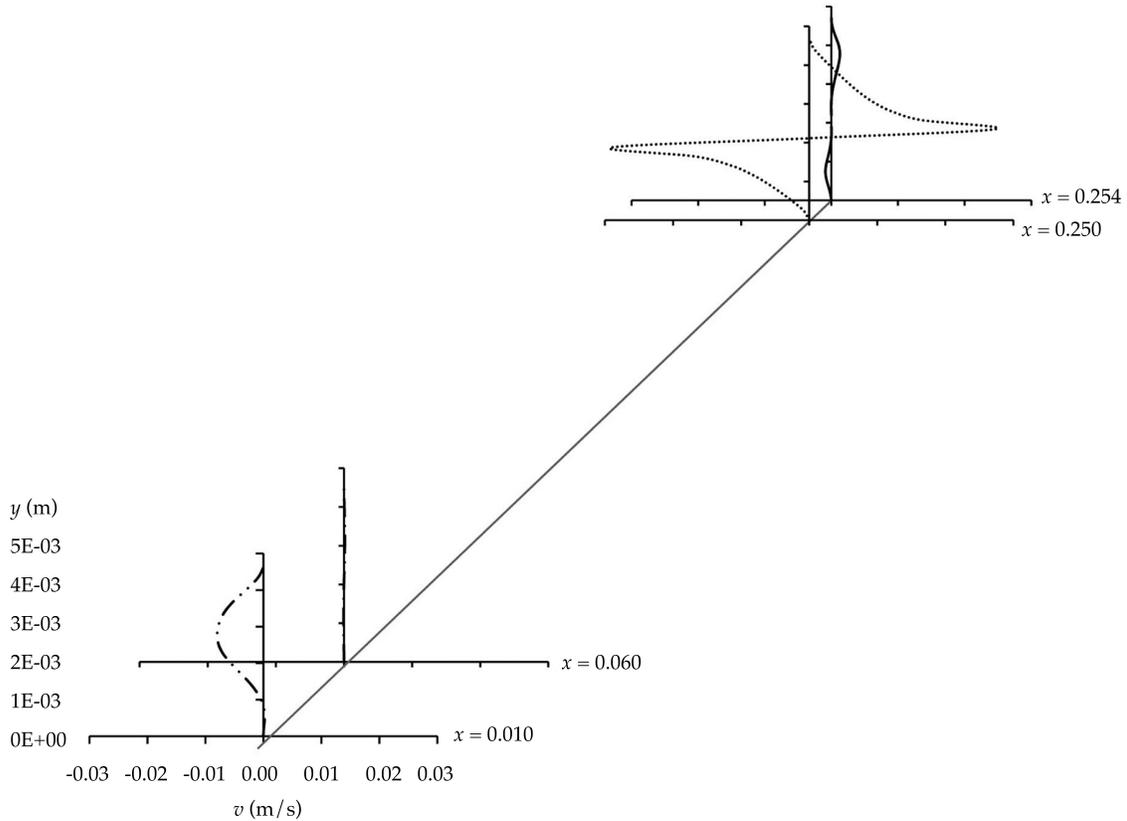


Figure 4. Normal velocity profile for $g = 0$.

the reflow / stopping of the fluid. Once again, at section $x = 0.250$ m, two different flows are created, with positive normal velocity near the top side of the horizontal separation wall and negative normal velocity near the bottom side of the separation wall. Maximum positive and negative velocities are achieved at this same section. It is possible to conclude that the flow develops nearer the top wall of the channel, possibly due to the fact that g has upwards orientation. The immediate section shows a less developed flow, with positive and negative velocities 77 and 82% lower, relatively to the previous section.

As can be seen from SIM 1, 2 and 3 the normal velocity profiles only show variations at the extreme sections, being approximately constant for the remaining of the channel, indicating an almost horizontal flow surface. At section $x = 0.254$ m, where normal velocity peaks for

positive and negative values, the flow shows a similar configuration in all three simulations. However, for SIM 1 flow development is more pronounced near the bottom side of the separation wall, for SIM 2 no difference in flow was detected between top and bottom sides and for SIM 3 the flow development is more pronounced near the top side.

Pressure Profile along the Channel

Figure 5 shows a comparative profile of the pressure along the channel for the three simulations without membrane: $g = 0$, $g = -g$ and $g = +g$. Flow is laminar and therefore has a low Reynolds number, leading to an approximately zero difference in pressure ($\Delta_p \approx 0$). Therefore, only the sections where the pressure variations were more significant were analysed. The first

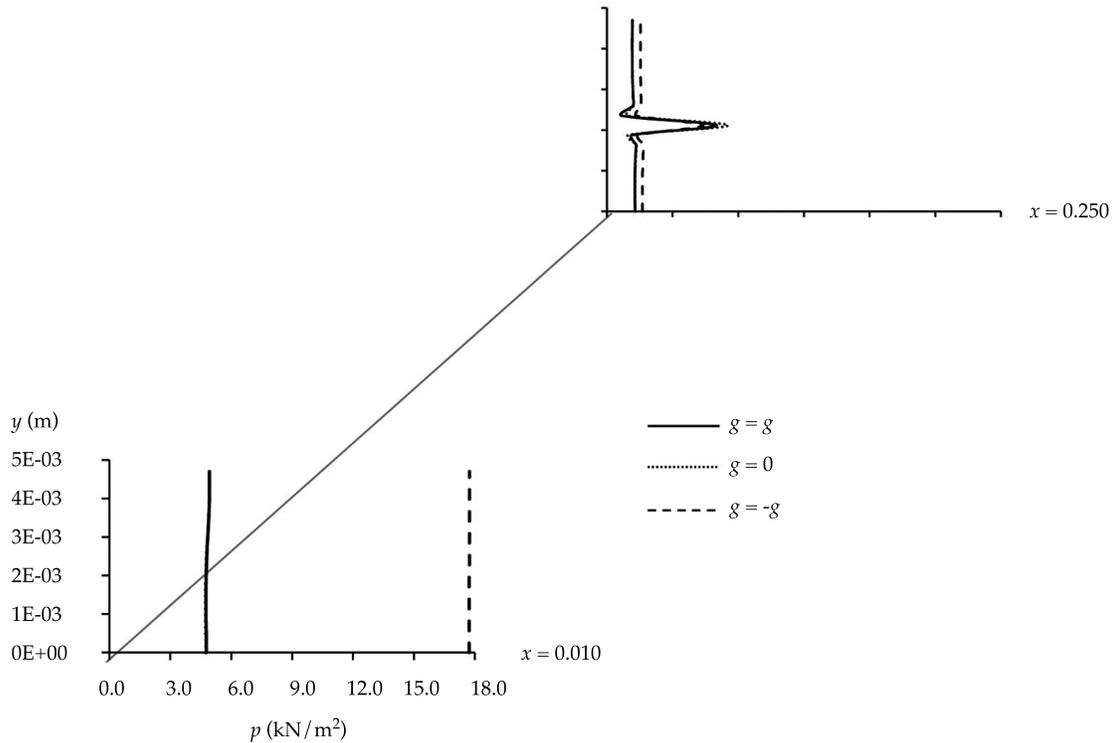


Figure 5. Pressure profile for $g = 0$, $g = -9.8 \text{ m/s}^2$ and $g = +9.8 \text{ m/s}^2$.

of these sections ($x = 0.010 \text{ m}$) shows a similar pressure profile for SIM 1 and 3, with practically the same values. Pressure in these simulations is 73% less than in SIM 2. At section $x = 0.250 \text{ m}$, where the maximum pressure point occurs at mid-height (the mid-height fluid's longitudinal velocity was stopped by the horizontal wall starting at section $x = 0.250 \text{ m}$), the variation in pressure is very significant. The pressure value at this point is 7% higher in SIM 2 than in SIM 3.

Simulation with Membrane

Longitudinal Velocity Profile

Figure 6 shows the development of the longitudinal velocity profile in the channel with membrane (SIM 4). This development is particularly noticeable at section $x = 0.010 \text{ m}$, in a similar situation occurred with simulations 1 and 3 without membrane. Again, at this section

the fluid reflows or stops, increasing positive and negative velocities at the same time. The velocities also show very similar values to those obtained from SIM 1 and 3, reaching maximum value at mid-section.

At section $x = 0.240 \text{ m}$ flow starts to adopt a different behaviour, and at section $x = 0.250 \text{ m}$, where the channel splits horizontally and two new flows are formed, the longitudinal velocity takes positive values near the bottom side of the separation wall and negative values near the top side. At this point the flow occurs preferably near the bottom of the channel, reaching its maximum value at the last section. In SIM 4 it is clear the flow development at section $x = 0.010$, immediately after the increase in the channel's cross section, which is contrary to what was found during SIM 2, in which the flow is constant and the velocity is maximum at almost the entire height of the channel.

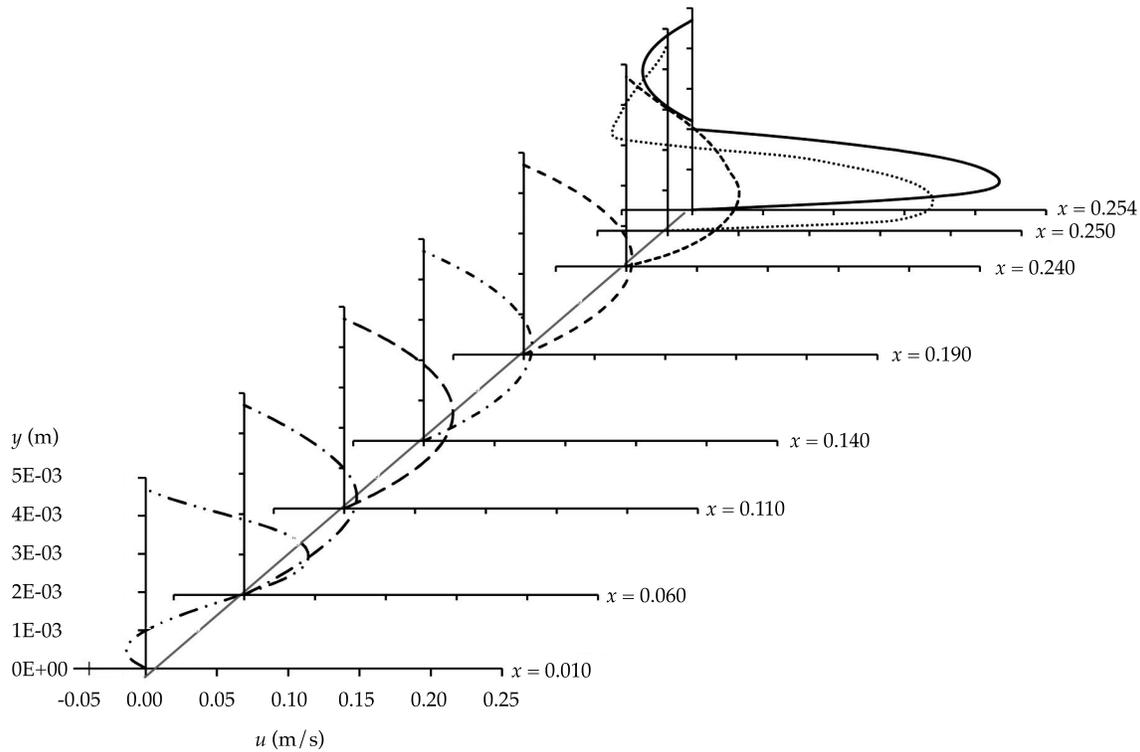


Figure 6. Longitudinal velocity profile considering the membrane.

Normal Velocity Profile

Figure 7 describes the profile development of the velocity normal to the channel wall considering the membrane (SIM 4). As can be seen, at section $x = 0.010$ m the flow development presents only negative normal velocity, with a small percentage of the cross-section of the channel showing zero velocity, consequence of the reflow/stopping of the fluid observed in Figure 6. Middle sections of the channel are not presented since velocity values are approximately zero, showing only a small flow development at sections $x = 0.060$ m and $x = 0.190$ m. At section $x = 0.240$ m and beyond it is clear that the existence of the membrane completely changed flow behaviour. In the case of SIM 1, 2 and 3 (Figure 4), the flow reaches maximum positive and negative velocities at section $x = 0.250$ m, in the proximity of the top and bottom sides of the horizontal separation wall

of the channel, respectively. In this case (SIM 4) there is no positive/negative velocity symmetry; there is instead a maximum positive velocity at the height of the separation wall. The immediate following section shows a less developed flow, only visible near the bottom of the channel, with a positive normal velocity.

In general, the profiles show negative values. However, there is an unusually high value at $x = 0.250$ m, which can only be explained by the near presence of the end of the membrane, where the wall is no longer permeable and, as consequence, two separate flows start to develop, as illustrated in Figure 1. It should also be taken into account the near symmetry of the profile around the point of separation of the two flows. After this point, the upper flow has almost zero vertical speed, keeping the negative feature, but the lower flow behaviour is now positive, due to the lower flow rate. Note that both flows, after the end of the membrane,

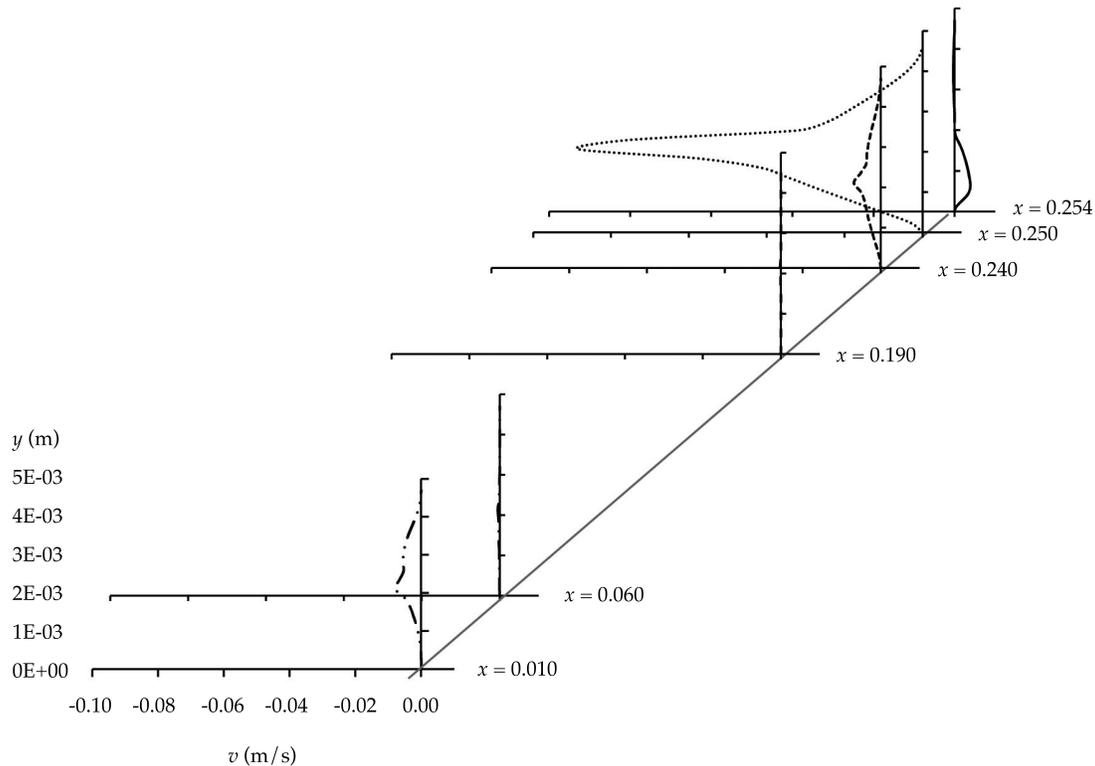


Figure 7. Normal velocity profile considering the membrane.

maintain the symmetry condition at half-height of each of the semi-channels.

SIM 2 showed maximum velocity at almost the entire height of the channel, which increased at the start, when the channel was split, and was kept until the end. During SIM 4 the maximum velocity happens at mid-height. In both cases the maximum velocity was registered at the last section, with SIM 4 showing a higher value than SIM2.

Conclusions

The aim of studying the seawater flow behaviour in a channel with and without membrane was reached by comparing the two scenarios and concluding about the influence of the membrane. As previously stated, the use of software to study the behaviour of a fluid in a channel proved to be very helpful, as expected. This was particularly true with the software ANSYS, used

to run the CFD simulations, which returned precise results allowing a detailed analysis of the flow. For the simulations in which the membrane was not considered, different longitudinal and normal velocity profiles were obtained. This difference results from the gravitational acceleration (g) values considered. The profiles for $g = 0$ and $g = +g$ have a high resemblance and contribute to the right hand side of the continuity equation. For the middle sections in SIM 1 and SIM 3 the maximum velocity is reached at medium height, and therefore the resulting profiles are similar to those obtained in laminar flow. However, there is a reflow / stopping of the fluid at section $x = 0.010$ m, which is typical of a flow without any step. At section $x = 0.250$ m, where the separation of the channel occurs, flow divides in two. At this section the flow stops momentarily (which is verified by the fact that the longitudinal velocity is zero in every simulation), and therefore maximum

pressure is reached. Regarding the simulations without membrane, SIM 2 ($g = -g$) is the closest to reality since gravitational force is considered downwards. The flow is laminar and therefore shows a low Reynolds number, which results in an approximately zero difference in pressure ($\Delta p \approx 0$). Overall, it can be concluded that the membrane has a significant influence on flow development. This influence is especially notorious at section $x = 0.240$ m and beyond, where flow starts to develop more towards the bottom area of the cross-section. At section $x = 0.250$ m, and according with the longitudinal velocity values, the flow runs almost entirely near the bottom of the channel. Also, based on normal velocity, flow develops in a symmetrical pattern, with maximum velocity at the horizontal separation wall of the channel.

Symbols

- A_w – Area of the feed channel (m^2/m).
 A_p – Area of the permeable channel (m^2/m).
 \bar{u} – Average initial velocity on the feed channel (m/s).
 V – Average velocity along the channel (m/s).
 D – Difusivity (m^2/s).
 μ – Dynamic viscosity ($\text{N/m}^2 \text{ s}$).
 h – Feed channel height (m).
 v_w – Filtration velocity (m/s).
 Q_w – Flow rate on the feed channel (m^3/s).
 Q_p – Flow rate on the permeable channel (m^3/s).
 g – Gravitational acceleration (m/s).
 x – Longitudinal direction.
 u – Longitudinal velocity (along the channel) (m/s).
 A_{wm} – Membrane area (m^2/m).
 y – Normal direction.
 v – Normal velocity (normal to the membrane) (m/s).
 p – Pressure (N/m^2).
 ΔP – Pressure difference through the membrane.
 m_A – Salt mass percentage (kg/kg).
 ρ – Sea water density (kg/m^3).

- ρ_w – Sea water density on the feed channel (kg/m^3).
 ρ_p – Sea water density on the permeable channel (kg/m^3).
 u_w – Velocity on the feed channel (m/s).
 u_p – Velocity on the permeable channel (m/s).
 γ – Water density (kg/m^3).

Acknowledgements

This work is supported by national funds by FCT-Portuguese Foundation for Science and Technology, under the project UID/AGR/04033/2013.

References

- Akgul, D., Çakmakci, M., Kayaalp, N., & Koyuncu, I. (2008). Cost Analysis of Seawater Desalination with Reverse Osmosis in Turkey. *Desalination*, 220, 123-131.
- Alexiadis, A., Bao, J., Fletcher, D. F., Wiley, D. E., & Clements, D.J. (2006). Dynamic Response of a High-Pressure Reverse Osmosis Membrane Simulation of Time Dependent Disturbances. *Desalination*, 191, 397-403.
- Alexiadis, A., Wiley, D. E., Vishnoi, A., Lee, R. H. K., Fletcher, D. F., & Bao, J. (2007). CFD Modeling of Reverse Osmosis Membrane Flow and Validation with Experimental Results. *Desalination*, 217, 242-250.
- ANSYS 12.1, ANSYS Tutorials, 2010.
- Charcosset, C. (2009). A Review of Membrane Processes and Renewable Energies for Desalination. *Desalination*, 245, 214-231.
- Ettouney, H., & El-Dessouky, H. (2001). Teaching Desalination. *Desalination*, 141, 109-127.
- Fletcher, D. F., & Wiley, D.E. (2004). A Computational Fluids Dynamics Study of Buoyancy Effects in Reverse Osmosis. *Journal of Membrane Science*, 245, 175-181.
- Greenlee, L. F., Lawler, D. F., Freeman, B. D., Marrot, B., & Moulin, P. (2009). Reverse Osmosis Desalination: Water Sources, Technology, and Today's Challenges. *Water Research*, 43, 2317-2348.
- Karagiannis, I. C., & Soldatos, P.G. (2008). Water Desalination Cost Literature: Review and Assessment. *Desalination*, 223, 448-456.
- Khawaji, A. D., Kutubkanah, I. K., & Wie, J. M. (2008). Advances in Seawater Desalination Technologies. *Desalination*, 221, 47-69.
- Marcovecchio, M. G., Mussati, S. F., Aguirre, P. A., & Scena, N. J. (2005). Optimization of Hybrid Desalination Processes Including Multi Stage Flash and Reverse Osmosis Systems. *Desalination*, 182, 111-122.

- Pak, A., Mohammadi, T., Hosseinalipour, S. M., & Allahdini, V. (2008). CFD Modeling of Porous Membranes. *Desalination*, 222, 482-488.
- Wardeh, S., & Morvan, H.P. (2008). CFD Simulations of Flow and Concentration Polarization in Spacer-Filled Channels for Application to Water Desalination. *Chemical Engineering Research and Design*, 86, 1107-1116.
- Wiley, D. E., & Fletcher, D.F. (2003). Techniques for Computational Fluid Dynamics Modeling of Flow in Membrane Channels. *Journal of Membrane Science*, 211, 127-137.
- Wiley, D. E., & Fletcher, D.F. (2002). Computational Fluid Dynamics Modeling of Flow and Permeation of Pressure-Driven Membrane Processes. *Desalination*, 145, 183-186.

Author's institutional address

MSc. Cristiana Laranjeira

PhD. Luís Fernandes

PhD. Amadeu Borges

PhD. Nuno Cristelo

University of Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD)
Quinta de Prados, Engenharias I, 5000-801 Vila Real,
PORTUGAL

Phone: +35 (125) 9350 356

Fax: +35 (125) 9350 356

cris.pfl@gmail.com

lfilipe@utad.pt

amadeub@utad.pt

ncristel@utad.pt



Haga clic aquí para escribir al autor

Hydrological Modeling of the Tampoan River in the Context of Climate Change

• Juan Alberto Velázquez* •
El Colegio de San Luis A.C., México
Autor de correspondencia

• Magali Troin •
Université du Québec à Montréal, Canadá

• Daniel Caya •
Consortium Ouranos, Québec, Canadá

Abstract

Velázquez, J. A., Troin, M., & Caya, D. (September-October, 2015). Hydrological Modeling of the Tampoan River in the Context of Climate Change. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 6(5), 17-30.

This work compares the hydrological modeling of the Tampoan River Basin (in east-central Mexico) with two hydrological models (SWAT and GR4J) and then evaluates the impact of climate change on the water balance of the basin. The calibration and validation of the models (over 14-year periods) show that both performed satisfactorily when simulating daily flows. The results indicate that SWAT more precisely reproduces observed mean monthly streamflow while GR4J overestimates it during the dry season and underestimates it during the rainy season. The analysis of the impact of climate change was performed by using climate ensemble simulations derived from the Canadian Global Climate Model (CGCM3) downscaled by the Canadian Regional Climate Model (CRCM). The climate simulations (after bias correction) were used as input data for both hydrological models for two periods: a reference period (1971 – 2000) and a future period (2041-2070). The results indicate a significant decrease in mean monthly streamflow in the Tampoan River Basin for the future period (-36 to -55%), as well as a decrease in maximum monthly streamflow (-34 to -60%) and minimum monthly streamflow (-36 to -49%). The results from this study provide an overall perspective of the potential impact of climate change on the hydrological response of the Tampoan River Basin.

Keywords: Canadian Regional Climate Model, SWAT, GR4J, climate change impacts.

Resumen

Velázquez, J. A., Troin, M., & Caya, D. (septiembre-octubre, 2015). Modelación hidrológica del río Tampoán en el contexto del cambio climático. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 17-30.

Este trabajo presenta, en un primer paso, un estudio de comparación de la modelación hidrológica de la cuenca del río Tampoán (localizada en el centro-este de México) con los modelos hidrológicos SWAT y GR4J, y en un segundo paso, la evaluación del impacto del cambio climático en el balance hídrico de la cuenca. La calibración y validación de los modelos (en periodos de 14 años) mostró un desempeño satisfactorio de ambos en la simulación de caudales diarios. Los resultados mostraron que SWAT reproduce de manera más precisa el caudal medio mensual observado, mientras que GR4J lo sobrestima en la temporada seca y lo subestima en la húmeda. El análisis del impacto del cambio climático se realizó a partir de simulaciones provenientes del Modelo Climático Mundial Canadiense (CGCM3) regionalizado con el Modelo Regional Canadiense (CRCM). Las simulaciones climáticas (una vez corregido el sesgo) se usaron como datos de entrada a los modelos hidrológicos para dos periodos: uno referente (1971-2000) y otro futuro (2041-2070). Los resultados estiman una disminución importante del caudal medio mensual en la cuenca del río Tampoán para el periodo futuro (entre -36% y -55%). Además, se valora una disminución del caudal máximo mensual (entre -34% y -60%) y mínimo mensual (entre -36% y -49%). Los resultados de este estudio aportan una visión general del potencial impacto del cambio climático en la respuesta hidrológica de la cuenca del río Tampoán.

Palabras clave: modelo climático regional canadiense, SWAT, GR4J, impacto del cambio climático.

Recibido:
Aceptado:

Introduction

Assessing the impacts of climate change on water resources is one of the major challenges of the 21st century. The expected changes in temperature and precipitation will have an impact on the hydrological cycle and, therefore, on water availability for human uses and economic activities. Mexico is particularly vulnerable to climate change, since many Mexican regions are sensitive to extreme climate events (Arreguín-Cortés & López-Pérez, 2013). In addition, water demand for agricultural, urban, and industrial sectors in Mexico has grown much more quickly because of the rapid expansion of these sectors in recent decades (Mundo & Martínez-Austria, 1993), and climate change will make responding to this increasing demand for water more difficult (Magaña & Conde, 2000).

Climate change projections for Central America (Mexico included) suggest increases in temperature, and increases or decreases in precipitation that will have an impact in future streamflow and water availability in the region (IPCC, 2014). The projected change of temperature depends on the considered emission scenario and geographical location. For instance, Martínez-Austria (2007) presented an analysis of projected temperature in Mexico based on GCM outputs: in scenario A2 (high), the projected temperature increase is expected to be between 4°C and 6°C, while in scenario B2 (medium) it will be between 2°C and 4°C. Martínez-Austria (2007) also discussed the results obtained by Morales, Magaña, Barrera and Pérez (2001); this latter study identified regions with the highest and the lowest projected increment of summer temperature (*i.e.*, Northwestern Mexico and the Chiapas-Tabasco Zone, and the Yucatan Peninsula, respectively).

Despite Mexico's vulnerability to the potential impacts of climate change, few studies have evaluated the impact of climate change on the country's water resources. For instance, Mendoza, Villanueva and Adem (1997) divided the Mexican territory into twelve hydrological regions to evaluate the vulnerability of hydro-

logic regions to future climate change. The climate change scenarios were obtained from two Global Circulation Models (GCMs) and a hydrological model was applied to determine annual surface runoff, water volume and storage under future climate conditions (year 2050). They showed that the expected climate change may have dramatic impacts on the pattern and magnitude of runoff, on soil moisture and evaporation, and on the aridity level of some of Mexico's hydrological zones. Maderey, Jiménez and Carrillo (2013) estimated the amount of available water over three large basins in Mexico (*i.e.*, Lerma-Chapala Basin, the Balsas River Basin and the Panuco River Basin). Climate data were obtained from two GCMs and one climate thermodynamic model, and the change in water availability was estimated with a water balance model for the 2025-2050 period. Their results showed that the three climate models predict a decrease in available water volumes for all basins.

Rivas-Acosta, Güitrón-De-Los-Reyes and Ballinas-González (2010) assessed the climate change impact on runoff for three Mexican catchments with contrasted climatic conditions: The Conchos River Basin (North Mexico), the Lerma-Chapala River Basin (Central Mexico) and the Grijalva River Basin (South Mexico). Rivas-Acosta *et al.* (2010) considered outputs from 23 weighted GCMs under two IPCC emission scenarios (A1B and A2). The runoff was estimated with a water balance model and a vulnerability index was computed. Results show that future (2030, 2050, 2100) mean annual runoff is expected to decrease over the three catchments. Tapia, Minjarez and Espinoza (2014) evaluated climate change's impacts on the water balance of the Yaqui River Basin by using climate data from one GCM under two IPCC scenarios (A1B and A2) for the 2010-2099 period. Various runoff behaviors were obtained, indicating the possibility of frequent droughts, alternating with years of substantially high runoff.

The above studies are based on a low spatial resolution of climate models (*i.e.* GCMs) and

the assessments of climate change's impact on the catchment's hydrology are estimated using a water balance model only. Rainfall-runoff models have also been used in the evaluation of the climate change impact on water resources in Mexican catchments. For instance, Robles-Morua, Che, Mayer, and Vivoni (2015) used a semi-distributed hydrological model and a reservoir optimization algorithm to evaluate the hydrological impact of climate change in the semi-arid Sonora River Basin (North-West Mexico) under the A2 IPCC emission scenario. Results showed significantly higher precipitation in future period (2031-2040) relative to the historical period (1990-2000) that would cause an increase in reservoir inflows.

In the present study, the projected change in streamflow based on scenarios derived from two rainfall-runoff hydrological models is explored for a Central Mexican catchment. This modeling approach, in which a hydrological catchment model is fed with downscaled climate scenarios from GCMs, is particularly useful for a wide range of impact studies, including water resource planning, development and management, flood prediction, droughts, water quality and hydro-ecology.

Hydrological models have different degrees of complexity and conceptualisation of physical processes. They can be classified, considering their spatial distribution, as lumped or distributed models. In a lumped model, the catchment is regarded as a unit. The variables and parameters thus represent average values for the entire catchment. On the other hand, a distributed model takes spatial variations into account (*e.g.*, topography, vegetation and soils) in all variables and parameters. As previously mentioned, hydrological models also differ in their representation of physical processes: a physically-based model describes the natural system using mathematical formulations of physical processes while a conceptual model is constructed based on physical processes, in which physically-based equations are used along with semi-empirical equations (Refsgaard,

1996). Recent research in hydrologic modelling tried to take a more physically-based approach to understand hydrologic systems' behaviour to make better future streamflow predictions and to face major challenges in water resource management.

This study aims to evaluate the impact of climate change on the hydrology of the Tampaón River Basin in Mexico. In the first step, two hydrological models are implemented over the basin, and their performances in simulating streamflow are compared. The selected hydrological models have different structural approaches: SWAT is a physically-based semi-distributed model (Arnold, Srinivasan, Muttiah, & Williams, 1998) and GR4J is a conceptual lumped model (Perrin, 2000). Next, climate change impact assessments on the catchment's hydrology are evaluated using the hydroclimatic model chain illustrated in Figure 1. This model chain consists of GCM outputs dynamically downscaled by a Regional Climate Model (RCM) to feed both hydrological models. Since RCM outputs usually present considerable biases in climate variables, precluding their direct use in hydrological models (Ho, Stephenson, Collins, Ferro, & Brown, 2012), an adjustment of the RCM-simulated precipitation and temperature is made using a bias correction procedure; this allows climate projections to be meaningfully translated to the hydrological scale (Troin, Velázquez, Caya, & Brissette, 2015). The hydrological simulations are evaluated under current (1971-2000) and future (2041-2070) climates by analyzing hydrological indicators for mean, high and low flows.

The manuscript is organized as follows: first, the experimental design is presented, including the study area and climate model simulations used in this study. Second, a description of the bias correction procedure and the hydrological models is given. Third, relevant results of the catchment-scale hydrological modeling as well as an evaluation of the impact of hydrological climate change in the Tampaón River Basin are analyzed and discussed. Finally, concluding remarks close the manuscript.

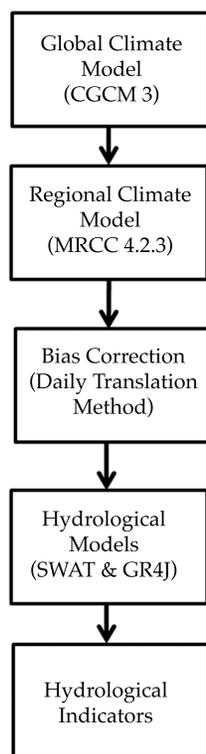


Figure 1. Illustration of the hydroclimatic model chain used in this study.

Experimental design

Study Catchment

The Tapaón River Basin is located in the East-Central region of Mexico, lying mostly in the State of San Luis Potosí (23 373 km²; IMTA, 2014). It also covers the northern area of the States of Guanajuato and Querétaro, and a region of the south of the State of Tamaulipas. The Tapaón River Basin is a sub-catchment of the Panuco River Basin (hydrologic zone 26; Sedue, 1986) which flows into the Gulf of Mexico. Its topographic relief has elevations ranging from 18 m to 3 500 m with maximal elevation on the mountainous western borders (Figure 2).

The farthest headwater of the Tapaón River Basin is the Santa Maria River, which originates in the state of Guanajuato, flowing from west to east through the Sierra Madre Oriental chain

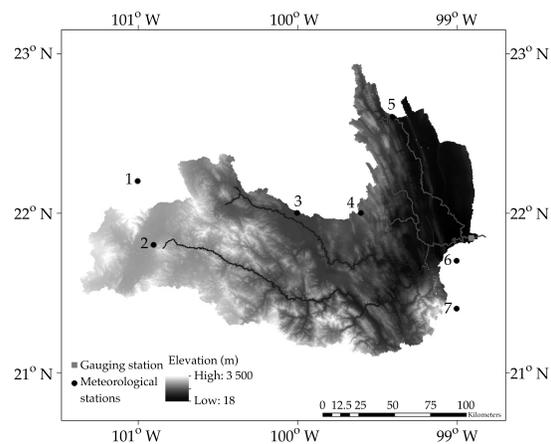


Figure 2. Location of meteorological and discharge gauging stations over the Tapaón River Basin.

mountain. The junction of the Santa Maria River with the Verde River makes the start of the Tapaón River. From here, the Tapaón River flows to the northeast to join the Gallinas River and the Valles River. The Valles River provides the largest volume of streamflow to the Tapaón River. There are three climatic regions in the Tapaón River Basin as a result of topographic variation in the Sierra Madre Oriental mountain chain (Sedue, 1986): the climate is warm and humid in the east, semi-warm and semi-humid in the central zone, and dry and temperate in the west.

Observational Datasets

The daily time series of precipitation (P) and minimum and maximum temperatures (T_{min} and T_{max}) were taken from the climatologic data base *CLICOM* (2014), built by the SMN (Servicio Meteorológico Nacional de México). These data come from seven stations over the 1971-2000 period (Figure 2, Table 1). The rainy season extends from May to October and the dry season from November to April (Figure 3). The catchment area's mean annual rainfall is about 1080 mm. The annual average daily temperature ranges from 13 to 30 °C with an annual mean of 21.5 °C (Figure 4). The coldest and warmest

Table 1. Meteorological stations used in this study.

Station	Name
1	San Luis Potosí
2	Villa de Reyes
3	Rioverde
4	Cárdenas
5	El Salto
6	Ballesmi
7	Xilitla

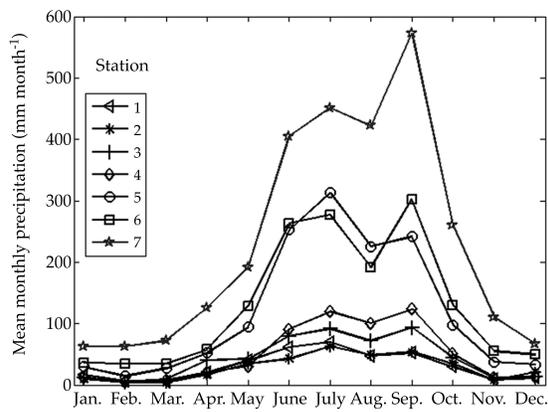


Figure 3. Mean monthly observed precipitation for the Tampoan River Basin over the 1971-2000 period.

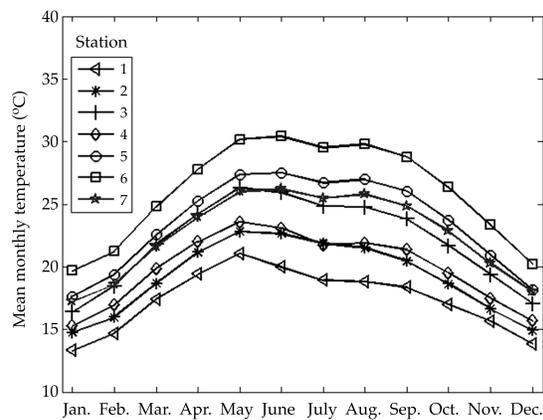


Figure 4. Mean monthly observed temperature for the Tampoan River Basin over the 1971-2000 period.

months are January and May, respectively. The three previously described climatic regions of the Tampoan River Basin are well depicted by the group of observational data.

The discharge data comes from the gauging station El Pujal (located downstream of the Valles River) for the 1971-2000 period; this data was obtained from the National Database of Surface Water (*i.e.*, Bandas, 2014). Figure 5 shows the observed mean monthly discharges at the gauging station. Two peak flows occur in July and September. The decreased discharge in August is due to the midsummer drought. Low flow values occur from January to May.

The Climate Model Simulations

The GCM ensemble simulations used in this work are the five members of the Canadian Global Climate Model (CGCM3, Scinocca, Mcfarlane, Lazare, Li, & Plummer, 2008) under the IPCC SRES-A2 greenhouse gas emission scenario. Each member of the ensemble had been estimated by repeating a climate change experiment using the GCM several times when only the initial conditions were changed by small perturbations (Braun, Caya, Frigon, & Slivitzky, 2012). Although GCMs are the primary source of future climate projections, the spatial resolu-

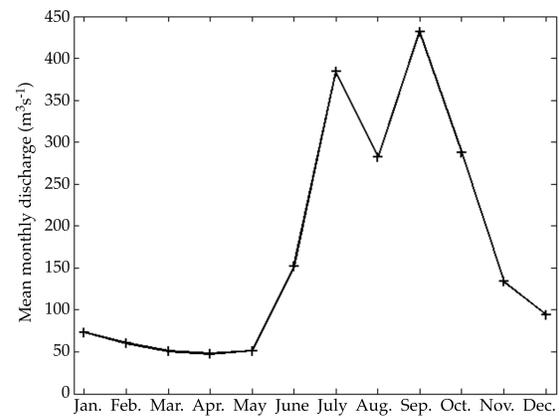


Figure 5. Observed mean monthly discharges for the Tampoan River Basin over the 1971-2000 period.

tion of those model outputs is still too coarse to be used directly in hydrological impact studies. Therefore, the CGCM3 model was dynamically downscaled by the Canadian Regional Climate Model, version 4.2.3 (CRCM; De Elía & Côté, 2010). Daily precipitation, maximum and minimum temperature series were derived from the CRCM simulations for the reference (1971-2000) and future (2041-2070) periods.

The atmospheric component of CGCM3 is characterized by a spectral model with T47 horizontal resolution ($3.75^\circ \times 3.75^\circ$) and 31 vertical layers (Scinocca et al., 2008). The Canadian Regional Climate Model derived as an evolution of its previous versions (Caya & Laprise, 1999; Laprise, Caya, Frigon, & Paquin, 2003; Plummer et al., 2006), which covers the large North American domain (AMNO; 200×192 grid points) with a horizontal grid-point spacing of 45-km (true at 60° N). The CRCM has largely been used to evaluate the impact of climate change on North American's catchments (e.g., Muerth et al., 2013; Velázquez et al., 2013; Troin et al., 2015), and this is the first time that CRCM has been used for an impact study on a Mexican catchment.

Methods

Bias Correction Procedure

Climate model simulations are affected by biases (i.e., differences between the climate model simulations and observations) that, if not corrected, can lead to somewhat unrealistic streamflow reproduction. Therefore, it is necessary to perform bias correction on the outputs of climate model simulations before using them in hydrological models for impact assessment (Teutschbein, Wetterhall, & Seibert, 2011).

The bias correction method used to adjust and downscale CRCM-simulated precipitation and temperature to the station scale in the catchment is the Daily Translation (DT) method (Mpelasoka & Chew, 2009). In DT, different correction factors (differences in percentiles between observed and climate model simulated data during the reference period) are applied

to the frequency distribution of projected climate model data for the future period. The DT method is applied on a monthly basis, and fifty percentiles are calculated for each month. The corrected temperature and precipitation in the reference (ref) period are computed using the following equations:

$$T(\text{corr})_d^{\text{ref}} = T_{\text{sim}(d)}^{\text{ref}} + \left(T_{\text{obs}(m,q)}^{\text{ref}} - T_{\text{sim}(m,q)}^{\text{ref}} \right) \quad (1)$$

$$P(\text{corr})_d^{\text{ref}} = P_d^{\text{ref}} \left(\frac{P_{\text{obs}(m,q)}^{\text{ref}}}{P_{\text{sim}(m,q)}^{\text{ref}}} \right) \quad (2)$$

where $T(\text{corr})$ and $P(\text{corr})$ are the bias corrected variables, and the subscripts correspond to percentile (q), daily (d) and monthly (m) time steps, raw climate simulations (sim) and observations (obs). For the future period (fut), the corrected precipitation and temperature are obtained using:

$$T(\text{corr})_d^{\text{fut}} = T_{\text{sim}(d)}^{\text{fut}} + \left(T_{\text{obs}(m,q)}^{\text{ref}} - T_{\text{sim}(m,q)}^{\text{ref}} \right) \quad (3)$$

$$P(\text{corr})_d^{\text{fut}} = P_d^{\text{fut}} \left(\frac{P_{\text{obs}(m,q)}^{\text{ref}}}{P_{\text{sim}(m,q)}^{\text{ref}}} \right) \quad (4)$$

Description of the Hydrological Models

Two hydrological models were selected for this study: SWAT and GR4J. The two models differ in terms of parameter number, structure and physical meaning in their simulations of rainfall-runoff processes. Although this study provides an opportunity for model comparison in a Mexican catchment, both models are also applied to the Tampaon River Basin to assess the hydrological model's uncertainty in climate change impact studies.

The Soil Water Assessment Tool (SWAT) model was developed at the United States Department of Agriculture (USDA) by Arnold et al. (1998). SWAT is a physically-based semi-distributed model that operates the daily time

step (Neitsch, Arnold, Kiniry, Williams & King, 2002). SWAT takes into account the spatial variability of the topography, land use, and soil type in order to represent the catchment in multiple Hydrologic Response Units (HRUs). The input variables required to run SWAT are daily precipitation and daily maximum and minimum air temperatures. The watershed hydrology in SWAT is simulated in two steps. The first step is the land phase of the hydrologic cycle, which calculates the water balance of each HRU to provide the amount of water available for each sub-basin's main channel at a given time step. The second step is channel routing, which determines water's progress through the river network towards the basin outlet (Neitsch *et al.*, 2002). A detailed description of model components is presented in Neitsch, Arnold, Kiniry, and Williams (2005).

The GR4J model (which stands for *modèle du Génie Rural à 4 paramètres Journalier*) is a daily lumped four-parameter rainfall-runoff model developed by Perrin (2000). The input variables are daily precipitation and potential evapotranspiration (PE). For this study, the PE was computed using the formulation (exploiting extraterrestrial radiation and mean daily temperature) proposed by Oudin *et al.* (2005), which has been shown to be as effective for rainfall-runoff modelling objectives as more complex evapotranspiration formulations. In GR4J the hydrology is simulated as follows: First, the model subtracts PE from precipitation to calculate net rainfall. Then, through interception, a portion of the precipitation goes into the production store, where the actual evaporation is calculated and percolation occurs. Another portion of precipitation goes directly to flow routing. The routing part of the structure consists of two flow components routed by two unit hydrographs and a non-linear store. A detailed description of the model structure is presented in Perrin, Michel and Andreassian (2003).

The hydrological models' performance is evaluated using the Nash-Sutcliffe (NS) coefficient (Nash & Sutcliffe, 1970):

$$NS = \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{sim,i} - Q_{obs,i})^2}{\sum_{i=1}^N (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs})^2} \quad (5)$$

where $Q_{obs,i}$ and $Q_{sim,i}$ are the observed and simulated streamflows at time step i , and N is the total number of observations. An efficiency of 1 ($NS = 1$) corresponds to a perfect match of modeled discharge to the observed data.

The second performance criterion is the Mean Square Error (MSE) which is computed as:

$$MSE = \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{sim,i} - Q_{obs,i})^2}{N} \quad (6)$$

An MSE value of zero corresponds to a perfect match between modeled discharge and observed data. The MSE is computed by squaring forecast errors, so it is very sensitive to large errors and outliers (*e.g.*, Wilks, 2006).

Results and Discussion

Performance of the Hydrological Models

Table 2 shows the Nash-Sutcliffe (NS) coefficient for the calibration (1971-1985) and the validation (1986-2000) periods for the two hydrological models. Both models present high NS-values, ranging from 0.87 to 0.91 in the calibration period and from 0.75 to 0.85 in the validation period. SWAT performs slightly better than GR4J over the calibration and validation periods.

Figure 6 shows the scatterplot of observed versus simulated discharges for SWAT and GR4J over the calibration and validation periods. In the scatterplot, the more the two data sets agree, the more the scatters tend to concentrate in the vicinity of the 1:1 line. From Figure 6, it can be seen that GR4J better simulates the daily low flows, while the daily high flows are better predicted by SWAT. As this performance criterion penalizes errors in the highest streamflow, SWAT presents the lowest values of MSE (0.10 and 0.14) while GR4J presents the highest values of MSE (0.14 and 0.23, see Table 2). Figure 6 also shows that SWAT tends to slightly overestimate

Table 2. Nash-Sutcliffe coefficient (NS) and Mean Square Error (MSE) for the calibration (1971-1985) and validation (1986-2000) periods.

Hydrological models	NS		MSE	
	Calibration	Validation	Calibration	Validation
SWAT	0.91	0.85	0.10	0.14
GR4J	0.87	0.75	0.14	0.23

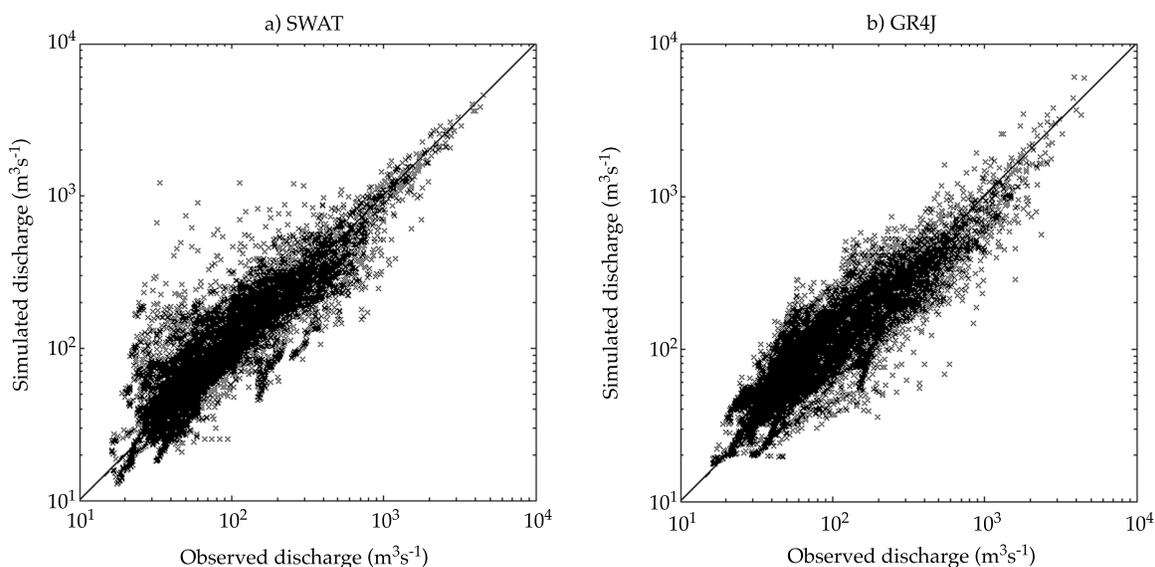


Figure 6. Daily discharges as simulated by a) SWAT and b) GR4J for the 1971-2000 period.

daily streamflow while GR4J slightly underestimates daily streamflow.

Figure 7 shows the mean monthly discharges as simulated by both hydrological models driven by observed meteorological data over the 1971-2000 period. The most accurate simulation of the mean monthly discharges is obtained using SWAT. GR4J overestimates the mean monthly discharges from November to May and underestimates the mean monthly discharges from June to September. However, both models successfully capture peak flows in July and September, and during the midsummer drought.

The performance analysis shows that models with different conceptualisation schemes have different strengths in simulating the catchment's streamflow. The simulation of low flows is

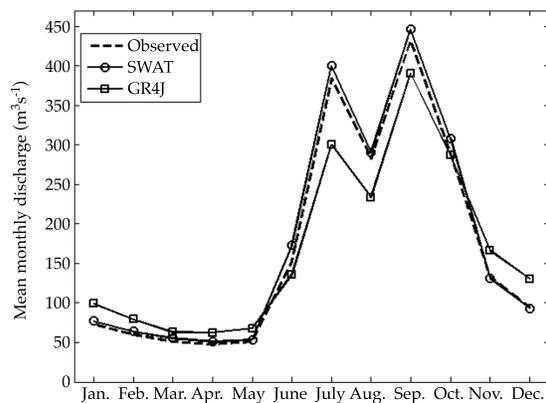


Figure 7. Mean monthly discharges for the Tropaon River Basin simulated by both models (SWAT and GR4J) using observed meteorological data for the 1971-2000 period.

challenging since water exchange occurs through the riverbed and the river may be fed by groundwater or may leak to feed the aquifer during the low flow period (Pushpalatha, Perrin, Le Moine, Mathevet, & Andréassian, 2011). On the other hand, the accurate simulation of high flows provides further confidence in the estimation of extreme hydrologic events, which is critical to the evaluation of risk in impact studies.

Future Changes of Precipitation and Temperature

This section presents an analysis of projected climate changes over the Tampaón River Basin. The predicted changes in precipitation and temperature in the future climate are determined by analysing differences between future (2040-2071) and reference (1971-2000) climates derived from bias-corrected CRCM simulations.

Figure 8 shows the mean monthly bias corrected climate for the reference period and projections for the future period in the three climatic regions over the catchment. Based on the

chosen emission scenario, the largest changes in mean monthly precipitation are estimated during the wet season (June to September). For instance, in the dry temperate zone of the basin (e.g., climatic region 1), mean monthly precipitation during the wet season will vary from 55 mm month⁻¹ to 37 mm month⁻¹ (Figure 8a). For the same period, in the semi-humid, semi-warm zone of the basin (e.g., climatic region 2), precipitation is likely to decrease from 94 mm month⁻¹ to 63 mm month⁻¹ (Figure 8b). The most important change in mean monthly precipitation is estimated in the warm, humid zone of the basin (e.g., climatic region 3) with a decrease in mean monthly precipitation from 323 mm month⁻¹ to 215 mm month⁻¹ during the wet season (Figure 8c). The projected changes in mean monthly temperature are estimated to be very similar for the three climatic regions, with an increase in annual mean temperature of 2.8 °C (Figure 8d to 8f). However, the change between the reference and future periods is larger for maximum temperature (3.6 °C; not shown) than for minimum temperature (2 °C; not shown) in all climatic regions.

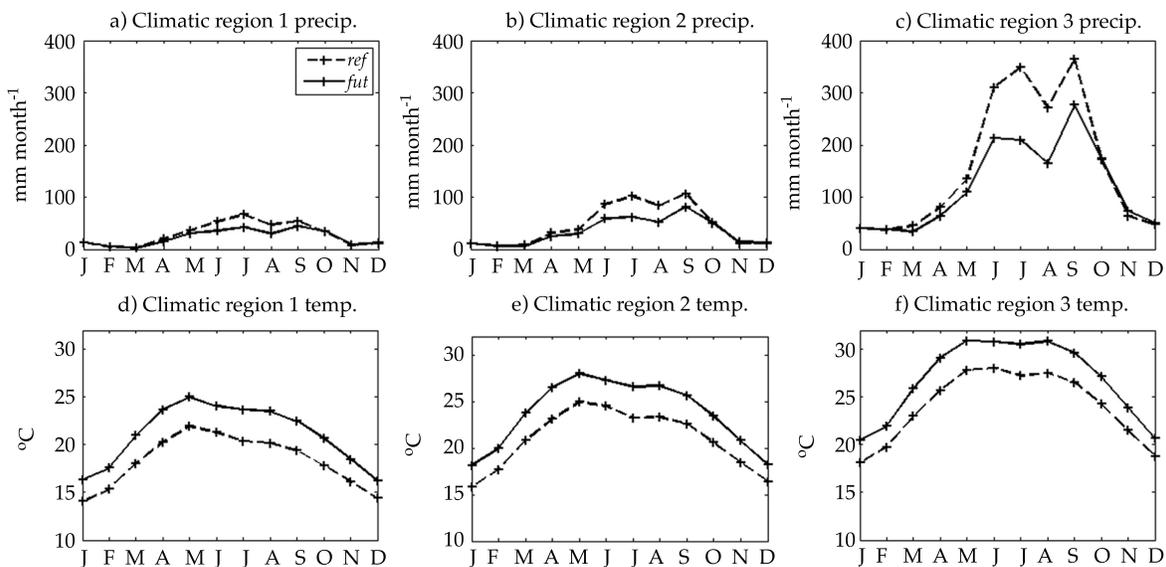


Figure 8. Mean monthly precipitation and temperature in the reference and future periods from the bias corrected CRCM simulations for three climatic regions.

Projected climate change signals from the bias-corrected CRCM simulations over the entire Tropaon River Basin are summarized in Figure 9. Future mean monthly temperatures are estimated to differ significantly from the present time values, with an increase in mean temperature between 1.8 and 3.3 °C. The lowest temperature rise is found in winter (DJF) and the largest temperature increase is estimated to occur in summer (JJA). The results also show that in the future climate precipitation is very likely to increase from October to February and to decrease the rest of the year.

Climate Change Impacts on Streamflow

Projected climate change's potential impacts on hydrology are explored for the Tropaon River Basin. Climate-induced streamflow changes are inferred by analysing the differences produced by SWAT and GR4J when driven by future (2041-2070) and reference (1971-2000) climates derived from bias-corrected CRCM simulations (Figure 10). Based on the considered emission scenario, a significant decrease in mean monthly streamflow is estimated over the Tropaon River Basin as a result of both the increase in temperature (which leads to an increase in

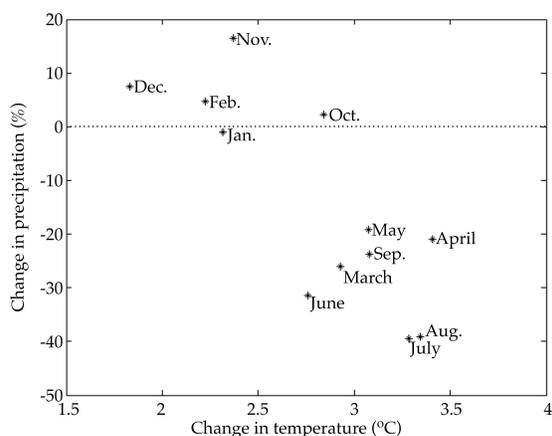


Figure 9. Mean climate change signals over the Tropaon River Basin for the horizon 2070.

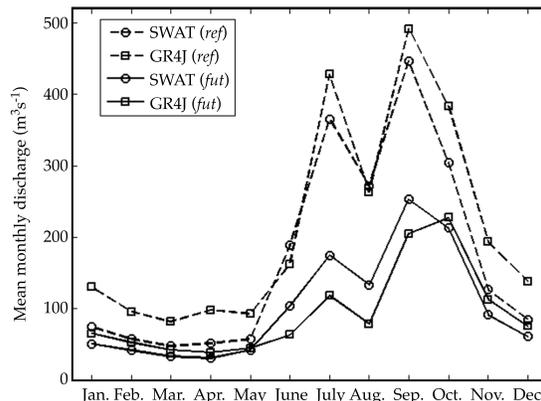


Figure 10. Mean monthly discharges for the Tropaon River Basin as simulated by SWAT and GR4J over the reference (1971-2000) and future (2041-2070) periods.

potential evapotranspiration) and the decrease in precipitation. Both models predict reduced peak flows in July and September, but the models predict different magnitudes. A decrease of 309 (286) $m^3 s^{-1}$ is simulated by GR4J in July (September), and of 191 (194) $m^3 s^{-1}$ by SWAT for the same period. In general, GR4J predicts larger streamflow changes than SWAT all year round.

The impact of hydrological climate change is further evaluated using three hydrologic indicators:

- Mean monthly streamflow (Q_m): the mean of all daily values over a given month.
- Mean monthly high flow (HF): the mean of the maximum streamflow values for a given month.
- Mean monthly low flow (LF): the mean of the minimum streamflow values for a given month.

Climate change's impact on hydrologic indicators (ΔI_{sim}) is expressed as the difference between simulated hydrologic indicators from the reference (I_{sim}^{ref}) to the future period (I_{sim}^{fut}).

$$\Delta I_{sim} = \frac{I_{sim}^{fut} - I_{sim}^{ref}}{I_{sim}^{ref}} \quad (7)$$

Figure 11 presents the relative differences (ΔI) in the investigated indicators (Q_m , HF and LF) over the Tapaon River Basin. GR4J predicts a larger decrease than SWAT in all indicators. For instance, the relative change in Q_m ranges from about -30% to -52% during the dry season (i.e. December to May) and ranges from about -48% to -65% during the wet season (i.e. June to September) for SWAT and GR4J, respectively (Figure 11a). Similarly, the relative change in HF ranges from about -29% to -58% during the dry season and from about -47% to -70% during the wet season for SWAT and GR4J, respectively (Figure 11c). Finally, the relative change in LF ranges from about -31% to -46% during the dry season and from about -48% to -55% during the wet season for SWAT and GR4J, respectively (Figure 11e). Overall, the median relative differences in the indicators vary from -36% to -55% for Q_m (Figure 11b), from -34% to -60% for HF (Figure 11d), and from -36% to -49% for LF (Figure 11f). These results agree with those of Mendoza *et al.* (1997), which claim that the Pánuco River Basin is at risk of becoming a dry zone in the future.

The projected decrease in streamflow over the Tapaon River Basin due to changes in both temperature and precipitation could have a significant impact on water availability for economic activities and human consumption. Among the economic activities in the catchment that could be affected by water stress due to climate change, are the production of sugar, the production of citrus, livestock, industrial manufacturing and tourism (Sedue, 1986). In addition, the decrease in water availability could compromise the water supply of many cities in the region. For instance, San Luis Potosí, San Miguel de Allende and Celaya will draw water from the Santa Maria River (Peña, 2013; Conagua, 2012) and it is expected that Monterrey will be supplied by interbasin transfer from the Pánuco River Basin (SADM, 2012).

Conclusions

An analysis of the projected hydrological changes is presented for the Tapaon River Basin in East-Central Mexico. The selected hydrological models are differently conceptualized: SWAT is

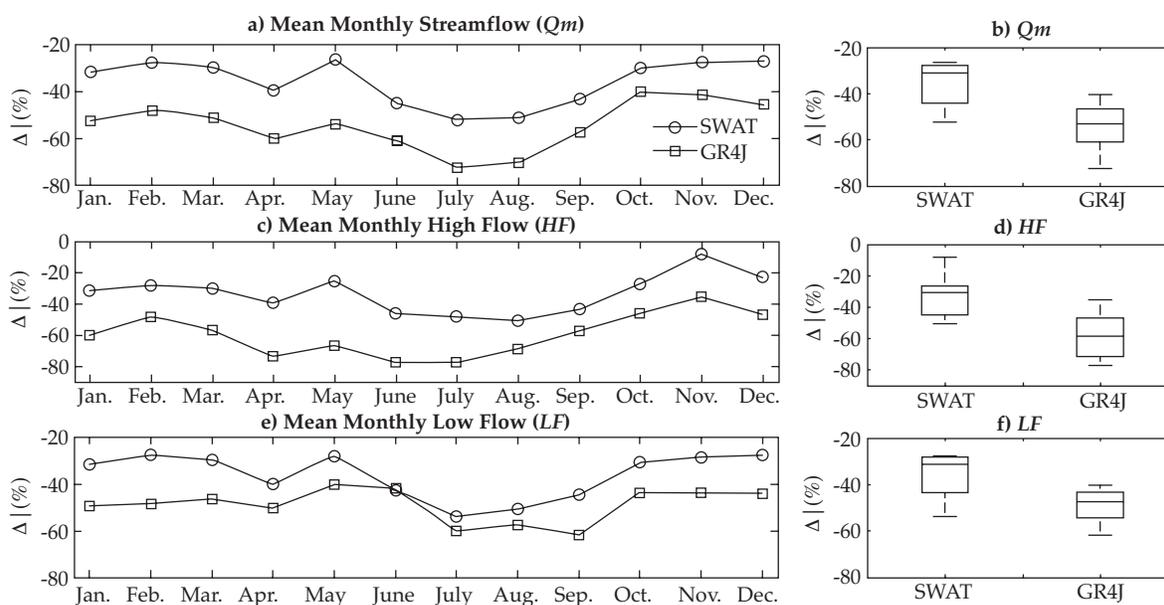


Figure 11. Relative change (%) of the investigated indicators (Q_m , HF and LF) for mean monthly flows over the Tapaon River Basin.

a physically-based semi-distributed model and GR4J is a conceptual lumped model. The study's first step was to implement the hydrological models over the study catchment. Results show that SWAT produces the most accurate simulation of the observed monthly discharge. GR4J overestimates the mean monthly discharge from November to May and underestimates the mean monthly discharge from June to September.

The study's second step was to evaluate the impact of climate change on the Tampaón River Basin's streamflow. Both hydrological models estimate an important decrease in mean monthly streamflow as well as in high and low flow values for the 2041-2070 period compared with the baseline 1971-2000 period. In general, GR4J estimates larger streamflow changes than SWAT. This result highlights the need to consider the uncertainty associated with the hydrological models in hydrological climate change impact studies. This kind of uncertainty is related to the internal computation of hydrological processes, such as the estimation of the evapotranspiration, the soil hydrodynamic formulation and the snow model.

As SWAT has been successfully calibrated and validated over that catchment, the implementation of the model can be further extended to other regions to provide a regional analysis of the potential impact of climate change on water resources in Mexico.

The evaluation of climate change impacts on streamflow is generally made through a model chain that includes GCM outputs for a given emission scenario, often dynamically downscaled by a RCM and bias corrected with a statistical method before using them to a hydrological model. Each step of the model chain contributes to the total uncertainty in the estimation of future streamflows. The study of Graham, Hagemann, Jaun and Beniston (2007) found that the most important source of uncertainty comes from GCM forcing, which has a larger impact on the projected hydrological changes than other sources of uncertainty. Blöschl and Montanari (2010) pointed out that we can have reasonable confidence in predicting hydrologi-

cal changes that are driven by air temperature, such as snowmelt, than those driven by precipitation, such as floods. Furthermore, Blöschl and Montanari (2010) argued that changing climatic conditions have different effects on both the weather and hydrology, depending on local features like topography, geomorphology and soils of the catchment. Therefore, future work should include additional sources of uncertainty, such as different GCMs outputs, emission and land use scenarios, in order to expand the analysis of the uncertainty in the hydrological impact studies (e.g., Velázquez & Troin, 2015).

Acknowledgments

This work was funded by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) through partnerships with BC Hydro, Hydro-Québec, Rio Tinto Alcan, the Pacific Climate Impacts Consortium (PCIC), and the Ouranos Consortium. The CRCM simulations were generated and supplied by Ouranos.

References

- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large Area Hydrologic Modelling and Assessment-Part I: Model Development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34, 73-89.
- Arreguín-Cortés, F. I., & López-Pérez, M. (2013). Impacts of Climate Change on the Hydrological Cycle in Mexico. *International Journal of Water Resources Development*, 29(2), 172-183.
- Bandas (2014). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales* [en línea]. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua [citado el 5 de septiembre de 2014]. Recuperado de <https://www.imta.gob.mx/bandas>.
- Blöschl, G., & Montanari, A. (2010). Climate Change Impacts – Throwing the Dice? *Hydrological Processes*, 24, 374-381.
- Braun, M., Caya, D., Frigon, A., & Slivitzky, M. (2012). Internal Variability of Canadian RCM's Hydrological Variables at the Basin Scale in Quebec and Labrador. *Journal of Hydrometeorology*, 13, 443-462.
- Caya, D., & Laprise, R. (1999). A Semi-Implicit Semi-Lagrangian Regional Climate Model: The Canadian RCM. *Monthly Weather Review*, 127, 341-362.
- CLICOM (2014). *Base de Datos Climatológica Nacional* [en línea]. Ensenada, México: Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada [citado el 25 de junio de 2014]. Recuperado de <http://clicom-mex.cicese.mx>.

- Conagua (2012). *Libro Blanco CONAGUA-08 Diseño, desarrollo de ingeniería y construcción de la presa de almacenamiento El Realito* (123 pp.). México, DF: Comisión Nacional del Agua.
- De Elía, R., & Côté, H. (2010). Climate and Climate Change Sensitivity to Model Configuration in the Canadian RCM over North America. *Meteorologische Zeitschrift*, 19(4), 325-339.
- Graham, L. P., Hagemann, S., Jaun, S., & Beniston, M. (2007). On Interpreting Hydrological Change from Regional Climate Models. *Climatic Change*, 81, 97-122.
- Ho, C. K., Stephenson, D. B., Collins, M., Ferro, C. A. T., & Brown, S. J. (2012). Calibration Strategies: A Source of Additional Uncertainty in Climate Change Projections. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(1), 21-26.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Impact, Adaptation and Vulnerability. Working Group II Contribution to the IPCC 5th Assessment Report. Final Draft Accepted 30 March 2014* [en línea]. Yokohama, Japan: Intergovernmental Panel on Climate Change [citado el 15 de octubre 2014]. Recuperado de <http://ipcc-wg2.gov/AR5/>.
- Laprise, R., Caya, D., Frigon, A., & Paquin, D. (2003). Current and Perturbed Climate as Simulated by the Second-Generation Canadian Regional Climate Model (CRCM-II) over Northwestern North America. *Climate Dynamics*, 21, 405-21.
- Maderey, L. E, Jiménez, A., & Carrillo, J. J. (2013). Global Climate Change and its Effect on Hydrological Resources of Mexico's Central Region. *Scientific Annals of Alexandru Ioan Cuza, University of Iasi*, 59(1), 59-78.
- Magaña, V. O., & Conde, C. (2000). Climate and Freshwater Resources in Northern Mexico: Sonora, a Case Study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 61(1), 167-185.
- Martínez-Austria, P. F. (2007). *Effects of Climate Change on Mexico's Water Resources* (76 pp.). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Mendoza, V. M., Villanueva, E. E., & Adem, J. (1997). Vulnerability of Basins and Watersheds in Mexico to Global Change. *Climate Research*, 9, 139-145.
- Morales, P. R., Magaña, V., Barrera, C. M., & Pérez, J. L. (2001). *Efectos del calentamiento global en la disponibilidad de los recursos hidráulicos de México* (151 pp.) México, DF: IMTA-CNA Proyecto HC 0112.
- Mpelasoka, F. S., & Chiew, F. H. S. (2009). Influence of rainfall Scenario Construction Methods on Runoff Projections. *Journal of Hydrometeorology*, 10, 1168-1183.
- Muerth, M. J., Gauvin-St-Denis, B., Ricard, S., Velázquez, J. A., Schmid, J., Minville, M., Caya, D., Chaumont, D., Ludwig, R., & Turcotte, R. (2013). On the Need for Bias Correction in Regional Climate Scenarios to Assess Climate Change Impacts on River Runoff. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 1189-1204.
- Mundo, M. D., & Martínez-Austria, P. (enero-abril, 1993). Cambio climático: posibles consecuencias y algunas sugerencias para disminuir su efecto en México. *Ingeniería Hidráulica en México*, 8(1), 14-28.
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River Flow Forecasting through Conceptual Models, Part 1 –A Discussion of Principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2005). *Soil and Water Assessment Tool, Theoretical Documentation* (476 pp.). Texas: Blackland Research Center.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Williams, J. R., & King, K. W. (2002). *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2000* (458 pp.). Texas: Texas Water Resources Institutes.
- Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andreassian, V., Anctil, F., & Loumagne, C. (2005). Which Potential Evapotranspiration Input for a Lumped Rainfall-Runoff Model? Part 2 – Towards a Simple and Efficient Potential Evapotranspiration Model for Rainfall Runoff Modelling. *Journal of Hydrology*, 303(1), 290-306.
- Peña, F. (2013). *La sed urbana. La ciudad como construcción hidráulica* (172 pp.). San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis, A.C.
- Perrin, C. (2000). *Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative* (530 pp.). PhD Thesis. Antony/Grenoble, France: Cemagref.
- Perrin, C., Michel, C., & Andréassian, V. (2003). Improvement of a Parsimonious Model for Streamflow Simulation. *Journal of Hydrology*, 279(1-4), 275-289.
- Plummer, D. A., Caya, D., Frigon, A., Côté, H., Giguère, M., Paquin, D., Biner, S., Harvey, R., & De Elía, R. (2006). Climate and Climate Change over North America as Simulated by the Canadian RCM. *Journal of Climate*, 19(13), 3112-3132.
- Pushpalatha, R., Perrin, C., Le Moine, N., Mathevet, T., & Andréassian, V. (2011). A Downward Structural Sensitivity Analysis of Hydrological Models to Improve Low-Flow Simulation. *Journal of Hydrology*, 411(1-2), 66-76.
- Refsgaard, J. C. (1996). Terminology, Modelling Protocol and Classification of Hydrological Model Code (chapter 2) (pp. 17-39). In M. B. Abbott & J. C. Refsgaard (Eds.). *Distributed Hydrological Modelling*. Dordrecht, The Netherlands: Water Science and Technology Library, 22, Kluwer Academic Publishers.
- Rivas-Acosta, I., Güitrón-De-Los-Reyes, A., & Ballinas-González, H. A. (2010). Vulnerabilidad hídrica global: aguas superficiales (capítulo 4) (pp. 81-113). In P. F. Martínez-Austria, & C. Patiño-Gómez (Eds.). *Atlas de vulnerabilidad hídrica: efectos del cambio climático en los recursos hídricos de México*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Robles-Morua, A., Che, D., Mayer, A. S., & Vivoni, E. R. (2015). Hydrological Assessment of Proposed Reservoirs in the Sonora River Basin, Mexico, under Historical and

- Future Climate Scenarios. *Hydrological Sciences Journal*, 60(1), 50-66.
- SADM (2012). *Manifestación de impacto ambiental modalidad regional para el proyecto Monterrey VI* [en línea]. Monterrey, México: Servicio de Agua y Drenaje de Monterrey, I.P.D. Citado el 15 de julio de 2014. Recuperado de <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/nl/estudios/2012/19NL2012H0018.pdf>.
- Scinocca, J. F., Mcfarlane, N. A., Lazare, M., Li, J., & Plummer, D. (2008). The CCCma third generation AGCM and its extension into the middle atmosphere. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 7055-7074.
- Sedue (1986). *Estudio de calidad y clasificación del río Tampoán, San Luis Potosí y Querétaro* (223 pp.). México, DF: Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología.
- Tapia, E. M., Minjarez, I., & Espinoza, I. (2014). Use of Stella Software for the Modelling of Climate Change Impacts on Water Balance for the Yaqui Basin River, Sonora, Mexico. *European Scientific Journal Edition*, 10, 1857- 7431.
- Teutschbein, C., Wetterhall, F., & Seibert, J. (2011). Evaluation of Different Downscaling Techniques for Hydrological Climate-Change Impact Studies at the Catchment Scale. *Climate Dynamics*, 37(9-10), 2087-2105.
- Troin, M., Velázquez, J. A., Caya, D., & Brissette, F. (2015). Comparing Statistical Post-Processing of Regional and Global Climate Scenarios for Hydrological Impacts Assessment: A Case Study of Two Canadian Catchments. *Journal of Hydrology*, 520, 268-288.
- Velázquez, J. A., Schmid, J., Ricard, S., Muerth, M. J., Gauvin St-Denis, B., Minville, M., Chaumont, D., Caya, D., Ludwig, R., & Turcotte, R. (2013). An Ensemble Approach to Assess Hydrological Models' Contribution to Uncertainties in the Analysis of Climate Change Impact on Water Resources. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 565-578.
- Velázquez, J. A., & Troin, M. (2015, in preparation). Evaluating the uncertainty of the impacts of climate change on the hydrology of two Mexican catchments.
- Wilks, D. S. (2006). *Statistical Methods in the Atmospheric Sciences* (627 pp.) (2nd edición). Burlington, USA: Academic Press.

Institutional Addresses

Juan Alberto Velázquez Ph.D.

Catedrático Conacyt- El Colegio de San Luis A.C.
Parque de Macul 155
78299 San Luis Potosí, MÉXICO
Tel.: (444) 8110101 x 5301
jvelazquez@colsan.edu.mx

Magali Troin Ph.D.

Université du Québec à Montréal
Centre ESCER
CP 8888, Succ. «Centre-Ville»
Montréal (Québec) Canada H3C 3P8
Phone: (514) 2826 464 x 347
troin.magali@ouranos.ca

Daniel Caya Ph.D.

Consortium Ouranos
550 Sherbrooke West, West Tower, 19th floor
Montréal (Québec), Canada H3A 1B9
Phone: (514) 2826 464 x340
caya.daniel@ouranos.ca



Haga clic aquí para escribir al autor

Efectos de los estrógenos como contaminantes emergentes en la salud y el ambiente

• Irwing M. Ramírez-Sánchez* • Polioptro Martínez-Austria •
• Marco A. Quiroz-Alfaro • Erick R. Bandala •
Universidad de las Américas Puebla, México

*Autor de correspondencia

Resumen

Ramírez-Sánchez, I. M., Martínez-Austria, P., Quiroz-Alfaro, M. A., & Bandala, E. R. (septiembre-octubre, 2015). Efectos de los estrógenos como contaminantes emergentes en la salud y el ambiente. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 31-42.

Los contaminantes emergentes son sustancias que tienen el potencial de dañar al ser humano, flora y fauna, y no están regulados por la legislación. Los estrógenos son parte de esta definición, es decir, contaminantes emergentes, que cuando incrementan su concentración en el ser humano o el ambiente causan daño. Los seres humanos están expuestos a concentraciones altas de estrógenos debido a su uso como parte de terapias de reemplazo hormonal o métodos anticonceptivos. Flora y fauna están expuestas a los estrógenos cuando se incorporan al ambiente por descargas de agua residual municipal, efluentes de plantas de tratamiento o por escurrimientos con desechos de la ganadería y otras actividades pecuarias. En este trabajo se presenta una revisión del estado del conocimiento sobre los efectos de los estrógenos en los seres humanos y la vida silvestre. Asimismo, se identifican el origen antropogénico, presencia y características de los estrógenos en el ambiente. Por último, se señalan algunos procesos de tratamiento para reducir o eliminar los estrógenos del agua.

Palabras clave: estrógenos, ambiente, cáncer, humanos, vitelogenina, vida silvestre, tratamiento.

Abstract

Ramírez-Sánchez, I. M., Martínez-Austria, P., Quiroz-Alfaro, M. A., & Bandala, E. R. (September-October, 2015). Effects of Estrogens, as Emerging Pollutants, on Health and the Environment. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(5), 31-42.

Emerging pollutants are substances that have the potential to be harmful to humans, flora and fauna and are not regulated by legislation. Estrogens are included in this definition of emerging pollutants, and are harmful when concentrations in humans or in the environment increase. Humans are exposed to high concentrations of estrogens because of their use in hormone replacement therapy and as contraceptives. Flora and fauna are exposed to estrogens that enter the environment through the discharge of municipal wastewater, treatment plant effluents and runoff containing waste from livestock and other farming activities. This work presents a review of the current knowledge about the effects of estrogens on humans and wildlife. It also identifies anthropogenic origins and the characteristics of estrogens in the environment. Lastly, particular treatment processes to reduce or eliminate estrogens in water are discussed.

Keywords: Estrogens, environment, cancer, human, vitellogenin, wildlife, treatment.

Recibido: 10/09/2014
Aceptado: 05/06/2015

Introducción

Las sustancias químicas orgánicas e inorgánicas registradas hasta junio de 2014 sumaban 88.3 millones (American Chemical Society, 2014), sin considerar las secuencias de proteínas y nucleótidos. Sin embargo, sólo 0.03% de tales sustancias está regulada por alguna agencia internacional. Aunque muchas de las sustancias no reguladas tienen la posibilidad de incorporarse al ambiente, su presencia no se mide de forma regular ni se

conocen de modo suficiente sus efectos en el ser humano y la vida silvestre (Pica, 2012).

Las sustancias en el ambiente que no están normadas, pero tienen el potencial de causar daños a la salud o el ambiente, aun en muy bajas concentraciones, han sido denominadas contaminantes emergentes. Aunque no se ha definido un listado de contaminantes emergentes en el ambiente, Muñoz (2012) propuso una lista de 49 contaminantes (cuadro 1) de importancia potencial en México, en función de los volúmenes

Cuadro 1. Contaminantes emergentes para México según Muñoz (2012).

Grupo	Compuesto
Esteroides y hormonas	1. Estradiol 2. Testosterona 3. Estrona 4. α -etinilestradiol 5. β -etinilestradiol
Productos para el cuidado personal	6. Galaxolida 7. Tonalida y otros (PCP) 8. Triclosan (enjuague bucal) 9. Oxibenzona 10. DEET (repelente de insectos)
Industriales	11. Pentaclorofenol (PCP) 12. Nonifenoles 13. Bisfenol A 14. Compuestos organiestánicos (organotinas) 15. Butilbencilftalato (BuBeP)
Fármacos	17. Ácido mefenámico 18. Sulfasalazina 19. Ibuprofeno 20. Diclofenaco 21. Nimesulida 22. Ketoprofeno 23. Metil de ácido salicílico 24. Gemfibrozil 25. Ácido clofíbrico y metabolitos 26. Benzafibrate 27. Carbamacepina 28. Salvasartan 29. Metilprednisolona 30. Tadalafilo 31. Dexametasona 32. Clofenamina 33. Astemisol 34. Amlodipino 35. Diltiazem 36. Pentoxifilina 37. Avilamicina 38. Metoprol 39. Citrato de sildenafilo
Antibióticos	40. Sulfametoaxol 41. Trimetropina 42. Ciprofloxacino 43. Roxitromicina 44. Norfloxacino 45. Sulfadiazina 46. Cloranfenicol 47. Conazol 48. Imidazoles y triazoles 49. Sulfacloropiridazina

de uso, relevancia en la salud pública, interés en su acción toxicológica y preeminencia científica por su mecanismo de acción.

Algunas de las sustancias reportadas anteriormente han sido clasificadas como disruptores endocrinos. De acuerdo con la EPA (2013), los disruptores endocrinos son agentes que interfieren con la producción, liberación, transporte, metabolismo, puente, acción o eliminación de las hormonas naturales del cuerpo. Los disruptores endocrinos pueden ser clasificados de acuerdo con su origen: naturales (estrógenos y andrógenos), semisintéticos (anticonceptivos) o sintéticos (xenoestrógenos).

Desde la década de 1970 se ha asociado a los xenoestrógenos, como el DDT, con efectos de disruptor endocrino (Hileman, 1994; Dimogerontas & Liapi, 2014), y hoy día se conocen los efectos de muchos de ellos en el ser humano y el ambiente. Sin embargo, de manera reciente se ha incrementado la atención en los efectos de los estrógenos naturales y semisintéticos debido a casos de cáncer en mujeres que fueron sometidas a terapias de reemplazo hormonal o usos de anticonceptivos, y a casos de feminización de peces en ríos.

Estrógenos naturales y sintéticos

Los estrógenos son hormonas cuya molécula está basada en la estructura del fenantreno. Son producidos en los ovarios de las hembras en respuesta a señales del cerebro y otros órganos, y están presentes en vertebrados e invertebrados.

En todos los vertebrados, incluido el ser humano, los estrógenos principales son estrona, estradiol y estriol. De ellos, el estradiol es el más potente, pues tiene la mayor afinidad con los receptores de estrógenos (Houtman, Legler, & Thomas, 2011). También los estrógenos semisintéticos, como 17 α -etinilestradiol y mestranol son de importancia humana y ambiental. La estructura química de los estrógenos naturales y semisintéticos se muestra en la figura 1.

En el caso de los invertebrados, la mayoría de sus hormonas son ecdiesteroides, las cuales tienen una estructura similar a la de los estrógenos de los vertebrados. Oetken, Bachmann, Schulte-Oehlmann y Oehlmann (2004) reportaron que algunos taxones de invertebrados tienen estrógenos, como estradiol en moluscos y crustáceos, y estradiol y estrona en equinodermos.

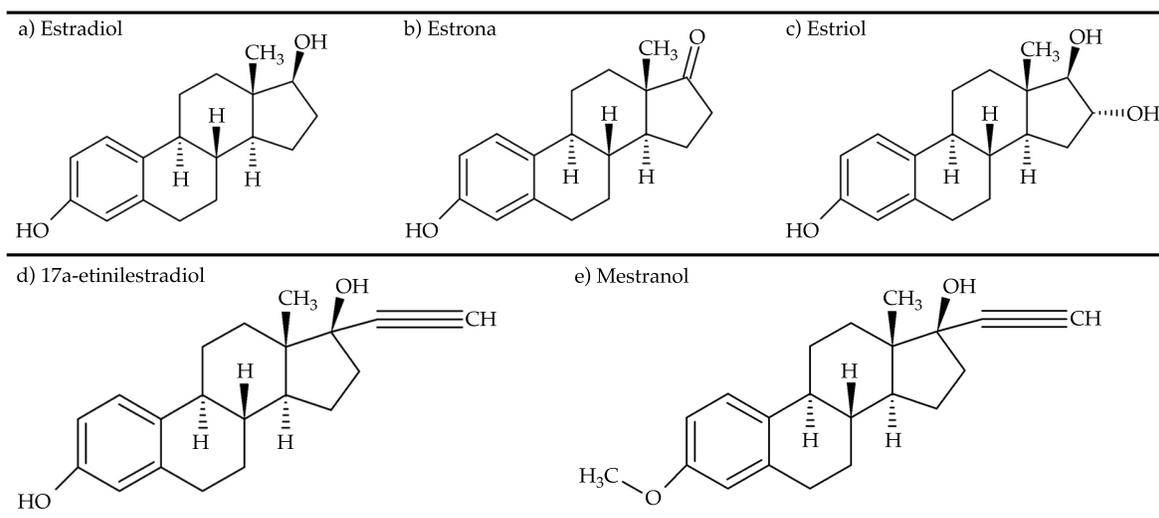


Figura 1. Estructura química de los estrógenos: a, b y c estrógenos naturales; d y e estrógenos semisintéticos.

Aunque los estrógenos están presentes de forma natural en los vertebrados e invertebrados, se ha identificado que cuando los seres humanos y la vida silvestre están expuestos a concentraciones de estrógenos mayores a las que un organismo produce de manera normal, se generan efectos adversos en su sistema endocrino. Una posible fuente de exposición de los seres humanos a altas concentraciones de estrógenos son los fármacos utilizados en los tratamientos de reemplazo hormonal, de regulación del ciclo menstrual o los métodos anticonceptivos. El *Diccionario de Especialidades Farmacéuticas* (PML, 2013) de México reporta que los productos que incluyen estrógenos naturales y semisintéticos son los que se muestran en el cuadro 2.

También los estrógenos son usados en terapias hormonales en ganado y animales domésticos. El *Prontuario de Especialidades Veterinarias* (PEV, 2014) reporta el uso de estrógenos con fines terapéuticos; por ejemplo, el estradiol se emplea para la inducción y sincronización de periodo de celo en vacas (benzoato de estradiol, Bioestrogen, Estrogenic, Forestro), y el estriol para el tratamiento de la incontinencia urinaria en perras (Incurin).

Sistema endocrino y estrógenos

De forma natural, los estrógenos (estradiol, estrona y estriol) son principalmente producidos por los folículos en desarrollo en los ovarios,

Tabla 2. Productos de uso farmacéutico en México que contienen estrógenos.

Estrógenos	Combinado	Marca de productos comerciales
Estradiol		Essventia, Estreva, Evorel, Oestrogel, Primogyn, Sandrena
Estradiol	Algestona	Patector, Patector N.F., Perlutal
	Ciproterona	Climene
	Dienogest	Qlaira
	Drospirenona	Angeliq
	Gestodeno	Avaden
	Hidroxiprogesterona	Gravidinona
	Medroxiprogesterona	Cyclofémina, Femydrol
	Noretisterona	Meslart, Cliane, Mesigyna
	Norgestrel	Progyluton
	Prasterona	Binodian Depot
	Progesteron	Gestrygen, Proger F.
	Testosterona	Despamen
	Trimegestona	Totelle
Estriol		Ovestin (crema, óvulos, tabletas)
Estriol	Progesterona	Florgynal
Etinilestradiol	Ciproterona	Diane
	Clormadinona	Belara 20, Belara
	Desogestrel	Mercilon, Novial, Marvelon
	Drospirenona	Ilimit, Radiance 20, Radiance, Yasmin 24/4, Yasmin
	Etonogestrel	Nuvaring
	Gestodeno	Gynovin, Minesse
	Levonorgestrel	Microgynon, Neogynon, Nordet, Triquilar
	Norelgestromina	Evra
Mestranol	Clormadinona	Lutoral E, Secuentex 21
	Noretisterona	Norinyl 1, Norinyl 28

el cuerpo lúteo de la placenta, córtex adrenal, cerebro, testículos, hígado y tejido adiposo (Dimogerontas & Liapi, 2014). Los estrógenos son hormonas producidas tanto en hombres como en mujeres, pero en ellas en mayor cantidad (Hileman, 1994). Su biosíntesis incluye la aromatización de la testosterona por la enzima aromatasa (Dimogerontas & Liapi, 2014), que se muestra en la figura 2. La aromatasa está presente en muchos tejidos, incluyendo el adiposo y el cerebro.

Hammond (1995) sugirió que los estrógenos son transportados a través de la sangre y tienen acceso a la célula mediante la unión con las proteínas llamadas SHBG (por sus siglas en inglés). Una vez que los estrógenos enlazados llegan a la membrana celular se disocian y la hormona puede entrar a la célula por difusión a través de la membrana celular. Una vez dentro de la célula, los estrógenos pueden enlazarse a receptores de estrógenos (ER), llamados ER α y ER β (Hileman, 1994). Después de que el estrógeno es ligado al receptor ER, se forma un complejo para entrar al núcleo, donde se produce una ligadura al ADN para regular genes de respuesta a los estrógenos.

La función principal de los estrógenos en el cuerpo es regular el desarrollo, mantenimiento y función del sistema reproductor en ambos géneros. Dimogerontas y Liapi (2014) propusieron que cuando se produce un desequilibrio en la cantidad de estrógenos transportados puede

haber implicaciones en el desarrollo y progreso de enfermedades como el cáncer de mama y colon, osteoporosis, afecciones cardiovasculares, neurodegenerativas, endometriosis y obesidad.

Presencia de estrógenos en el ambiente

La presencia de los estrógenos en el ambiente es de origen natural y antropogénico. Como fuente natural, la excreción diaria humana de estradiol, estrona y estriol varía de hombre (1.6, 3.9, 1.5 μg , respectivamente) a mujer (3.5, 8, 4.8 μg , respectivamente); en mujeres embarazadas, la excreción diaria de estriol llega hasta 6 000 μg (Petrovic, *et al.*, 2008).

Como fuente antropogénica, la concentración de los estrógenos en el ambiente puede estar relacionada con la masa total manufacturada, prescrita o adquirida para terapias hormonales tanto para seres humanos como para ganado y animales domésticos. Williams y Brooks (2012) proponen un modelo conceptual del ciclo de vida para estas sustancias, que se muestra en la figura 3. Por ejemplo, Petrovic *et al.* (2008) reportan que las mujeres que toman anticonceptivos basados en etinilestradiol excretan 35 μg de este estrógeno sintético cada día.

Los estrógenos representan un riesgo ambiental debido a su alto potencial de persistir en los ecosistemas, y producir acumulación y toxicidad para los seres vivos (Silva, Otero, & Esteves, 2012; Díaz-Torres, Gibson, González-

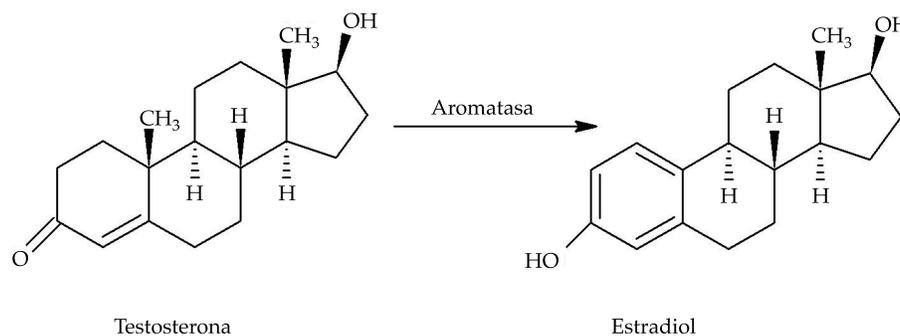


Figura 2. Biosíntesis del estradiol a partir de la testosterona.

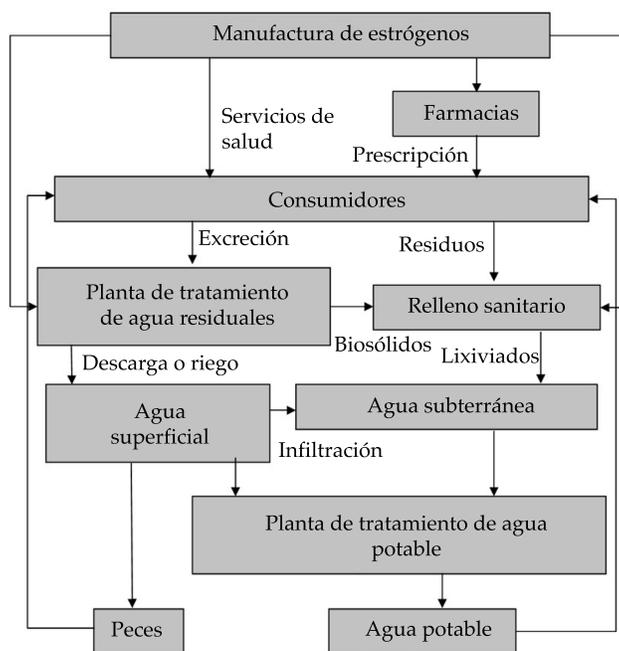


Figura 3. Medios de exposición a los estrógenos (modificado de Williams & Brooks, 2012).

-Farías, Zarco-Arista, & Mazari-Hiriart, 2013). En el ambiente se espera que la concentración de dichos contaminantes en cuerpos de agua varíe de acuerdo con las estaciones, lo cual puede dificultar el seguimiento en estaciones húmedas o secas (Williams & Brooks, 2012; Díaz-Torres et al., 2013).

Los estrógenos han sido encontrados en aguas tratadas y superficiales. De acuerdo con Jarošová, Bláha, Giesy y Hilscherová (2014), las aguas residuales municipales son una de las principales fuentes de estrógenos en el ambiente y ejercen una actividad estrogénica en los cuerpos receptores. Desbrow, Routledge, Brighty, Sumpter y Waldock (1998) encontraron que en los efluentes de siete plantas de tratamiento que descargaban a ríos de Inglaterra había estradiol, estrona y etinilestradiol, en una concentración máxima de 50, 80 y 7 ng/l. En México, Díaz-Torres et al. (2013) encontraron la presencia, entre otros disruptores endocrinos, de estradiol y estrona en el humedal de Xochimilco en la Ciudad de México. Las concentraciones

máximas encontradas por estos autores fueron de estradiol (1.68 ng/μL) y estrona (10.38 ng/μL). Refieren que aunque las concentraciones encontradas no representan riesgo para el ecosistema, podría agregar estrés a especies endémicas como el ajolote (*A. mexicanum*) y la codorniz de Moctezuma (*C. montezumae*).

Debido a su presencia en el ambiente y su potencial riesgo para la salud y la vida silvestre, se han elaborado algunas iniciativas para regular los estrógenos. La EPA (2012) incorporó en su lista de evaluación de nuevos contaminantes al estradiol, estriol, estrona y etinilestradiol, debido a que hay evidencias que demuestran su potencial como disruptores endocrinos. Gilbert (2012) reportó que la Comisión Europea propuso a sus estados miembros establecer un límite promedio de concentración anual de etinilestradiol en 0.035 ng/l. Sin embargo, esta autora refiere que hay una fuerte oposición de las industrias farmacéuticas a dicha regulación, pues aseguran que hay poca evidencia de los daños a la población de peces.

Efectos de estrógenos como disruptores endocrinos

Efectos a nivel celular

En humanos, las concentraciones no fisiológicas de estrógenos incrementan el riesgo de cáncer de mama, uterino y testicular (Cavalieri, Frenkel, Liehr, Rogan, & Roy, 2000; Dimogerontas & Liapi, 2014). Los efectos biológicos se producen cuando un receptor de hormona, unida a un estrógeno o un disruptor endocrino, se vincula con regiones específicas del ADN en el núcleo de la célula (Hileman, 1994) o durante la metabolización de los estrógenos.

Cavalieri *et al.* (2000) encontraron que el estradiol, la estrona y el dietilbestrol inducen errores cromosomales y mutaciones de genes *in vitro* e *in vivo* en animales, por la generación de oxígeno reactivo durante la metabolización de los estrógenos. Detallan que las quinonas intermedias derivadas de la oxidación del 4-hidroxiestradiol o 4-hidroxiestrona pueden reaccionar con las purinas (adenina y guanina) del ADN para formar sitios mutagénicos.

El Programa de Toxicología de los Estados Unidos (National Toxicology Program, 2011) confirmó en 2002 que los estrógenos 17- β -estradiol, estrona, 17 α -etinilestradiol y mestranol son potencialmente carcinógenos. El reporte afirma que de acuerdo con estudios epidemiológicos en humanos, el uso de estrógenos por mujeres en la etapa de posmenopausia y su uso como anticonceptivos está asociado con incrementos en el riesgo de cáncer de mama.

Efectos prenatales y postnatales

En el desarrollo prenatal y posnatal tanto en hombres como en mujeres, la relación específica entre estrógeno y andrógenos (hormonas masculinas) es necesaria para la diferenciación y formación apropiada de los órganos reproductores. Hileman (1994) menciona que si la relación entre andrógenos y estrógenos es perturbada, estos órganos pueden resultar parcialmente desarrollados o estar incompletos.

Efectos en las mujeres

La función de los estrógenos en las mujeres es preparar el útero para aceptar el huevo fertilizado, y ayudar con el embarazo y la lactancia. Hileman (1994) propuso que los estrógenos disminuyen el riesgo de ataques al corazón y la osteoporosis, pero incrementan el riesgo de cáncer de mama y de útero.

El primer estudio de la asociación entre cáncer y compuestos estrogénicos fue documentado en un caso ocurrido entre 1948 y 1971, en el cual de dos a seis millones de mujeres en Estados Unidos y Europa tomaron un estrógeno sintético llamado dietilbestrol (DES) para prevenir abortos involuntarios (Hileman, 1994; Dimogerontas & Liapi, 2014). El estudio encontró que una fracción (0.1%) de la hijas de las mujeres que tomaron dietilbestrol desarrollaron un tipo de cáncer llamado adenocarcinoma vaginal (cáncer que empieza en las células glandulares) en sus primeros 20 años de vida y que tenían altas tasas de infertilidad.

En otro caso, Li *et al.* (2003) encontraron que 975 mujeres, de entre 65 y 79 años, diagnosticadas con cáncer de mama invasivo habían estado bajo una terapia de reemplazo hormonal combinado (CHRT, por sus siglas en inglés) con estrógenos y progestinas.

Efectos en los hombres

La función de los estrógenos en el sistema reproductor masculino es la regulación de la espermatogénesis (Dimogerontas & Liapi, 2014). Sin embargo, se ha documentado que una alta concentración de estrógenos en los hombres puede inhibir la producción del esperma (Hileman, 1994). En el estudio de las mujeres tratadas con dietilbestrol, mencionado antes, se encontró que los hijos de estas mujeres tenían un incremento en la incidencia de anomalías en el escroto, testículo no descendente, malformaciones en la uretra, disminución en el conteo de espermatozoides, e incremento de riesgo de cáncer testicular, así como problemas de próstata (Hileman, 1994).

Diabetes mellitus

La diabetes mellitus representa uno de los problemas de salud más serios en el mundo, con más de 177 millones de personas que la sufren, y se encuentra entre las principales causas de muerte en el orbe (Dimogerontas & Liapi, 2014). Recientemente se ha relacionado al estradiol como factor para desarrollar diabetes mellitus. Nadal, Alonso-Magdalena, Soriano, Quesada y Roper (2009) encontraron que el 17 β -estradiol tiene una función importante en el balance de energía, el metabolismo de lípidos y la homeostasis de la glucosa. Estos investigadores han propuesto que la activación de los receptores de estrógenos (ER α) por el 17 β -estradiol promueve un incremento en la biosíntesis de insulina. Sin embargo, cuando la biosíntesis de insulina es sobreestimada por la acción de estrógenos ambientales contribuye al desarrollo de diabetes tipo II.

Efectos en vertebrados

Se ha confirmado que los estrógenos son responsables de alteraciones endocrinas en ambientes acuáticos (Petrovic *et al.* 2008). Algunas de las alteraciones documentadas son hermafroditismo en peces, desarrollo de órganos sexuales deformados en reptiles (lagartos y tortugas), comportamiento de anidación anormal, cascarones delgados, y disfunciones en el sistema inmune y reproductivo en focas grises (Dimogerontas & Liapi, 2014).

Uno de los primeros estudios sobre los efectos de los estrógenos en la vida silvestre, reportado por Hileman (1994), fue desarrollado en huevos de lagarto. El estudio consistió en que algunos huevos fueron pintados con estradiol y otros con un subproducto del DDT y se controló la temperatura de incubación que determina el género de los individuos. Encontraron que en los que fueron incubados en un ambiente limpio, todas las eclosiones fueron machos; 80% de los huevos pintados con estradiol generó hembras; y los huevos pintados con el subproducto de DDT produjo 40% intersexual, 20% hembras y 40% machos.

En huevos de peces se ha visto que la exposición a estrógenos en etapas críticas del desarrollo puede predisponer la expresión genética a un fenotipo (Houtman *et al.*, 2011). En peces adultos, el género está generalmente determinado. Sin embargo, cuando los peces machos son expuestos a hormonas, se inducen cambios hacia características sexuales típicas de hembras.

Se ha observado que una forma de determinar la exposición de peces a estrógenos es con la medición de la vitelogenina (biomarcador). La vitelogenina se encuentra por lo regular en las hembras de peces y huevos. Sin embargo, cuando los peces machos son expuestos a estrógenos, pueden producir grandes cantidades de vitelogenina (Gilbert, 2012).

Hileman (1994) reportó que en un experimento confinaron a truchas arcoíris cerca de una descarga de agua residual en Inglaterra por varias semanas y encontraron que la concentración de vitelogenina en los peces fue 500 veces mayor de lo normal. En estudios posteriores, Desbrow *et al.* (1998) sugirieron que los estrógenos estradiol, estrona y etinilestradiol podían ser los responsables de la síntesis de vitelogenina en los peces machos localizados corriente abajo de las descargas de aguas residuales. De manera reciente, Gilbert (2012) señaló que en un muestreo en Inglaterra en 51 sitios, 86% de peces machos mostraba características intersexuales, lo cual fue atribuido principalmente al etinilestradiol descargado en efluentes de aguas municipales residuales.

En otro experimento, truchas arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y rutilos (*Rutilus rutilus*) fueron expuestos durante 21 días a concentraciones de 1 a 10 ng/l de estradiol y estrona. Routledge *et al.* (1998) encontraron que dichas concentraciones eran suficientes para aumentar la síntesis de la proteína vitelogenina en los niveles observados en los peces del experimento de Desbrow *et al.* (1998).

La Comisión Europea ha señalado efectos de los estrógenos en la población de peces por rangos de exposición al etinilestradiol. Se encontró que para valores entre 0.1 y 0.2 ng/l hay efectos

menores en los peces, en 1 ng/l hay expresión de vitelogenina en peces machos, en 4 ng/l se produce la expresión de características intersexuales y reducción de la fertilidad, y entre 5 y 6 ng/l se observa el colapso de la población de peces (Gilbert, 2012).

Efecto en invertebrados

Oetken *et al.* (2004) y Matozzo, Gagne, Marin, Ricciardi y Blaise (2008) refieren que los efectos de los disruptores endocrinos (xenoestrógenos) en invertebrados no han recibido la atención suficiente, aunque representan cerca de 95% de las especies y tienen una función importante en los ecosistemas, en particular en el acuático. Las primeras evidencias de que los invertebrados usaban hormonas para sus procesos de crecimiento fueron descritas por Kopec en 1917, y Wigglesworth, Fukuda y Williams en 1934 y 1940 (Riddiford & Truman, 1978).

En la revisión que Oetken *et al.* (2004) y Matozzo *et al.* (2008) realizaron sobre los efectos de los disruptores endocrinos (incluidos los estrógenos) en invertebrados encontraron fuertes evidencias de efectos sobre el desarrollo, fecundidad y reproducción. Debido a su importancia biológica, de manera reciente Prat, Rieradevall, Barata y Munné (2013), y Souza, Hallgren, Balseiro y Hansson (2013) han investigado el uso de invertebrados como biomarcadores de estrógenos en cuerpos de agua, midiendo el estrés oxidativo como biomarcador adicional a la vitelogenina en peces.

Efecto en especies vegetales

En un estudio sobre el efecto genotóxico de estrona, estriol y estradiol, Gaitán (2006) encontró que el estriol tiene un efecto citotóxico sobre la raíz de las habas. El efecto detectado fue que podía inhibir la división celular. Este autor explica que el efecto se debe a que los estrógenos son fuertes inhibidores de la mitosis debido a su interacción con el huso acromático (microtúbulos y centriolos), el ADN y las proteínas reguladoras.

Remoción de estrógenos del agua

Las plantas de tratamiento convencionales no fueron diseñadas para la remoción ni degradación de contaminantes emergentes como los estrógenos. En consecuencia, los efluentes de las plantas de tratamiento contienen fracciones significantes de éstos, que son descargadas y acumuladas en el ambiente. Una de las primeras investigaciones sobre la remoción de estrógenos fue realizada por Ternes, Kreckel y Mueller (1999) en lodos activados de una planta de tratamiento. Tales investigadores encontraron que el estradiol fue oxidado a estrona y después degradado; el etinilestradiol fue persistente, y el estradiol conjugado fue separado y liberado en su forma simple.

Otros trabajos de investigación subsecuentes han propuesto procesos para la retención, degradación o eliminación de los estrógenos. Los tratamientos que han sido usados pueden ser clasificados en procesos físicos, biológicos y avanzados de oxidación. Silva *et al.* (2012) resumieron los procesos investigados hasta el momento para la eliminación de estrona, estradiol, estriol y etinilestradiol en agua, los cuales son los siguientes:

1. Físicos: adsorción (carbón activado, carbón activado granular, resinas de intercambio iónico, quitina, quitosán, polímeros impresos molecularmente, hidróxido doble laminar Mg-Al y nanotubos de carbono, lodos activados) y filtración por membranas (ultrafiltración, nanofiltración, ósmosis inversa, destilación de contacto directo con membranas y microfiltración de fibra hueca).
2. Biológicos: aerobios (lodos activados, filtro percolador, biorreactor de membranas y sistemas de reactor de lecho fijo), nitrificación, anaerobios, microalgas (*Selenastrum*, *Ankistrodesmu*, *Lemna*, *Anabaena*, *Chlorococcus*, *Spirulina*, *Chlorella*, *Scenedesmus* y *Anaebena*) y sistemas de tratamiento enzimáticos (ligninolíticas, lacasa, peroxidasa de rábano) y

microorganismos aislados (*Fusarium proliferatum*).

3. Procesos avanzados de oxidación: fotólisis (UVC, UVB, UVA-visible, solar, fotosensibilizado), fotocatalisis heterogénea (dióxido de titanio, óxido de cinc, sulfuro de cinc, óxido férrico, silicio, óxido de estaño y sulfuro de cadmio, entre otros), oxidantes fuertes (ferrato, ozono, ácido hipocloroso, dióxido de cloro, óxido de manganeso, hierro-tetraamidomacroclíclico), combinación de oxidantes fuertes con radiación ultravioleta (UV-peróxido de hidrógeno, foto-Fenton, resina cubierta con reactivo Fenton) y sonólisis (20-1000 kHz).

Conclusiones y recomendaciones

Los estudios sobre los efectos de los estrógenos en los seres humanos reconocen que son un factor de incremento del riesgo de cáncer de mama y uterino. Sin embargo, no hay legislaciones que obliguen a advertir a los pacientes que los estrógenos con fines terapéuticos pueden ser un factor de riesgo de cáncer. Por otro lado, los desechos de los seres humanos y animales debido a las terapias hormonales son la fuente principal de estrógenos en el ambiente.

Respecto a los efectos de los estrógenos en la fauna, existen evidencias *in vitro* e *in vivo* de que, a ciertas concentraciones y características de las especies, se producen efectos como feminización y distrofias en órganos sexuales. Por otro lado, investigadores como Caldwell, Mastrocco, Anderson, Lange y Sumpter (2012), y la industria farmacéutica han contradicho estas evidencias, pues mencionan que las condiciones experimentales de los estudios simulan concentraciones muy diferentes a las que se encuentra en el ambiente. Tal desacuerdo en la comunidad científica ha limitado el establecimiento de regulaciones por exposición de estrógenos para proteger la vida acuática y los seres humanos.

Cada uno de los tratamientos investigados hasta el momento tiene ventajas y limitaciones en cuanto a la eficiencia de remoción, su posi-

bilidad de escalamiento y costos para adaptarse a plantas de tratamiento existentes. Se propone que los métodos avanzados de oxidación son más ventajosos para la remoción de los estrógenos en el agua. Sin embargo, es importante continuar con las investigaciones que permitan asegurar que los subproductos de la degradación sean menos estrogénicos mediante biomarcadores o que se alcance la mineralización de los estrógenos.

Se recomienda realizar análisis estadísticos de producción, venta o consumo de estrógenos en el ámbito regional, que permita estimar y correlacionar las concentraciones encontradas en los cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Además, es importante analizar las tendencias para regular los estrógenos en cuerpos de aguas superficiales, subterráneas y descargas de aguas residuales. En México, es urgente realizar estudios de concentraciones de estrógenos en las descargas de aguas residuales crudas y tratadas, e identificar sus potenciales efectos en la salud humana y los ecosistemas. Finalmente, es necesario continuar con el desarrollo de tecnologías de remoción de contaminantes emergentes como los aquí referidos.

Referencias

- American Chemical Society (2014) *CAS Registry* [en línea]. Chemical Abstracts Service. Citado el 2 de junio de 2014. Recuperado de <https://www.cas.org/>.
- Caldwell, D. J., Mastrocco, F., Anderson, P. D., Lange, R., & Sumpter, J. P. (2012). Predicted-No-Effect Concentrations for the Steroid Estrogens: Estrone, 17 β -Estradiol, Estriol, and 17 α -Ethinylestradiol. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(6), 1396-1406.
- Cavalieri, E., Frenkel, K., Liehr, J. G., Rogan, E., & Roy, D. (2000). Chapter 4: Estrogens as Endogenous Genotoxic Agents-DNA Adducts and Mutations. *Journal of the National Cancer Institute Monographs*, 27, 75-93.
- Desbrow, C., Routledge, E. J., Brighty, G. C., Sumpter, J. P., & Waldock, M. (1998). Identification of Estrogenic Chemicals in STW Effluent. 1. Chemical Fractionation and *in vitro* Biological Screening. *Environmental Science & Technology*, 32(11), 1549-1558.
- Díaz-Torres, E., Gibson, R., González-Farías, F., Zarco-Arista, A. E., & Mazari-Hiriart, M. (2013). Endocrine Disruptors in the Xochimilco Wetland, Mexico City. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(1586), 1586.

- Dimogerontas, G., & Liapi, C. (2014). Endocrine Disruptors (Xenoestrogens): An Overview. In T. Eliades & G. Eliades (Eds.). *Plastics in Dentistry and Estrogenicity*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- EPA (2012). *CCL 3 List Chemical Contaminants* [en línea]. United States Environmental Protection Agency. Citado el 2 de junio de 2014. Recuperado de <http://water.epa.gov/scitech/drinkingwater/dws/ccl/ccl3.cfm>.
- EPA (2013). *Endocrine Disruptor Research* [en línea]. United States Environmental Protection Agency. Citado el 2 de junio de 2014. Recuperado de <http://www.epa.gov/research/endocrinedisruption/faq.htm>.
- Gaitán, O. (2006). *Evaluación ecotoxicológica del estradiol y sus metabolitos primarios liberados al ambiente, a través de la actividad ganadera* (82 pp.). Tesis de doctorado. Pachuca, México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Gilbert, N. (November, 22, 2012). Drug-Pollution Law All Washed Up. *Nature*, 491, 503-504.
- Hammond, G. J. (1995). Potential Functions of Plasma Steroid-Binding Proteins. *Trends in Endocrinology & Metabolism*, 6(9/10), 298-304.
- Hileman, B. (January, 31, 1994). Environmental Estrogens Linked to Reproductive Abnormalities, Cancer. *Chemical & Engineering News*, 72(5), 19-23.
- Houtman, C. J., Legler, J., & Thomas, K. (2011). Effect-Directed Analysis of Endocrine Disruptors in Aquatic Ecosystems (pp. 237-265). In W. Brack (Ed.). *Effect-Directed Analysis of Complex Environmental Contamination*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Jarošová, B., Bláha, L., Giesy, J. P., & Hilscherová, K. (2014). What Level of Estrogenic Activity Determined by *In Vitro* Assays in Municipal Waste Waters Can be Considered as Safe? *Environment International*, 64, 98-109.
- Li, C. L., Malone, K. E., Porter, P. L., Weiss, N. S., Tang, M. C., Cushing-Haugen, K. L., & Daling, J. R. (June, 25, 2003). Relationship between Long Durations and Different Regimens of Hormone Therapy and Risk of Breast Cancer. *Journal American Medical Association*, 289(24), 3254-3263.
- Matozzo, V., Gagne, F., Marin, M. G., Ricciardi, F., & Blaise, C. (2008). Vitellogenin as a Biomarker of Exposure to Estrogenic Compounds in Aquatic Invertebrates: A Review. *Environment International*, 34, 531-545.
- Muñoz, C. J. E. (2012). Contaminantes emergentes: a aspectos químicos microbiológicos y de salud (pp. 19-27). En G. Moeller & G. Buelna (Eds.). *Contaminantes emergentes: su importancia, retos y perspectivas sobre la medición, el tratamiento y la reglamentación*. Jiutepec, México: IMTA.
- Nadal, A., Alonso-Magdalena, P., Soriano, S., Quesada, I., & Roperio, A. B. (2009). The Pancreatic Beta-Cell as a Target of Estrogens and Xenoestrogens: Implications for Blood Glucose Homeostasis and Diabetes. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 304(1-2), 63-68.
- National Toxicology Program (2011). *Report on Carcinogens*: (499 pp.) (12th Edition). North Carolina, USA: U.S. Department of Health and Human Services Public Health Service.
- Oetken, M., Bachmann, J., Schulte-Oehlmann, U., & Oehlmann, J. (2004). Evidence for Endocrine Disruption in Invertebrates. *International Review of Cytology*, 236, 1-44.
- Prat, N., Rieradevall, M., Barata, C., & Munné, A. (2013). The Combined Use of Metrics of Biological Quality and Biomarkers to Detect the Effects of Reclaimed Water on Macroinvertebrate Assemblages in the Lower Part of a Polluted Mediterranean River (Llobregat River, NE Spain). *Ecological Indicators*, 24, 167-176.
- Petrovic, M., Radjenovic, J., Postigo, C., Kuster, M., Farre, M., De Alda, M. L., & Barceló, D. (2008). Emerging Contaminants in Wastewaters: Sources and Occurrence (pp. 1-35). In O. Hutzinger, D. Barceló, & A. Kostianoy (Eds.). *The Handbook of Environmental Chemistry*. Berlin: Springer.
- Pica, Y. (2012). Tipo y relevancia de las fuentes de compuestos emergentes y aspectos toxicológicos (pp. 29-47). En G. Moeller & G. Buelna (Eds.). *Contaminantes emergentes: su importancia, retos y perspectivas sobre la medición, el tratamiento y la reglamentación*. Jiutepec, México: IMTA.
- PML (2013). *Diccionario de especialidades farmacéuticas 2013* [en línea]. Medicamentos PLM [citado el 2 de junio de 2014]. Recuperado de <http://www.medicamentosplm.com>.
- PEV (2014). *Prontuario de Especialidades Veterinaria 2014* [en línea]. PLM México. Citado el 2 de junio de 2014. Recuperado de <http://www.diccionarioveterinariopl.com>.
- Routledge, E. J., Sheahan, D., Desbrow, C., Brighty, G. C., Waldock, M., & Sumpter, J. P. (1998). Identification of Estrogenic Chemicals in STW Effluent. 2 *In Vivo* Responses in Trout and Roach. *Environmental Science & Technology*, 32, 1559-1565.
- Riddiford, L. M., & Truman, J. W. (1978). Biochemistry of Insect Hormones and Insect Growth Regulators (pp. 307-357). In M. Rockstein (Ed.). *Biochemistry of Insect*. New York: Academic Press.
- Silva, C. P., Otero, M., & Esteves, V. (2012). Processes for the Elimination of Estrogenic Steroid Hormones from Water: A Review. *Environmental Pollution*, 165, 38-58.
- Souza, M. S., Hallgren, P., Balseiro, E., & Hansson, L. (2013). Low Concentrations, Potential Ecological Consequences: Synthetic Estrogens Alter Life-History and Demographic Structures of Aquatic Invertebrates. *Environmental Pollution*, 178, 237-243.
- Ternes, T. A., Kreckel, P., & Mueller, J. (1999). Behavior and Occurrence of Estrogens in Municipal Sewage Treatment Plants - II. Aerobic Batch Experiments with Activated Sludge. *Science of the Total Environment*, 225, 91-99.
- Williams, E. S., & Brooks, B. W. (2012). Human Health Risk Assessment for Pharmaceuticals in the Environment: Existing Practice, Uncertainty, and Future Directions. In B. W. Brooks, & D. B. Huggett (Eds.). *Human Pharmaceuticals*

in the Environment: Current and Future Perspectives,
Emerging Topics in Ecotoxicology 4. New York: Springer.

Dirección institucional de los autores

M.C. Irwing M. Ramírez-Sánchez
Dr. Polioptro Martínez-Austria
Dr. Marco A. Quiroz-Alfaro
Dr. Erick R. Bandala

Universidad de Las Américas Puebla
Posgrado en Ciencias del Agua
Grupo de Investigación en Energía y Ambiente
Sta. Catarina Mártir, Cholula
72810 Puebla, México
Teléfono: +52 (222) 2292 652
irwing.ramirezsz@udlap.mx
marcoa.quiroz@udlap.mx
polioptro.martinez@udlap.mx
erick.bandala@udlap.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Study of Water Flow in Dams using Successive Over-relaxation

• Norma Patricia López-Acosta* • José León González-Acosta •
Universidad Nacional Autónoma de México

*Autor de correspondencia

Abstract

López-Acosta, N. P., & González-Acosta, J. L. (September-October, 2015). Study of Water Flow in Dams using Successive Over-Relaxation. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 6(5), 43-58.

Free surface problems represent boundary value problems in which a portion of the boundary, the free surface, is unknown and must be determined as part of the solution. Classical rigorous and approximate procedures used to draw this line are limited to homogeneous and isotropic media with specific geometries. Currently, this can be determined using numerical methods such as the finite element method (FEM). Nevertheless, FEM requires the storing and handling of a large number of matrices to solve linear equation systems, increasing calculation time. The present article proposes an alternative to analyze free surface problems based on the numerical solution of finite difference equations using the successive over-relaxation method (SOR). Two techniques are implemented with the SOR method—Baiocchi's Solution and the Extended Pressure Method with the iterative Gauss-Seidel process. First, the theoretical basis for these methods are provided. Then, their applicability is described according to an analysis of unconfined flow in a homogeneous and a heterogeneous dam. As part of the results, the upper flow lines obtained with each technique and the flow networks calculated with the SOR method are presented and the use of finite difference equations to determine the hydraulic gradient and flow rate through the flow domain is described. Lastly, conclusions and recommendations for applying and optimizing the use of these techniques are provided.

Keywords: Free surface, unconfined flow, Successive Over Relaxation (SOR), Gauss-Seidel's iterative process, finite differences, upper flow line, Extended Pressure method, Baiocchi's method, flow networks in dams.

Resumen

López-Acosta, N. P., & González-Acosta, J. L. (septiembre-octubre, 2015). Estudio del flujo de agua en presas con sobre relajaciones sucesivas. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 43-58.

Los denominados problemas de superficie libre son problemas de valores de frontera en los que una porción de la frontera, la superficie libre, no se conoce y debe determinarse como parte de la solución. Los procedimientos rigurosos y aproximados clásicos para el trazo de esta línea se limitan a medios homogéneos e isótropos con geometrías particulares. Actualmente es posible emplear métodos numéricos como los elementos finitos (MEF) para su determinación. Sin embargo, el MEF requiere la resolución de sistemas de ecuaciones lineales que involucran el almacenamiento y manejo de un gran número de matrices que incrementan el tiempo de cálculo. En este artículo se propone una alternativa para analizar problemas de superficie libre que se basa en la resolución numérica de ecuaciones de diferencias finitas mediante el método de sobre relajaciones sucesivas (SOR, *Successive Overrelaxation*). Se expone la implementación de dos técnicas basadas en el método SOR: la Solución de Baiocchi y el Método de la Presión Extendida, aplicando el proceso iterativo de Gauss-Seidel. Inicialmente se proporcionan las bases teóricas de estos métodos. De manera posterior, su aplicabilidad queda expuesta con el análisis del flujo no confinado en una presa homogénea y en otra heterogénea. Como parte de los resultados, se presentan las líneas de flujo superior obtenidas con cada técnica y las redes de flujo calculadas con el método SOR; asimismo, se explica cómo determinar el gradiente hidráulico y el gasto de infiltración a través del dominio de flujo mediante ecuaciones de diferencias finitas. Por último, se proporcionan comentarios concluyentes y recomendaciones de cómo aplicar y optimar el empleo de estas técnicas.

Palabras clave: superficie libre, flujo no confinado, Sobre Relajaciones Sucesivas (SOR), proceso iterativo de Gauss-Seidel, diferencias finitas, línea superior de flujo, Método de la Presión Extendida, método de Baiocchi, redes de flujo en presas.

Received: 18/06/2014

Aproved: 10/06/2015

Introduction

The classical relaxation method is an iterative process in which solutions for water flow through porous media can be obtained by simply knowing the domain geometry and hydraulic boundary conditions (Allen, 1954; Finnemore & Perry, 1968). This method can solve Laplace's equation for a point (node) relative to its surrounding points using an algebraic finite difference equation (Southwell, 1940). For this procedure, a square mesh with dimensions of $\Delta_x = \Delta_y$ is drawn in the flow zone if the medium is homogenous and isotropic, and a rectangular mesh with dimensions of $\Delta_x \neq \Delta_y$ is drawn if the medium is anisotropic. The intersections of the squares or rectangles constitute the nodes of the mesh. For these nodes, approximate values of the hydraulic head or potential h (points where h requires to be calculated) must be assigned while respecting the known values of h in the flow boundaries. These values usually correspond to the upper and lower water levels or the upstream water level (UWL) and downstream water level (DWL) of the problem at hand (known as the *Dirichlet boundary conditions*; Cheng & Cheng, 2005). The values assigned in the nodes are arbitrary and can be zero or the result of a reasonable estimation. However, although there are several techniques that can be used to ensure that the value of the potential imposed on the nodes where h is not known is as accurate as possible (Young, 1950), it is important to verify the precision of the assigned data manually by calculating the residue in each node. For example, the difference between the hydraulic potential of the four surrounding nodes is calculated with regard to the central or interior node, and so on. Therefore, the relaxation procedure involves the systematic refinement of this residue throughout the grid until the residue in all mesh nodes of interest is zero or practically zero. This value indicates compliance with Laplace's equation when expressed as a finite difference and results in a solution for a certain water flow problem (Allen, 1954; Finnemore & Perry, 1968). The classical re-

laxation method has several disadvantages. For example, this method becomes long and tedious when trying to obtain approximate solutions if the method has not been programmed using a computer. Besides, this method does not provide general solutions and must be applied to a particular case. However, the classical relaxation method can be adapted for diverse conditions. Due to the versatility that is demonstrated for this method, several improvements have been made, including optimization of the calculation time, taking into account the variations of the materials in the flow region, and solving more complex problems, such as free surface problems (unconfined flow).

The *Successive Overrelaxation* (SOR) method (Young, 1950) is a modification to the classical relaxation method. This method is powerful and can be used to obtain approximate numerical solutions for multiple equations with unknown analytical solutions (Young, 1950). An important advantage of the SOR method is that it automatically solves the variations in the hydraulic potential for all mesh nodes that represents the flow region. The SOR method uses the Gauss-Seidel iterative process, which utilizes cyclic finite difference equations to solve the problem of interest (Wang & Anderson, 1982). Applying this method, the solution process is automatically repeated for each node until the desired tolerance or minimum error is obtained. For unconfined flow problems in which the upper flow line or free surface is unknown *a priori*, methods have been devised to modify the ruling equations of the nodes. These methods can be used for solving free surface problems with the basics of SOR method, such as the *Baiocchi's solution* (Baiocchi, 1971; Bruch, 1980) and the *Extended Pressure* method (Brezis, Kinderlehrer, & Stampacchia, 1978; Bardet & Tobita, 2002). The first solution is useful for homogenous media, and the second solution is useful for homogenous and heterogeneous media. However, these methods have not been applied to practical cases.

Generally, free surface problems represent a challenge in many areas of fluid mechanics

because they involve boundary value problems in which a portion of the boundary is unknown and must be determined as part of the solution (Cryer, 1970). The presence of the free surface or water table makes the analysis methods more difficult. Dupuit's parabola (Dupuit, 1863) and Kozeny's parabola (Kozeny, 1931) are rigorous solutions for drawing the upper flow line and are only applicable for homogenous and isotropic media with vertical walls (Dupuit) or with filters (Kozeny). Other approximated methods, such as the *tangent* (Schaffernak, 1917; Iterson, 1916, 1917) and *sine* methods (Casagrande, 1932), allow mainly calculate the discharge point of the upper flow line. Currently, numerical methods, such as the finite element methods (FEM), can be used to determine the discharge point of the upper flow line. However, the FEM requires solving a system of linear equations and involves storing and handling matrices that increase the calculation time.

This paper aimed to implement the SOR method as an alternative for analyzing free surface or unconfined flow problems in homogenous and heterogeneous media. First, the theoretical background of water flow in soils is provided, especially the solution to Laplace's equation using finite differences. Next, the basic equations of the SOR method are obtained. Subsequently, this technique is enabled to evaluate unconfined flow problems using the Baiocchi's and Extended Pressure methods. The applicability of these techniques is demonstrated by analyzing the unconfined flow of water through a homogenous earth dam and a dam composed of different materials. We explain how to determine the upper flow line and use its position to solve the flow problem by considering confined flow and modifying the boundary conditions and the fundamental equations to determine the equipotential and flow lines. Thus, the upper flow line is obtained for each technique and the flow nets are calculated with the SOR method. In addition, we explain how to calculate the hydraulic gradient and the seepage flux or flow rate through the flow domain using finite difference equations. Finally, we present concluding

remarks and recommendations regarding the application of the SOR method.

Theoretical Basis of Water Flow in Soils

Laplace's Equation

The laminar flow through porous media obeys Darcy's law and is governed by the following equation:

$$v = -k \frac{dh}{dl} \quad (1)$$

where:

v = discharge velocity.

h = total pressure or total hydraulic head.

k = permeability of the soil.

l = distance traveled by a water particle.

In vector format (Harr, 1962):

$$\vec{v} = -k \text{grad}(h) \quad (2)$$

Furthermore, the total pressure h is defined by the Bernoulli's law as follows (neglecting the velocity head):

$$h = \left[\frac{p}{\rho g} + y \right] \quad (3)$$

where:

p = hydrostatic pressure (or pore pressure).

ρ = water density.

g = acceleration due to gravity.

y = position pressure with respect to a level of reference.

Because the amounts of incoming and outgoing flow in the normal direction n to the faces of a cubic element with dimensions of dx , dy and dz is the same (due to the *principle of flow continuity*), the following equation holds:

$$\frac{\partial(nv_x)}{\partial x} dx dy dz + \frac{\partial(nv_y)}{\partial y} dx dy dz + \frac{\partial(nv_z)}{\partial z} dx dy dz = 0 \quad (4)$$

By factoring and removing terms, the *continuity equation* is obtained in three dimensions as follows:

$$\frac{\partial v_x}{\partial x} + \frac{\partial v_y}{\partial y} + \frac{\partial v_z}{\partial z} = 0 \quad (5)$$

To solve flow problems, it is convenient to use a *velocity potential function* ϕ rather than the total pressure h . The ϕ is described as follows:

$$\phi(x, y, z) = -kh \quad (6)$$

Therefore, the discharge velocity in each of the main directions becomes:

$$v_x = \frac{\partial \phi}{\partial x}; \quad v_y = \frac{\partial \phi}{\partial y}; \quad v_z = \frac{\partial \phi}{\partial z} \quad (7)$$

Thus, *Laplace's equation* is obtained by substituting equation (7) in equation (5):

$$\frac{\partial^2 \phi}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \phi}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \phi}{\partial z^2} = 0 \quad (8)$$

If the medium is homogenous and isotropic and flow only occurs in two dimensions (X and Y, two-dimensional flow), then:

$$\frac{\partial^2 \phi}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \phi}{\partial y^2} = 0 \quad (9)$$

Approximate Solution of Laplace's Equation by Means of Finite Differences

The basic concept of the finite difference method is based on replacing the continuous partial derivatives of the equation that governs water flow with the variation ratio of the x and y variables in small finite increments (Mahmud, 1996). In this way, the following equations are obtained when applying Taylor series expansion to the potential function ϕ (Mitchell & Griffiths, 1980):

$$\phi_{i+1,j} = \phi_{i,j} + \frac{\partial \phi}{\partial x} \Delta x_1 + \frac{1}{2!} \frac{\partial^2 \phi}{\partial x^2} \Delta x_1^2 \quad (10)$$

and:

$$\phi_{i-1,j} = \phi_{i,j} - \frac{\partial \phi}{\partial x} \Delta x_2 + \frac{1}{2!} \frac{\partial^2 \phi}{\partial x^2} \Delta x_2^2 \quad (11)$$

where:

Δx_1 = distance in the X_1 direction between two nodes.

Δx_2 = distance in the X_2 direction between two nodes.

i = row in which the node of interest is located.

j = column in which the node of interest is located.

Figure 1 shows the representation of a node that is affected by four surrounding nodes and can be used to observe the previously mentioned variables.

Expression (10) is an approximation to the solution of Laplace's equation regarding the central and the frontal nodes ($\phi_{i+1,j}$). Equation (11) represents an approximation to the solution of Laplace's equation regarding the central and rear nodes ($\phi_{i-1,j}$). The equations for the upper ($\phi_{i,j-1}$) and lower ($\phi_{i,j+1}$) nodes are analogues to expressions (10) and (11). From equations (10) and (11), and by applying a series of mathematical manipulations, the solution of the potential function $\phi_{i,j}$ is given by:

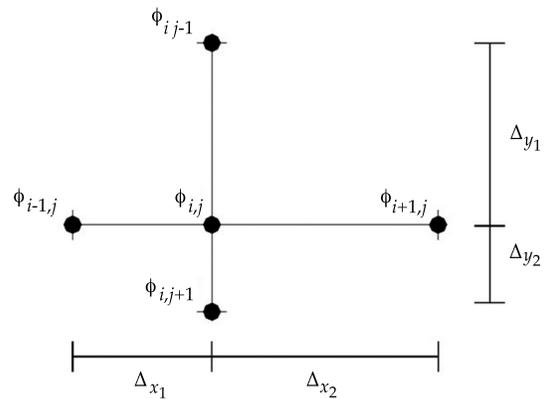


Figure 1. Arrangement of nodes in a flow region.

$$\phi_{i,j} = \frac{\phi_{i,j+1} + \phi_{i,j-1} + \frac{\Delta x^2}{\Delta y^2} (\phi_{i+1,j} + \phi_{i-1,j})}{2 \left(1 + \frac{\Delta x^2}{\Delta y^2} \right)} \quad (12)$$

If $\lambda^2 = \frac{\Delta x^2}{\Delta y^2}$, then:

$$\phi_{i,j} = \frac{\phi_{i,j+1} + \phi_{i,j-1} + \lambda^2 (\phi_{i+1,j} + \phi_{i-1,j})}{2(1 + \lambda^2)} \quad (13)$$

Equation (13) approximates the solution of the Laplace's equation by the classical relaxation method in terms of finite differences. From this approximation, the solutions of the nodes located inside the flow region of interest are obtained. Likewise, the expressions for the nodes in other locations (impervious boundaries, corners, etc.) are determined.

Basis of the Basic Equations of the SOR Method

From equation (13), it is possible to apply a series of algebraic operations to obtain the basic equations of the successive overrelaxation method by assuming the following (Young, 1950):

$$c = \phi_{i,j}^{m+1} - \phi_{i,j}^m \quad (14)$$

where:

c = residue after two Gauss-Seidel iterations in a single node.

m = iteration number.

$\phi_{i,j}^m$ = value of the potential function in the node i,j in iteration m .

$\phi_{i,j}^{m+1}$ = value of the potential function in the same node i,j in iteration $m+1$.

By solving $\phi_{i,j}^{m+1}$ from (14), the following equation is obtained (Young, 1950):

$$\phi_{i,j}^{m+1} = \phi_{i,j}^m + \alpha c \quad (15)$$

where α is a relaxation factor that is added to the equation. For fast convergence, it is recommended that the relaxation factor is within the interval of $1 < \alpha < 2$ (Young, 1950). In fact, the value of α is used to name this method as follows: *over-relaxation* if $1 < \alpha < 2$, and *under-relaxation* if $0 < \alpha < 1$ (for $\alpha > 2$ the process diverges). Additionally, if equation (13) is substituted in equations (14) and (15), then (Wang & Anderson, 1982):

$$\begin{aligned} \phi_{i,j}^{m+1} &= (1 - \alpha)\phi_{i,j}^m \\ &+ \alpha \frac{\phi_{i,j+1}^m + \phi_{i,j-1}^m + \lambda^2 (\phi_{i+1,j}^m + \phi_{i-1,j}^m)}{2(1 + \lambda^2)} \end{aligned} \quad (16)$$

Expression (16) represents the solution to Laplace's equation for a central node with respect to the adjacent nodes using the SOR method. The expressions described with this method for evaluating the potential function ϕ (Wang & Anderson, 1982) are applicable to other flow conditions that are discussed in this paper. Thereby, for a node located at the boundary of an impervious horizontal surface, the solution to Laplace's equation with the SOR method is:

$$\begin{aligned} \phi_{i,j}^{m+1} &= (1 - \alpha)\phi_{i,j}^{m+1} \\ &+ \frac{\alpha}{2(1 + \lambda^2)} \left[(\phi_{i+1,j}^m + \phi_{i-1,j}^{m+1}) + 2\lambda^2 \phi_{i,j-1}^{m+1} \right] \end{aligned} \quad (17)$$

For a node located in a vertical impervious boundary, the solution is:

$$\begin{aligned} \phi_{i,j}^{m+1} &= (1 - \alpha)\phi_{i,j}^{m+1} \\ &+ \frac{\alpha}{2(1 + \lambda^2)} \left[(\phi_{i,j+1}^m + \phi_{i,j-1}^{m+1}) + 2\lambda^2 \phi_{i+1,j}^{m+1} \right] \end{aligned} \quad (18)$$

For the nodes located in the vertices or exterior corners, the solution is:

$$\begin{aligned} \phi_{i,j} &= (1 - \alpha)\phi_{i,j}^m \\ &+ \alpha \frac{\lambda^2 (2\phi_{i,j-1}^{m+1} + \phi_{i,j+1}^m) + (2\phi_{i+1,j}^m + \phi_{i-1,j}^{m+1})}{3(1 + \lambda^2)} \end{aligned} \quad (19)$$

For the nodes located in the transition zone of two materials with different permeability's, the solution is:

$$\phi_{i,j}^{m+1} = (1-\alpha)\phi_{i,j}^m + \frac{\alpha}{2} \left(\frac{(1+\gamma) \left(\frac{1}{2} (\phi_{i,j+1}^{m+1} + \phi_{i,j-1}^{m+1}) + \gamma \phi_{i-1,j}^{m+1} + \phi_{i+1,j}^m \right)}{1+\gamma} \right) \quad (20)$$

For a node located in the transition zone of two materials and at an impervious lower boundary, the solution is:

$$\phi_{i,j}^{m+1} = (1-\alpha)\phi_{i,j}^m + \frac{\alpha}{2} \left(\frac{\gamma (\phi_{i-1,j}^{m+1} + \phi_{i,j-1}^{m+1}) + \phi_{i,j-1}^{m+1} + \phi_{i+1,j}^m}{1+\gamma} \right) \quad (21)$$

where $\gamma = k_2/k_1$, k_1 is the permeability of the first material and k_2 is the permeability of the second material.

Implementing the SOR Method for Problems of Unconfined Water Flow

If the zones of the flow domain where the water pressure is zero are determined for free surface or unconfined flow problems, it is assumed that the upper flow line is defined at these points (Cryer, 1970). The Baiocchi's solution (Baiocchi, 1971; Bruch, 1980) and the Extended Pressure method (Brezis *et al.*, 1978; Bardet & Tobita, 2002) are two variants of the SOR method that can be used to determine the position of the upper flow line in homogenous media or media composed of materials with different permeability values, respectively (as explained below).

Solution to the Problems in Homogenous Media Using the Baiocchi's Method (Baiocchi, 1971; Bruch, 1980)

Instead of using the velocity potential function ϕ , the Baiocchi's method mathematically solves

Laplace's equation (in the flow zone and in its boundaries) for unconfined flow by using a new variable w that depends on the geometrical characteristics of the problem (Bruch, 1980). The w variable is numerically expressed with finite difference linear equations for the nodes of the mesh that discretize the flow zone under study. Applying this method, it is possible to determine the position of the upper flow line in a homogenous medium because it generates values of zero ($w = 0$) for the nodes with a total water pressure of zero (this means that these points are at atmospheric pressure). The form of the expression that describes w depends on the location of the nodes in the mesh. Consequently, the different expressions for obtaining w are described in the following paragraphs (Bruch, 1980). For nodes inside the flow region, w is determined as follows:

$$w_{i,j}^{(m+1/2)} = \left(\frac{\Delta_x^2 \Delta_y^2}{2(\Delta_x^2 + \Delta_y^2)} \right) \left[\frac{1}{\Delta_x^2} \left(w_{i-1,j}^{m+1} + w_{i-1,j}^m + \frac{1}{\Delta_y^2} (w_{i,j-1}^{m+1} + w_{i,j-1}^m) - 1 \right) \right] \quad (22)$$

As well:

$$w_{i,j}^{(m+1)} = \max \left\{ 0, w_{i,j}^m + \alpha \left(w_{i,j}^{(m+1/2)} - w_{i,j}^m \right) \right\} \quad (23)$$

where α is the *relaxation factor*, $\max \{ \dots \}$ is the maximum absolute value between the two data values of equation (23), and the remaining variables are defined in the previous sections. For the nodes located in the upstream equipotential boundary, the variable w is defined as:

$$w = \frac{1}{2} (L_1 - L)^2 \quad (24)$$

For the node located in the downstream equipotential boundary, w is calculated by:

$$w = \frac{1}{2} (L_2 - L)^2 \quad (25)$$

where L_1 is the height of the upstream water level (UWL), L_2 is the height of the downstream water level (DWL), and L is the height from a point of reference (for example, the foundation soil of the dam) to each one of the nodes according to the studied case.

For nodes located in the lower flow boundary (base of the dam), the solution for w is:

$$w = \frac{L_1^2}{2} - \frac{L_1^2 - L_2^2}{2X_1} x \quad (26)$$

where X_1 represents the length of the base of the dam in X direction, and x is the location of each node in X direction and 0 (origin) is the toe of the dam slope.

Solutions to the Problems in Heterogeneous Media Using the Extended Pressure Method (Brezis et al., 1978; Bardet & Tobita, 2002)

In this method, the hydrostatic pressure p is assumed as the unknown quantity instead of the potential function ϕ . Moreover, the Extended Pressure concept (Brezis et al., 1978; Bardet & Tobita, 2002) is used, which modifies Darcy's law as follows:

$$v' = -k \cdot [\text{grad}(p) + H_\epsilon(p) \text{grad}(y)] \quad (27)$$

where ϵ is the separation (Δy) between two nodes in the Y direction. Additionally:

$$H_\epsilon(p) = \begin{cases} 1 & \text{if } p \geq \epsilon \\ p / \epsilon & \text{if } p \leq \epsilon \end{cases} \quad (28)$$

The solution to equation (27) is determined similarly to obtaining the solution of Laplace's equation using the SOR method (equation 16) by introducing the *relaxation factor* α . Again, the expressions that govern the behavior at each node depend on their locations in the flow domain. Thus, the equations that define p are described below (Bardet & Tobita, 2002). To evaluate the behavior of the nodes located inside the flow region, the hydrostatic pressure p is defined as:

$$p_{i,j}^{m+1} = (1 - \alpha)p_{i,j}^m + \frac{1}{4}\alpha \left(p_{i,j+1}^m + p_{i,j-1}^{m+1} + p_{i+1,j}^m + p_{i-1,j}^{m+1} + \Delta_y \left[H_\epsilon \left(\frac{p_{i,j}^m + p_{i,j-1}^{m+1}}{2} \right) - H_\epsilon \left(\frac{p_{i,j}^m + p_{i,j+1}^m}{2} \right) \right] \right) \quad (29)$$

For the nodes located in an impervious lower flow boundary, the hydrostatic pressure is determined as follows:

$$p_{i,j}^{m+1} = (1 - \alpha)p_{i,j}^m + \alpha \left(\frac{1}{4} (2p_{i,j-1}^{m+1} + p_{i+1,j}^m + p_{i-1,j}^{m+1}) + \frac{\Delta_y}{2} \right) \quad (30)$$

In contrast to the Baiocchi's method, the value that is assigned to the nodes at the equipotential boundaries of the mesh is equal to the hydrostatic pressure regarding the upstream or downstream water levels (UWL or DWL, respectively) for each specific case when using the Extended Pressure method.

For the nodes located at the transition between two materials with different permeability's, the following expression is used to calculate the pressure:

$$p_{i,j}^{m+1} = (1 - \alpha)p_{i,j}^m + \frac{1}{4}\alpha \left(2p_{i-1,j}^{m+1} + (1 + \gamma)(p_{i,j-1}^{m+1} + p_{i,j+1}^m) + 2\gamma p_{i+1,j}^m + \Delta_y \left[H_\epsilon \left[\frac{p_{i,j}^m + p_{i,j-1}^{m+1}}{2} \right] - H_\epsilon \left[\frac{p_{i,j}^m + p_{i,j+1}^m}{2} \right] \right] \right) \quad (31)$$

For a node located in the transition zone and in the impervious lower boundary, the applicable equation is:

$$p_{i,j}^{m+1} = (1 - \alpha)p_{i,j}^m + \frac{1}{2}\gamma \left(\frac{p_{i-1,j}^{m+1} + (1 + \gamma)p_{i,j-1}^{m+1} + \gamma p_{i+1,j}^m}{1 + \gamma} + \Delta_y H_\epsilon \left[\frac{p_{i,j}^m + p_{i,j-1}^{m+1}}{2} \right] \right) \quad (32)$$

where $\gamma = k_2/k_1$. Here, k_1 is the permeability of the first material and k_2 is the permeability of the second material.

Practical Applications

The Initial Conditions using the Baiocchi's and Extended Pressure Methods

One advantage of working with equations in the nodes of a mesh is that they can be programmed without major complications using spreadsheets without more sophisticated coding or programming in other types of software. The equations of each node are independently and numerically solved by only considering the data of the adjacent nodes. In consequence, it is not necessary (as in the finite element method) to study the behavior of each element, and then with the assembly to solve complex linear equa-

tion systems when evaluating global behavior. This process involves handling and storing a large number of matrices. In the following paragraphs, the use of spreadsheets is illustrated by using the equations of the SOR method to solve two free surface (unconfined flow) problems in dams.

Figure 2 shows an unconfined flow problem in a homogenous and isotropic dam. In the same figure, the locations of some of the nodes and boundaries with the equations or conditions that govern their behavior are shown. These parameters are listed in Table 1 for the Baiocchi's and Extended Pressure methods.

Similarly, Figure 3 exemplifies a flow problem in a dam that is constructed of materials with different permeability's. The boundary conditions and their governing equations for this case when applying the Extended Pressure method are provided in Table 2.

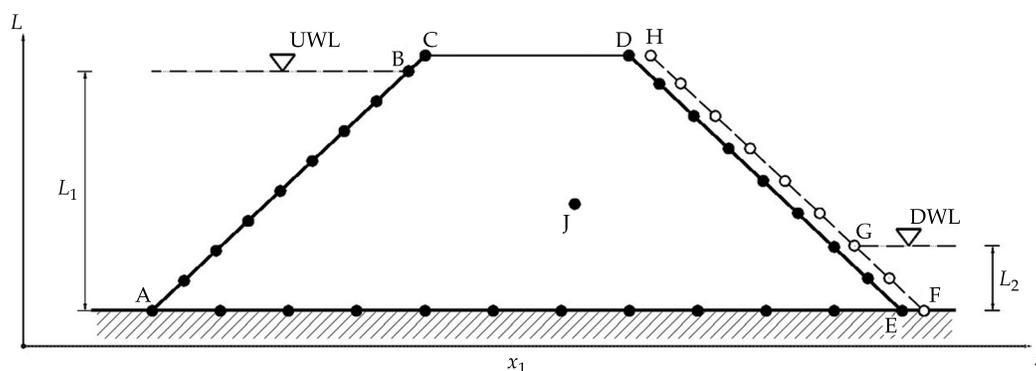


Figure 2. Approach of a surface free problem (unconfined flow) through a homogenous and isotropic earth dam.

Table 1. Baiocchi's and Extended Pressure methods, parameters.

Boundary	Baiocchi	Extended Pressure
AB	Eq. (24)	$p = L_1 - L$
AE	Eq. (26)	Eq. (30)
DE	Eqs. (22) and (23)	Eq. (29)
FG	Eq. (25)	$p = L_2 - L$
GH	$w = 0$	$p = 0$
J	Eqs. (22) and (23)	Eq. (29)

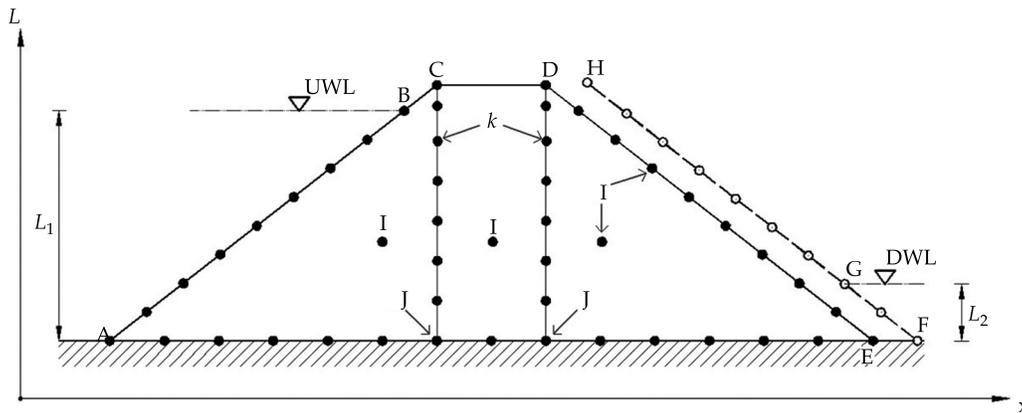


Figure 3. Approach of a surface free problem (unconfined flow) through a dam composed of materials with different permeability's.

Table 2. Boundary conditions and their governing equations.

Boundary	Extended Pressure	Boundary	Extended Pressure
AB	$p = L_1 - L$	GH	$p = 0$
AE	Eq. (30)	I	Eq. (29)
DE	Eq. (29)	J	Eq. (32)
FG	$p = L_2 - L$	K	Eq. (31)

It is recommended that the nodes in the downstream slope of the dam or earth structure (boundaries FGH, indicated with open circles in Figure 2 and Figure 3, respectively) should be placed outside the flow zone (the *ghost nodes*) (Wang & Anderson, 1982). This process allows the upper flow line to develop fully inside the flow zone rather than being forced to end exactly at the DWL (downstream water level). Otherwise, it is possible that the free discharge surface will not be well defined.

In the problems discussed herein, a *relaxation factor* of $\alpha = 1.7$ was assumed, which is the recommended value for significantly optimizing and reducing the calculation time (Salmasi & Azamathulla, 2013). Besides, the analyses are conducted in the following stages: 1) calculation of the upper flow line position, 2) evaluation of the potential function ϕ for drawing up equipotential lines, 3) estimation of the stream function values Ψ for drawing up the flow lines, 4) calculation of

the hydraulic gradients, and 5) evaluation of the seepage flux (as described below).

Flow Problem Solution for a Homogenous Dam

The flow of water through a homogenous earth dam that was built on impervious rock was studied. Figure 4 shows the geometrical characteristics and the mesh that were used for implementing the SOR method, with a node spacing or distance of $\Delta x = \Delta y = 0.20$ m. The studied dam has 2:1 slopes upstream and downstream with assumed water levels of UWL = 9.0 m (upstream) and DWL = 2.0 m (downstream).

Along with a spreadsheet, Figure 5 presents the results that were obtained in stage 1) when deducing the position of the upper flow line. The spreadsheet was cut so to appreciate the results at the toe of the dam and near its crest (in part of the upstream slope). The values in each

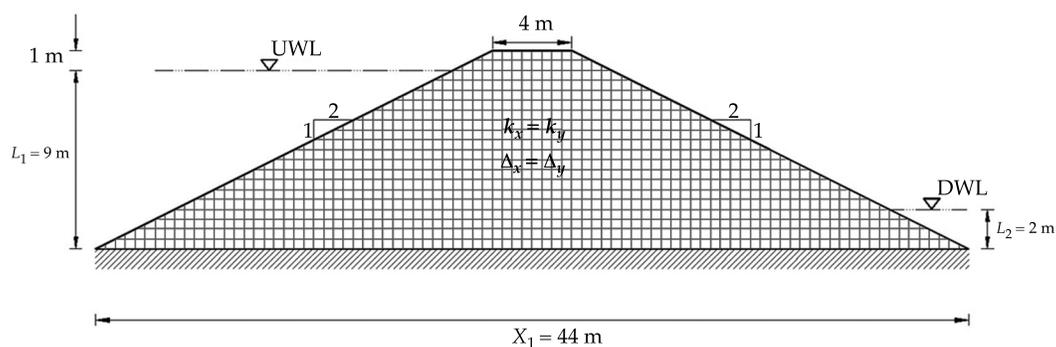


Figure 4. Geometric characteristics and mesh used for implementing the SOR method in a homogenous earth dam that was built on impervious rock.

of the cells represent the solutions that were obtained by means of the Baiocchi's (Figure 5a) and Extended Pressure (Figure 5b) equations, which are indicated in Section "The initial conditions using the Baiocchi's and Extended Pressure methods".

Once the upper flow line is defined, the boundary conditions are modified for continuing the calculation process. First, the potential function ϕ is determined for drawing up the equipotential lines. Second, the values of the stream function Ψ are obtained for drawing up the flow lines. In this way, in stage 2), the respective values of total pressure h (Equation (3)) are assigned in the nodes located at the boundaries of water infiltration (upstream), the discharge (downstream) area, and in the upper flow line to evaluate the potential function ϕ . Whereas, the nodes of the lower flow boundary (impervious base of the dam) are governed by Equation (17). In stage 3) considering an analogy of Ψ with ϕ , it is possible to use the same equations for calculating the stream function Ψ that were used for calculating the potential function ϕ . Here, the boundary conditions are modified again according to the following situations: a) in the lower flow line (impervious boundary), a value of zero is assigned to all nodes ($\Psi_1 = 0$) and b) the value assigned to the upper flow line represents the flux that passes between the upper and lower flow lines, which corresponds to the total

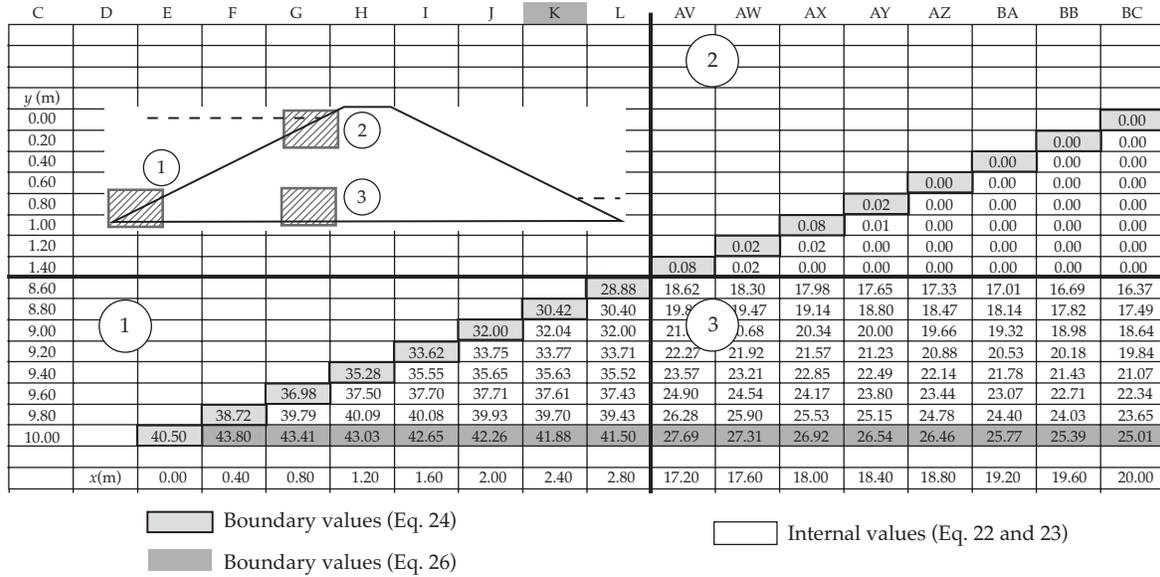
seepage flux through the dam ($\Psi_2 = q_{tot}$) (Bardet & Tobita, 2002; Bosch & Davis, 1997). Figure 6a exhibits the position of the upper flow line that was obtained using the Baiocchi's and Extended Pressure techniques (based on the SOR method). For comparison purposes, this figure also shows the position of the upper flow line that was calculated with the Kozeny's parabola (a rigorous method proposed by Kozeny in 1931) and the finite element method (an approximate numerical method that was applied here through the SEEP/W algorithm, Geo-Slope International Ltd., 2008).

As revealed in Figure 6a, the upper flow lines calculated with the procedure proposed here using the SOR method were similar to those determined by the other methods. In particular, the Extended Pressure technique matches the solution that was obtained by the finite element method. Figure 6b provides the numerically calculated flow net based on the SOR method, which considers the position of the upper flow line that was obtained with the Extended Pressure method. Additionally, Figure 6b confirms that the SOR method can be used to define the flow net accurately.

Flow Problem Solution for a Dam Composed of Materials with Different Permeability's

Here, the water flow through a dam composed of distinct materials was studied. Figure

a) Values of w computed with Baoicchi's solution



b) Values of p calculated with Extended Pressure method

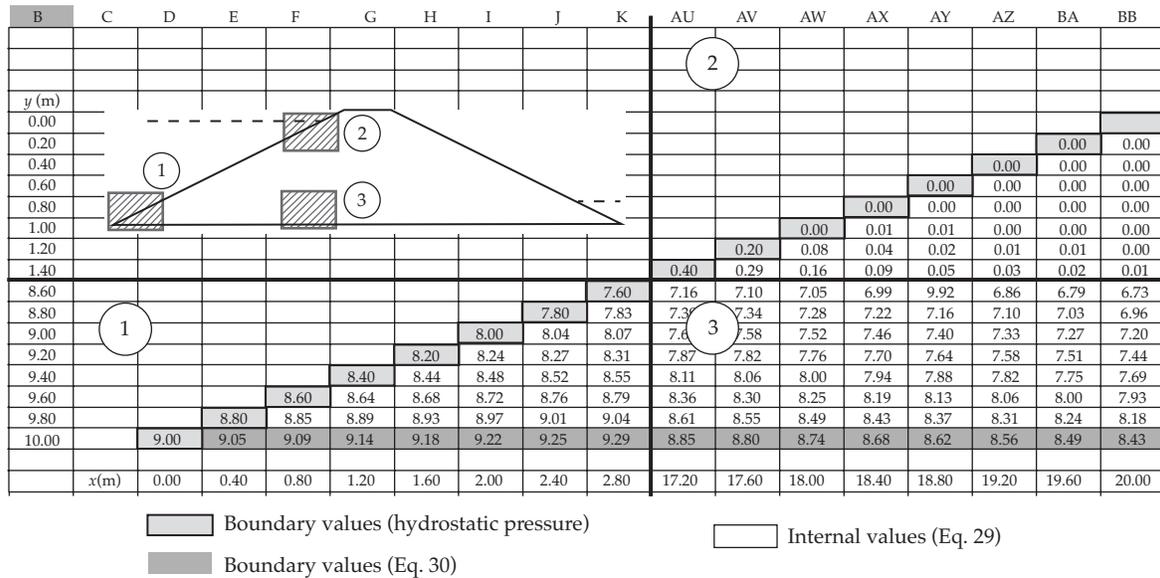


Figure 5. Values of w and p that were calculated at the nodes of boundaries and inside the flow zone (upstream slope) by applying: a) the Baoicchi's solution, and b) the Extended Pressure method.

7 shows the geometric characteristics and the mesh that was used for implementing the SOR method with a node spacing or distance of $\Delta x = 0.20$ and $\Delta y = 0.10$ m, respectively. Likewise, this figure shows an upstream water level of

$UWL = 9.0$ m (1.0 m below the crest of the dam) and upstream and downstream slopes of 2:1 for the dam. The core of the dam is composed of a low permeability material (k_2) relative to the adjacent transition materials (k_1 and k_3). The

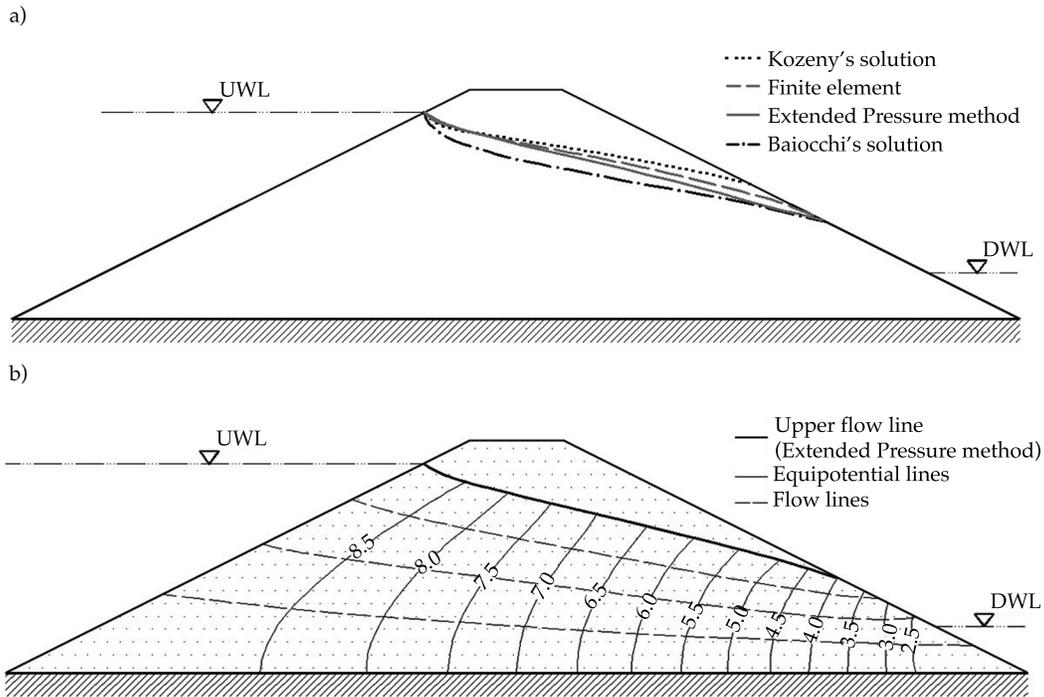


Figure 6. Study of the flow of water through a homogenous and isotropic earth dam: a) comparison of the upper flow lines obtained by using different methods, and b) the flow net numerically calculated with the Extended Pressure method (based on SOR).

ratio between the permeabilities of the core material and the upstream transition material is $k_2/k_1 = 0.1$, and the ratio between the core material permeabilities and the downstream transition material is $k_3/k_2 = 10$. At the toe of this dam, a horizontal sand filter with high permeability and a length of 10.0 m was placed, which relieves water pressure to avoid or mitigate erosion problems at this part of the dam.

This practical application is solved similarly to the previous application as follows: stage 1) deduction of the upper flow line position with the Extended Pressure method, stage 2) evaluation of the potential function ϕ for drawing the equipotentials lines, and stage 3) calculation of the stream function values Ψ for drawing the flow lines. Moreover, once the water pressure variations in the dam are obtained, in order to complete the flow problem solution the hydraulic gradients are determined in stage 4) and the seepage flux is calculated in stage 5)

as indicated below. To evaluate the hydraulic gradient (resulting magnitude) inside the flow zone, the following expression can be applied in terms of finite differences (Budhu, 2000):

$$i(res)_{i,j} = \sqrt{\left(\frac{\left(\frac{1}{2}\right)(\phi_{i+1,j} - \phi_{i-1,j})}{\Delta x}\right)^2 + \left(\frac{\left(\frac{1}{2}\right)(\phi_{i,j+1} - \phi_{i,j-1})}{\Delta y}\right)^2} \quad (33)$$

where $i(res)$ is the hydraulic gradient value (resulting magnitude) in each node of the mesh.

The flow rate calculation is determined by drawing a vertical line or plane across the flow region and using the pairs of nodes over this line that are located in transverse direction to the flow. Thus, the flow rate is obtained from the following equation (Budhu, 2000):

$$q_{tot} = \frac{k_x \Delta_y}{2\Delta_x} \left(\sum_{j=D}^E (\phi_{i-1,j} - \phi_{i+1,j}) \right) \quad (34)$$

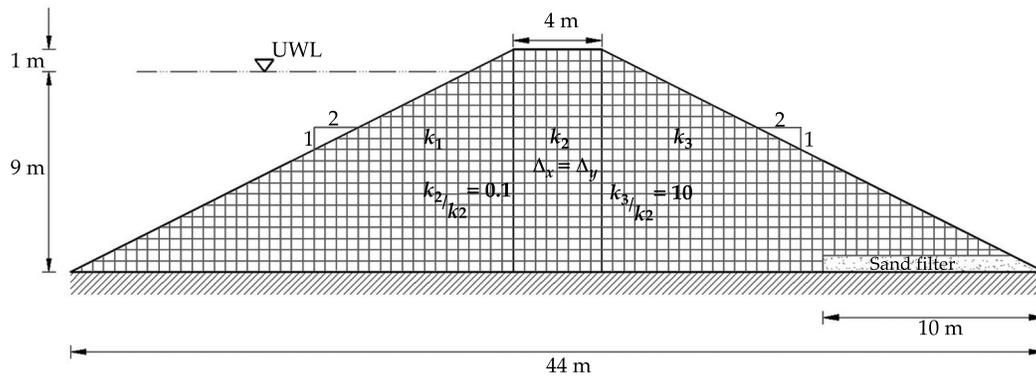


Figure 7. Geometric characteristics and mesh used for implementing the SOR method in a dam composed of different materials and a high permeability sand filter at the toe of the downstream slope.

where:

q_{tot} = total flow rate across the flow zone.

k_x = permeability in the X direction.

D = nodes located in the lower line.

E = nodes located in the upper line.

Δx = distance between two nodes in the X direction.

Δy = distance between two nodes in the Y direction.

Figure 8 shows the spreadsheet that is used to solve the problem. The values of the cells correspond with the hydrostatic pressure (p) that was calculated for the nodes of the impervious boundary, the filter and inside the flow zone when applying the Extended Pressure method (the spreadsheet is cut off to show a portion of the results).

Figure 9a shows the flow net that was numerically obtained with the SOR method in the analyzed dam. In this case, the upper flow line was calculated with the Extended Pressure technique. For comparison purposes, Figure 9b presents the upper flow line that was obtained using the finite element method through the SEEP/W algorithm (Geo-Slope International Ltd., 2008). When comparing the results obtained with SOR and FEM, similarities were

observed. In the zone of the material with lower permeability, a greater loss of hydraulic head occurs. However, due to the law of continuity for the steady-state flow, the total flow rate that traverses the three flow zones is the same $q_{\text{tot}} = 0.65 \text{ m}^3/\text{s}$. This flow rate was calculated in terms of finite differences with Equation (34). Similarly, the classical theory notes (Cedergren, 1989) cases where the flow domain consists of two or more portions with different permeabilities (each one consists of a homogenous and isotropic soil), in which the flow net is distorted at the boundaries between contiguous materials (Figures 9a and 9b) so that the same amount of flux passes through both sides of the boundary between two flow lines. Thus, Figures 9a and 9b point out that the permeability is lower for the wider flow channels and greater for the narrower flow channels (Flores, 2000).

Finally, Figure 10 provides the hydraulic gradient (resulting magnitude) in the flow zone that was calculated using finite differences with Equation (33).

Conclusions

Here, an alternative for analyzing free surface problems was proposed. This alternative was established on the numerical solution of finite

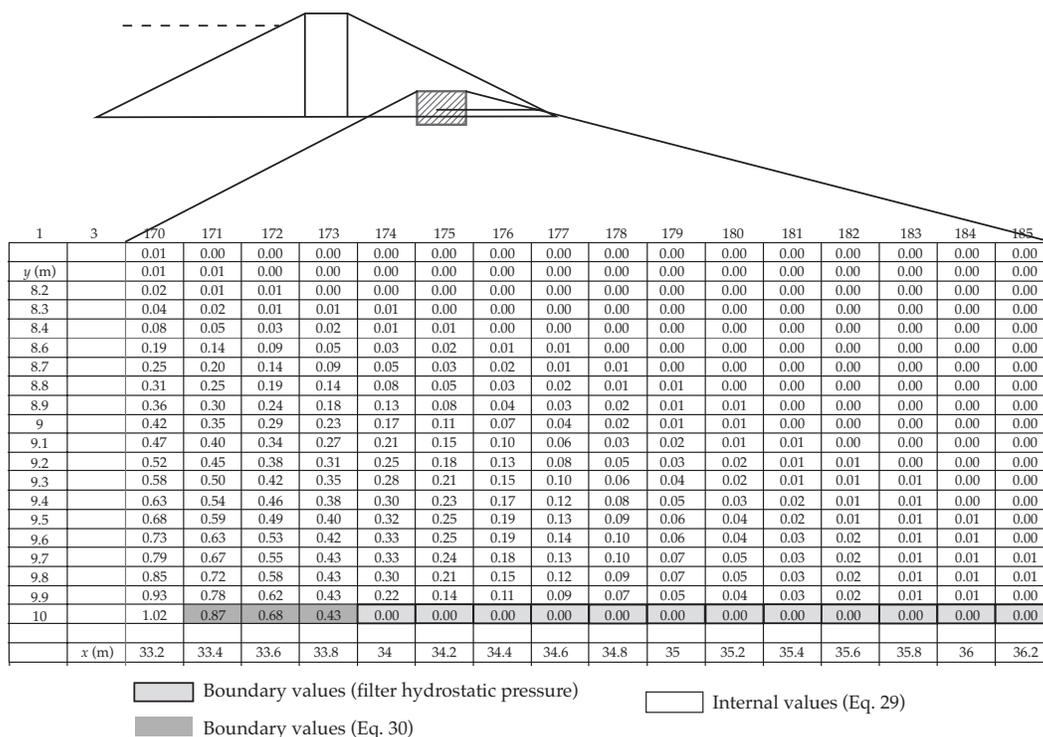


Figure 8. Values of the hydrostatic pressure (p) that were calculated for the nodes of the impervious boundary, in the filter and inside the flow zone by applying the Extended Pressure method.

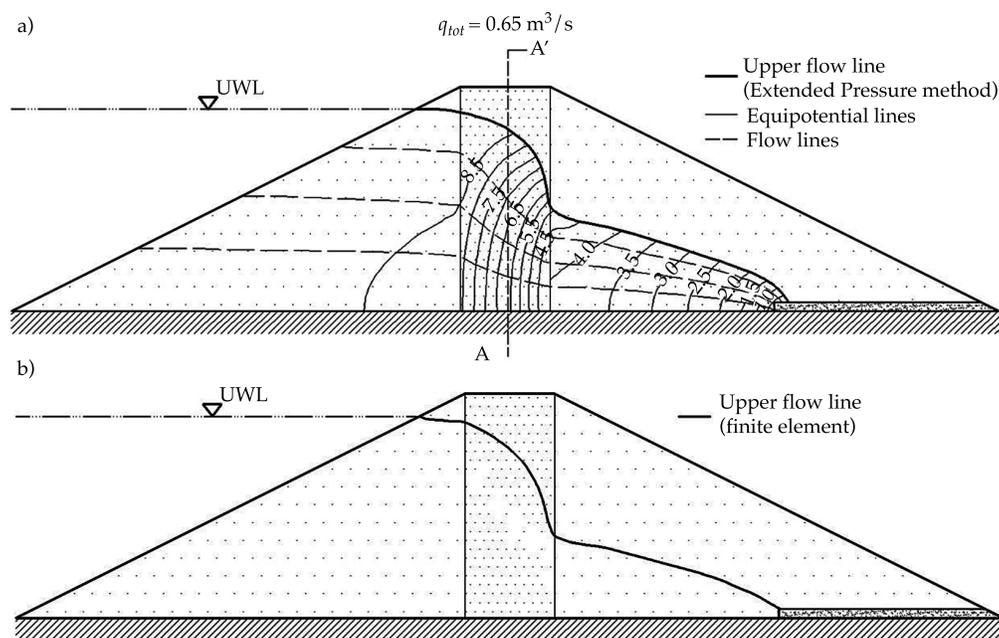


Figure 9. a) Flow net that was calculated with the SOR method in a dam composed of different materials and a horizontal filter at the toe of the downstream slope, and b) the upper flow line obtained by the finite element method.

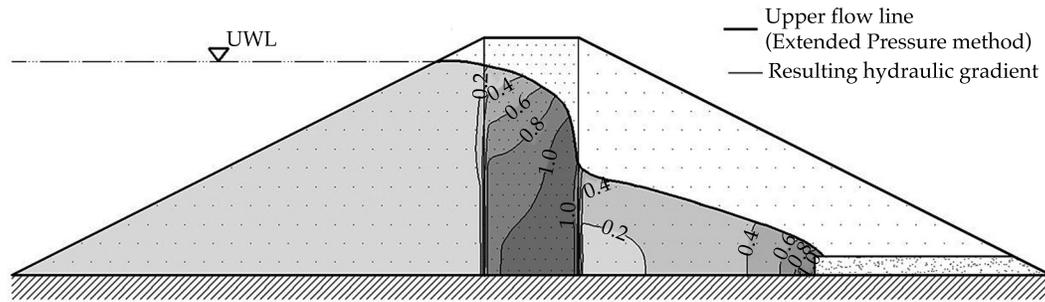


Figure 10. Resulting hydraulic gradient value that was calculated by the SOR method.

difference equations using the SOR (Successive Overrelaxation) method. The implementation of two techniques based on the SOR method were shown, including the Baiocchi's solution and the Extended Pressure method, which utilize the Gauss-Seidel iterative process. The equations of the SOR method can be easily enabled using spreadsheets for the solutions of different types of flow problems of variable complexity (such as free surface problems) without requiring sophisticated programming or specialized software. Using the SOR method, the equations of each node are numerically solved independently and automatically by considering the data of the adjacent nodes. Thus, it is not necessary (as in other numerical methods such as the FEM method) to study the behavior of each element and afterward with the assembly to solve complex systems of linear equations in order to evaluate the global behavior, which involves the storage and handling of a large number of matrices that increase the calculation time. The applicability of the method was exposed by the unconfined water flow analysis through homogenous and heterogeneous earth dams. By using the SOR technique, the variations of the potential function ϕ and the stream function Ψ were calculated for numerically drawing the flow net. In addition, the resulting magnitude of the hydraulic gradient, the total flow rate and the position of the upper flow line were estimated with the Baiocchi's and Extended Pressure techniques.

From the analyses performed, the Extended Pressure method was shown to provide results with better approximation than the Baiocchi's solution. In particular, the Extended Pressure method provides practically equal results to those calculated with FEM. One additional advantage that was observed in the Extended Pressure method is that it does not require a very refined discretization of the flow domain. In consequence, this method can be used to obtain good results even when the separation between the nodes of the mesh is large (a coarse grid). The obtained results demonstrate that the techniques implemented in this paper are simple and easily applied. Furthermore, these techniques provided similar results to those obtained with the currently popular numerical methods, such as the finite element method.

Acknowledgments

The co-author acknowledges the Scholarship Program (Post-Masters level) of the *Instituto de Ingeniería* of the *Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)* for providing support during the realization of this paper and the researches related to this subject. It is expected that the developed works significantly contribute to the geotechnical engineering scientific community.

References

- Allen, N. de G. (1954). *Relaxation Methods in Engineering and Science* (257 pp.). New York: McGraw Hill.

- Baiocchi, C. (1971). *Sur un problème a frontière libre traduisant le filtrage de liquides à travers des milieux poreux (On a Free Surface Problem Considering the Liquid Filtration through Porous Media)* (pp. 1215-1217). Paris: C.R. Academie des Sciences 273.
- Bardet, J. P., & Tobita, T. (January, 2002). A Practical Method for Solving Free-Surface Seepage Problems. *Computers and Geotechnics*, 29, 451-475.
- Bosch, D. D., & Davis, F. M. (June, 1997). Methods for Calculating Flow from Observed or Simulated Hydraulic Head. *Advances in Engineering Software*, 28, 267-272.
- Brezis, H., Kinderlehrer, D., & Stampacchia, G. (1978). *Sur une nouvelle formulation du problème de l'écoulement à travers une digue (On a New Formulation of the Flow Problem through a Dam)*. Serie A. Paris: C. R. Academie des Sciences.
- Bruch, J. C. (1980). A Survey of Free Boundary Value Problems in the Theory of Fluid Flow through Porous Media: Variation Inequality Approach - Part I. *Advances in Water Resources*, 3, 65-80.
- Budhu, M. (2000). *Soil Mechanics and Foundations* (616 pp.). New York: John Wiley & Sons Inc.
- Casagrande, L. (1932). *Näherungsmethoden zur Bestimmung von Art und Menge der Sickerung durch geschuettete Dämme (Approximate Methods to Determine the Seepage through Spillway Dams)*. Thesis. Vienna: Institute of Technology.
- Cedergren, H. R. (1989) *Seepage, Drainage and Flow Nets*. New York: John Wiley & Sons.
- Cheng, A., & Cheng, D. T. (2005). Heritage and Early History of the Boundary Element Method. *Engineering Analysis with Boundary Elements*, 29, 268-302.
- Cryer, C. W. (July 1970). On the Approximate Solution of Free Boundary Problems Using Finite Differences. *Journal of the Association for Computing Machinery*, 17, 397-411.
- Dupuit, J. (1863). *Etudes théoriques et pratiques sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et à travers les terrains perméables (Theoretical and Practical Studies of the Movement of Water in Open Channels through Permeable Media)*. Paris: Dunond.
- Finnemore, E. J., & Perry, B. (October, 1968). Seepage through an Earth Dam Computed by the Relaxation Technique. *Water Resources Research*, 4, 1059-1067.
- Flores, R. (2000). *Flujo de agua a través de los suelos* (4a edición). *Avances en Hidráulica* 4. México, DF: Asociación Mexicana de Hidráulica, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Geo-Slope International, SEEP/W-2007 (2008). *Scientific Manual: Seepage Modeling with SEEP/W 2007. An Engineering Methodology* (3rd Ed.). Alberta, Canada: Geo-Slope International, Ltd, Calgary.
- Harr, M. E. (1962). *Groundwater and Seepage* (313 pp.). New York: McGraw-Hill Inc.
- Iterson, F. F. Th. Van. (1916, 1917). Eenige Theoretische Beschouwingen over Kwel (Some Theoretical Considerations about Seepage). *De Ingenieur*, 31, 629-633.
- Kozeny, J. (1931). Grundwasserbewegung bei freiem Spiegel, Fluss-und Kanalversickerung- Nasserkraft und Wasserwirtschaft (Groundwater Movement with Free Surface in Channels and Hydroelectric Energy by Seepage in Channels). *Wasserkraft und Wasserwirtschaft*, 3, 28-31.
- Mahmud, M. (December, 1996). Spreadsheet Solutions to Laplace'S Equations: Seepage and Flow Net. *Jurnal Teknologi*, 25, 53-67.
- Mitchell, A. R. & Griffiths, D. F. (1980). *The Finite Difference Method in Partial Differential Equations* (272 pp.). New York: John Wiley & Sons Ltd.
- Salmasi, F., & Azamathulla, H. M. (September, 2013). Determination of Optimum Relaxation Coefficient Using Finite Difference Method for Groundwater Flow. *Arabian Journal of Geosciences*, 6, 3409-3415.
- Schaffernak, F. (1917). Über die Standsicherheit durchlaessiger geschuetteter Dämme (Regarding the stability of permeable draining dams). *Allgemeine Bauzeitung*, 82, S.73.
- Southwell, R. V. (1940). *Relaxation Methods in Engineering Science*. Oxford: Oxford University Press.
- Wang, H. F., & Anderson, M. P. (1982). *Introduction to Groundwater Modeling: Finite Difference and Finite Element Methods* (237 pp.). San Francisco: W. H. Freeman.
- Young, D. (1950). *Iterative Methods for Solving Partial Difference Equations of Elliptic Type* (74 pp.). Ph. D. Dissertation. Cambridge: Harvard University.

Dirección institucional de los autores

Dra. Norma Patricia López-Acosta

Investigadora
 Universidad Nacional Autónoma de México
 Instituto de Ingeniería
 Circuito Escolar, Ciudad Universitaria, Delegación
 Coyoacán
 04510 México, D.F., MÉXICO
 Teléfono: +52 (55) 5623 3600, extensión 8555
 nlopeza@iingen.unam.mx

M.I. José León González-Acosta

Ingeniero de Proyecto
 Universidad Nacional Autónoma de México
 Instituto de Ingeniería
 Circuito Escolar, Ciudad Universitaria, Delegación
 Coyoacán
 04510 México, D.F., MÉXICO
 Teléfono: +52 (55) 5623 3600, extensión 8555
 lgonzalez.a87@gmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor

Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México

• Hipólito Muñoz* • Saturnino Orozco • Andrea Vera • Juan Suárez •
• Edelmira García • Mercedes Neria • José Jiménez •
Universidad Autónoma de Tlaxcala, México

*Autor de correspondencia

Resumen

Muñoz, H., Orozco, S., Vera, A., Suárez, J., García, E., Neria, M., & Jiménez, J. (septiembre-octubre, 2015). Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 59-74.

La concentración de oxígeno disuelto (OD) en el río Zahuapan ha disminuido a través de los años debido a la contaminación. El objetivo de este trabajo es conocer la relación del OD con la precipitación pluvial y temperatura. Se realizaron mediciones de OD en dos puntos (PM1 y PM2) del río. Se utilizó la prueba de Mann-Whitney para comparar las concentraciones entre los puntos de medición y entre las de la temporada de sequía con las de lluvia. Se encontró relación entre el OD y la temperatura de la corriente. El OD fue mayor en PM1 (corriente arriba), comparado con PM2 y entre ambos hubo diferencias significativas. Antes y en la temporada de lluvia, los valores de OD tuvieron tendencias atípicas; después de las lluvias, las tendencias fueron comparables con las reportadas en la literatura. Se obtuvieron relaciones significativas entre las varianzas y promedios del OD con la lluvia acumulada. Los valores de OD de la temporada de lluvias fueron mayores y significativamente diferentes comparadas con las de sequía. Se concluye que el OD está relacionado con la temperatura y que las precipitaciones pluviales afectaron de manera positiva la concentración de OD en el río.

Palabras clave: oxígeno disuelto, temperatura, lluvias, río Zahuapan.

Abstract

Muñoz, H., Orozco, S., Vera, A., Suárez, J., García, E., Neria, M., & Jiménez, J. (September-October, 2015). Relationship between Dissolved Oxygen, Rainfall and Temperature: Zahuapan River, Tlaxcala, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(5), 59-74.

The concentration of dissolved oxygen (DO) in the Zahuapan River has decreased over the years due to pollution. The objective of the present work is to identify how DO is related to rainfall and temperature. Measurements of DO were taken at two points (MP1 and MP2) in the river. The Mann-Whitney test was used to compare concentrations at the measurement points and the measurements obtained during the dry and rainy seasons. A relationship was found between DO and the temperature of the river. DO was higher at MP1 (upstream) than at MP2 and significant differences were found between both. Before and during the rainy season, DO values had atypical trends while after the rainy period they were comparable to those reported by the literature. Significant relationships were found between variances and average DO and accumulated rainfall. DO values during the rainy season were higher than those during the dry period and significantly different. It is concluded that DO is related to temperature and that rainfall positively affects DO concentrations in the river.

Keywords: Dissolved oxygen, temperature, rainfall, Zahuapan River.

Recibido: 20/08/2013

Aceptado: 01/05/2015

Introducción

Las actividades humanas han afectado a los ríos en numerosas formas, por ejemplo, a través de deforestación, urbanización, agricultura, canales de drenaje, descargas de contaminantes y regulación de flujos (presas, diques, etc.) (Bellos & Sawidis,

2005). Es grave la contaminación de los ríos por las descargas de aguas residuales crudas en las economías en desarrollo. Los constituyentes convencionales, no convencionales y emergentes de las aguas residuales municipales crudas (Metcalf & Eddy Inc., 2003), al ser vertidos a los cuerpos de agua, disminuyen la concentración de oxígeno

disuelto (OD). Bajo condiciones naturales, los ríos deben estar por lo menos 80% saturados de OD, con variaciones cíclicas diurnas, aun en los cuerpos de agua prístinos debido a las tasas de fotosíntesis (Riđanović, Riđanović, Jurica, & Spasojević, 2010). La producción primaria, la respiración de la comunidad y las tasas de aireación controlan los cambios de concentración del OD con respecto al tiempo (Riley & Dodds, 2013). Estos factores, a su vez, son influenciados por la temperatura (Wehmeyer & Wagner, 2011), profundidad del río y turbiedad (Shields & Knight, 2012), disponibilidad de luz y actividad autotrófica (Bernot & Wilson, 2012), condiciones hidrométricas (He, Chu, Ryan, Valeo, & Zaitlin, 2011), elevados niveles de materia orgánica (Guzmán *et al.*, 2011), turbulencia y volumen de mezclado (Mulholland, Houser, & Maloney, 2005), tipo de sustrato o lecho del río (Huggins & Anderson, 2005), y escurrimientos provocados por las precipitaciones pluviales (Graves, Wan, & Fike, 2004). En relación con el efecto de las lluvias sobre el OD, se ha reportado que tienen un efecto positivo (Barceló, López, Solís, Domínguez, & Gómez, 2012) y, por otro lado, que no hay relación aparente entre estas variables (Wehmeyer & Wagner, 2011).

La concentración de OD en el río Zahuapan ha venido disminuyendo a través de los años. En la década de 1970 aún era posible nadar en el río Zahuapan (experiencia propia de un autor de este trabajo), cuya concentración de OD en 1978, reportada en un documento publicado por Sedue (1985), fue de 6 a 8 mg l⁻¹. En México, la legislación establece en los criterios ecológicos de calidad de agua (CE-CCA-001-89) como límite mínimo 5 mg l⁻¹ para la protección de la vida acuática tanto en agua dulce como en agua marina (Sedue, 1989). Con la implementación en el estado de Tlaxcala de manera generalizada del servicio de drenaje en los principales centros de población, en la década de 1980 se iniciaron las descargas de aguas residuales sin tratamiento a barrancas o directamente al río. Esto tuvo un efecto negativo en la concentración del OD, como lo muestran los datos publicados por la Coordinación General de Ecología del

Gobierno del Estado de Tlaxcala (CGE, 1997), con los cuales se obtiene un promedio de OD para 1997 igual a 3.03 mg l⁻¹. Para el año 2007, las concentraciones disminuyeron más, alcanzando un valor promedio de 2.97 mg l⁻¹ (Muñoz *et al.*, 2012). Aunque en la parte sur del río las concentraciones pueden ser permanentemente iguales a cero durante todo el año, en 2012 la concentración promedio de OD disminuyó aún más, como lo demuestran los datos publicados en la página web de la Comisión Estatal del Agua de Tlaxcala (CEAT, 2012), los cuales arrojaron un valor de 2.5 mg l⁻¹. Sin embargo, aunque el OD es un indicador clave de la calidad de agua de un río, porque el OD influye en casi todos los procesos químicos y biológicos en los cuerpos de agua (Wenner, Sanger, Arendt, Holland, & Chen, 2004), hasta ahora sólo se han reportado concentraciones de OD de muestras instantáneas para el río Zahuapan. Por tal motivo, el objetivo de este trabajo es contribuir con información sobre las variaciones de concentración del OD y la relación de esta variable con la temperatura ambiental y precipitación pluvial.

Metodología

Descripción del área de estudio

El río Zahuapan se forma con los escurrimientos, manantiales y descargas de agua residual que se generan en la subcuenca, cuyo nombre, dado por el Instituto de Estadística Geografía e Informática (INEGI, 2010), es Subcuenca RH18Ai-R. Zahuapan. La Subcuenca se encuentra ubicada en la parte alta de la cuenca del río Balsas, que comprende la Región Hidrológica 18. La cuenca del río Balsas está conformada por dos grandes provincias fisiográficas: la Sierra Madre del Sur y el Eje Neovolcánico, cuya evolución, a través de los tiempos geológicos, dio lugar a una amplia variedad de características orográficas, climáticas e hidrológicas. Esto propició la formación y desarrollo de suelos de distintas propiedades, en una diferenciada gama de condiciones que, a su vez, han permitido una rica diversidad de flora y fauna (Conagua, 2010). En el Eje Neo-

volcánico se encuentra la subcuenca RH18Ai-R. Zahuapan. La subcuenca tiene una superficie calculada de 1631.6 km² (INEGI, 2010). En el norte de la subcuenca nace el río Zahuapan, entre los límites de los estados de Tlaxcala y Puebla (figura 1). La presa de Atlangatepec es la obra hidráulica más importante que interrumpe el flujo del río. Del nacimiento a la confluencia con el río Atoyac tiene una longitud aproximada de 98 km. La dirección de la corriente es de norte a sur y tiene una pendiente media de 0.011. La anchura y profundidad del río es variable a lo largo de su trayectoria. La precipitación media anual es de aproximadamente 700 mm. En el norte de la subcuenca, la actividad económica predominante es la agricultura de temporal; en el sur hay una combinación de actividades agrícola (de riego y de temporal) e industrial. La población está concentrada en el centro-sur de la subcuenca, con densidades poblacionales en algunas áreas urbanas mayores de 1 000 hab km⁻².

Recopilación y análisis de información

Se realizaron 16 mediciones diurnas de OD en dos puntos del río Zahuapan (figura 1). El punto 1 (PM1) se ubica corriente arriba, a una distancia de 1 968 metros del punto 2 (PM2), corriente abajo. El periodo de medición inició el 16 de febrero de 2012 y culminó el 29 de enero de 2013. Se seleccionaron días de las temporadas de sequía y lluvia, de tal manera que las mediciones incluyeran los siete días de la semana. Las temporadas de sequía y lluvia se definieron con base en los boletines que emitió la Comisión Nacional del Agua (Conagua) para el inicio y fin de la temporada de huracanes (Conagua, 2012). Las lecturas se realizaron en la orilla del río. Las mediciones en la orilla pueden considerarse representativas de toda la sección transversal, dado que el lugar donde se instalaron los electrodos tiene buen mezclado por su poca profundidad, la cual no es mayor de 50 cm. Se registraron las concentraciones de OD,

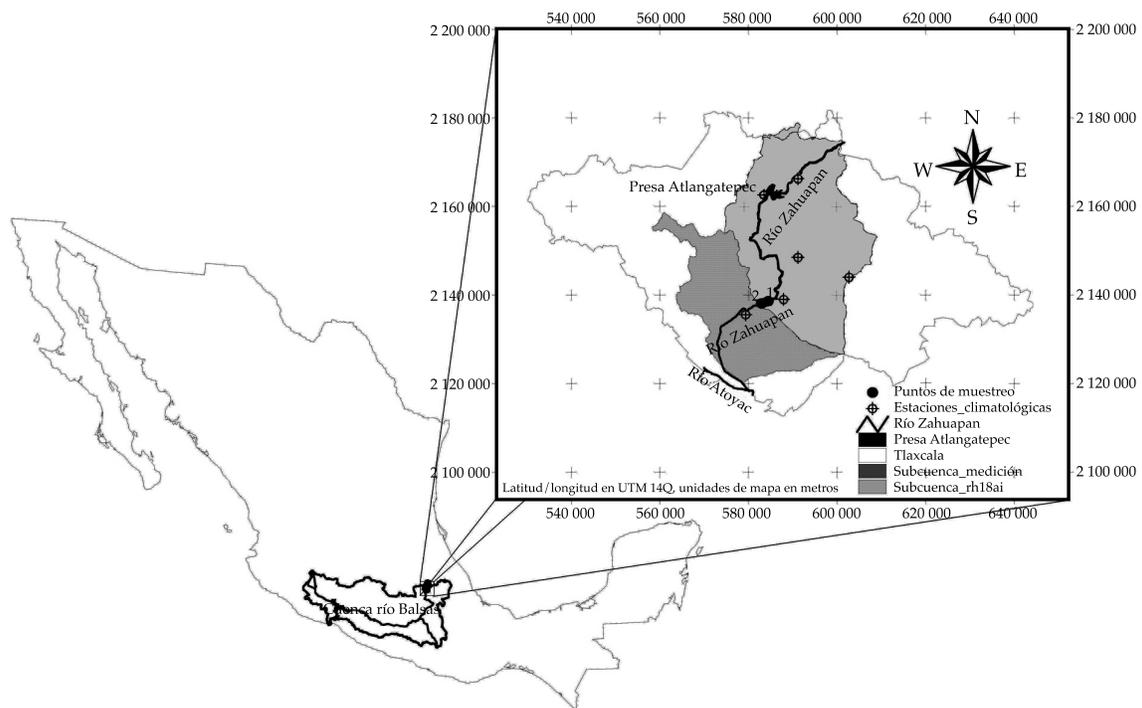


Figura 1. Área de estudio en la subcuenca del río Zahuapan, Tlaxcala, México.

temperatura de la corriente del agua (Tagua) y presión atmosférica. Se utilizaron electrodos nuevos de luminiscencia de la marca Hach®, facilitados por la empresa Aquatec-México, S.A. de R.L., los cuales se calibraron según las especificaciones del fabricante. Los registros se realizaron cada cinco minutos. El electrodo permaneció sumergido en la corriente del río durante el tiempo de cada día de medición. En la mayoría de las mediciones, el tiempo fue de ocho horas. El porcentaje de saturación de OD (%ODsat) se calculó con la ecuación $\%ODsat = (OD/ODsat)*100$, donde ODsat es el OD a saturación, el cual fue calculado con base en Master (2008). Se calcularon el promedio, mínimo, máximo, varianza, Kurtosis y Percentil CCA, este último se utiliza en este trabajo como indicador del porcentaje de datos menores a 5 mg l^{-1} de OD, el cual es el límite mínimo de OD en los cuerpos de agua establecido en los criterios CE-CCA-001/89 (Sedue, 1989). Cuando el valor mínimo de los datos es mayor que 5 mg l^{-1} , significa que hay 0% de datos menores a este límite o el percentil CCA es igual a cero, lo cual implica que el río tuvo una concentración de OD que cumplió con el criterio ecológico durante el tiempo de medición. Por otro lado, cuando el valor máximo es menor a 5 mg l^{-1} , implica que 100% de los datos registrados en ese día de medición fue menor a este límite o el percentil CCA es igual a 100. Todos los análisis estadísticos y las gráficas se realizaron con el programa *Statistica*, versión 8.0 (Statsoft, Inc., 2007). Se usaron coeficientes de correlación para conocer la relación de las concentraciones de OD entre PM1 y PM2, entre OD y Tagua, entre OD y precipitación pluvial (PP) registrada en cinco estaciones climatológicas (EC) y en el observatorio climatológico (OC). Las correlaciones se realizaron empleando tanto el promedio y varianza del OD de cada medición con la PP diaria (PPdiaria) y acumulada (PPacu). Se elaboraron matrices de correlaciones de estas variables de 1 a 20 días antes del día de la medición del OD. Los datos de PP fueron proporcionados por la Conagua (Conagua, 2013). La significancia del valor de r se estimó con la prueba de Pearson.

Para comparar estadísticamente las concentraciones de OD entre PM1 y PM2, y entre OD de la temporada de lluvia con la de sequía, se utilizó la prueba de Mann-Whitney.

Resultados

a) Temperatura de la corriente-temperatura ambiente-OD

El resultado de la estadística básica, que consiste en el promedio, mínimo, máximo, varianza, Kurtosis y Percentil CCE de la temperatura del agua de la corriente del río (Tagua) y del OD se encuentran en el cuadro 1. Se registró una temperatura mínima del agua del río igual a $11.2 \text{ }^\circ\text{C}$ y máxima de $23.4 \text{ }^\circ\text{C}$, la primera registrada en invierno y la segunda en verano. Las temperaturas promedio de la corriente del río en los dos puntos de medición y la temperatura ambiente tuvieron una misma tendencia (figura 2), aunque en PM2 (Tagua2) resultó ligeramente mayor que en PM1 (Tagua1) en aproximadamente un grado Celsius. Los promedios de las temperaturas de la corriente resultaron ser mayores que las del ambiente. En los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 (Sedue, 1989) se establece que el nivel máximo de temperatura para la protección de la vida acuática en los cuerpos de agua es igual a la temperatura en condiciones naturales $+1.5$ grados Celsius. En PM2 se sobrepasó este límite en cuatro ocasiones y en PM1 dos veces. En tres días de registro, dos en PM1 y uno en PM2, las temperaturas del agua fueron menores que las del ambiente. La varianza varió entre 0.69 y 13.54 en PM1, y entre 0.40 a 10.34 en PM2. En todas las mediciones de los dos puntos se obtuvieron valores negativos del coeficiente de Kurtosis de Fischer, lo cual indica que la distribución de los datos es de la forma platicúrtica, es decir, los datos tienen una distribución menos apuntada que la normal.

En el cuadro 2 se encuentran los resultados de los coeficientes de correlación r de Pearson entre OD y Tagua. En todas las mediciones se obtuvieron coeficientes significativos que muestran buena relación entre estas variables.

Cuadro 1. Estadística básica de la temperatura y oxígeno disuelto medidos en el río Zahuapan (las celdas sombreadas indican temporada de lluvias, las otras sequía).

Fecha		Temperatura del agua de la corriente						Oxígeno disuelto en la corriente					
		N	Promedio	Mínimo	Máximo	Varianza	Kurtosis	Promedio	Mínimo	Máximo	Varianza	Kurtosis	Percentil CCA
Jue. 16. feb. 2012	P U N T O	36	17.7	16.3	19.0	0.7	-1.3	2.83	2.60	3.09	0.02	-1.5	100
Vie. 16. mar. 2012		47	19.4	16.1	22.4	3.8	-1.3	3.78	2.20	4.34	0.30	2.2	100
Mar. 03. abr. 2012		60	17.5	13.0	21.8	7.8	-1.3	3.26	2.19	4.38	0.46	-1.3	100
Mié. 16. may. 2012		138	20.0	15.3	23.1	7.1	-1.1	3.11	1.04	4.20	0.96	-1.4	100
Sáb. 16. jun. 2012		99	17.7	16.3	19.8	1.8	-1.5	3.74	3.15	4.43	0.06	0.2	100
Jue. 28. jun. 2012	D E M E D I C I Ó N	73	19.0	17.0	22.9	3.1	-1.1	5.77	5.24	6.42	0.10	-0.8	0
Vie. 20. jul. 2012		97	18.4	15.7	21.3	2.5	-0.8	5.98	5.34	6.95	0.23	-0.9	0
Dom. 12. ago. 2012		93	16.9	16.0	18.6	0.8	-1.1	6.66	6.13	7.06	0.08	-1.2	0
Lun. 10. sep. 2012		97	19.6	16.0	22.5	4.1	-1.1	5.35	4.46	5.86	0.22	-1.2	29
Mar. 02. oct. 2012		98	19.3	15.4	22.1	5.4	-1.3	5.40	4.51	5.90	0.17	-0.7	15
Mié. 10. oct. 2012	I C I Ó N	98	16.6	13.4	19.5	3.8	-1.4	6.76	6.21	7.11	0.08	-1.0	0
Sáb. 13. oct. 2012		98	18.9	14.1	22.2	8.2	-1.3	6.22	5.38	6.92	0.26	-1.4	0
Dom. 18. nov. 2012		95	18.0	12.3	22.2	13.5	-1.5	5.72	4.56	6.34	0.26	-0.1	13
Lun. 26. nov. 2012		98	16.6	11.2	21.2	13.5	-1.6	7.43	4.75	8.48	1.46	-0.2	8
Lun. 17. dic. 2012		65	14.7	11.3	19.8	8.9	-1.5	6.31	4.34	7.56	1.36	-1.3	22
Mar. 29. ene. 2013	1	97	16.0	11.2	20.3	12.0	-1.6	5.80	3.50	6.81	1.34	-0.6	25
Jue. 16. feb. 2012		24	18.4	17.2	19.4	0.4	-0.8	1.26	1.05	1.40	0.01	-1.2	100
Vie. 16. mar. 2012		36	20.3	17.1	23.2	3.8	-1.2	4.15	3.64	4.40	0.06	-0.1	100
Mar. 03. abr. 2012		44	18.6	14.1	22.5	7.1	-1.3	3.72	2.72	4.57	0.17	0.8	100
Mié. 16. may. 2012		129	21.0	15.2	24.5	9.4	-1.0	2.86	0.00	4.35	2.17	-1.1	100
Sáb. 16. jun. 2012	P U N T O	86	17.8	16.2	20.1	2.1	-1.5	3.25	2.58	3.79	0.09	-0.2	100
Jue. 28. jun. 2012		66	19.5	17.0	23.4	4.2	-1.2	4.88	4.07	5.72	0.24	-1.0	63
Vie. 20. jul. 2012		89	19.0	15.8	22.3	3.1	-0.7	5.35	4.38	6.53	0.40	-1.1	38
Dom. 12. ago. 2012		95	17.5	16.1	19.2	1.2	-1.6	5.86	5.19	6.68	0.24	-1.3	0
Lun. 10. sep. 2012		89	20.1	15.9	23.0	5.4	-1.3	4.66	2.47	5.61	1.05	-0.5	44
Mar. 02. oct. 2012	D E M E D I C I Ó N	87	19.3	15.5	22.1	5.6	-1.5	3.60	2.96	4.22	0.19	-1.6	100
Mié. 10. oct. 2012		84	17.0	13.8	19.3	3.3	-1.4	6.07	5.29	6.52	0.13	-1.4	0
Sáb. 13. oct. 2012		91	18.8	14.0	22.4	8.5	-1.4	5.09	3.74	6.27	0.74	-1.6	46
Dom. 18. nov. 2012		90	17.4	12.5	21.4	10.3	-1.5	3.31	1.71	4.44	0.71	-1.2	100
Lun. 26. nov. 2012		91	16.2	11.3	20.4	10.3	-1.5	5.22	2.53	6.30	1.09	0.3	35
Lun. 17. dic. 2012	2	57	14.4	11.2	18.6	6.0	-1.3	4.36	2.26	5.43	1.14	-1.0	58
Mar. 29. ene. 2013		87	15.7	11.1	20.2	10.6	-1.5	3.20	1.52	4.18	0.84	-1.0	100

Resultaron mayor número de coeficientes de correlación con signo negativo (72%). Los coeficientes con signo positivo se obtuvieron en las mediciones realizadas en marzo, junio, noviembre, diciembre y enero. Los coeficientes más cercanos a 1 o -1 se obtuvieron en la relación Tagua:OD1. Se observó una variación estacional de estos coeficientes. En la época de lluvias, la

relación entre Tagua y OD resultó tener valores de r cercanos a -1.

b) Oxígeno disuelto

El promedio de las 16 mediciones fue igual a 5.26 mg l^{-1} en PM1 (73.7% del valor de saturación de oxígeno disuelto, ODSat) y 4.18 mg l^{-1} en PM2

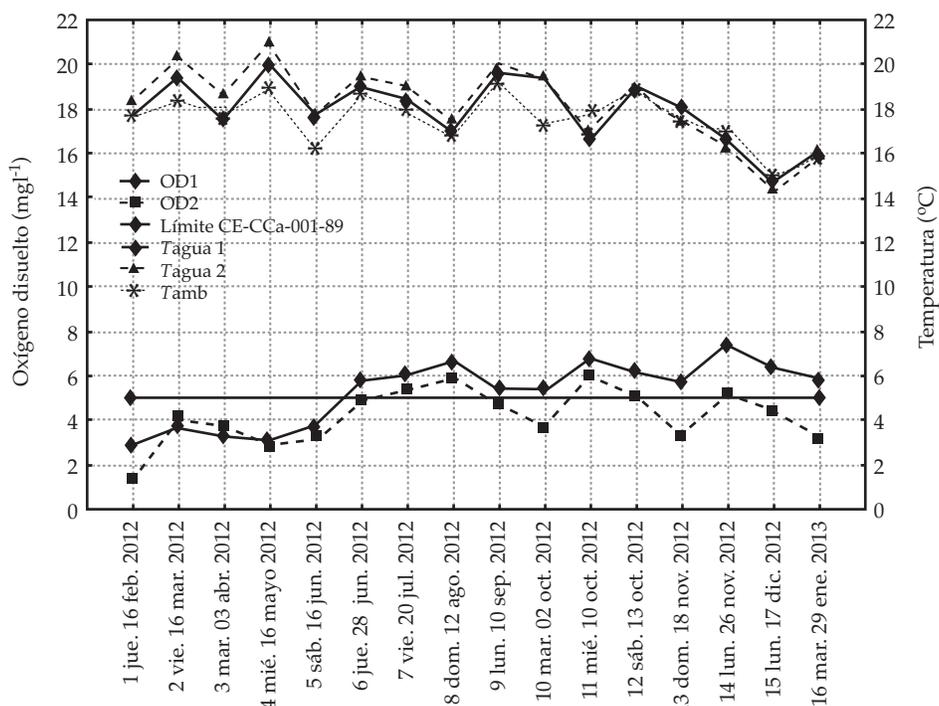


Figura 2. Concentraciones de oxígeno disuelto (OD), temperatura de la corriente del río Zahuapan (Tagua) y temperatura ambiente (Tamb), por fechas de medición.

Cuadro 2. Valores de r de la relaciones temperatura de agua-OD en la corriente del RZ, entre los puntos de medición OD1:OD2 y porcentaje de saturación (las celdas sombreadas indican temporada de lluvias; las otras, de sequía).

Fecha	Valores de r			% saturación	
	Tagua: OD1	Tagua: OD2	OD1: OD2	ODsat1	ODsat2
1. Jue. 16 feb. 2012	-0.902*	-0.855*	0.769*	38.3	17.4
2. Vie. 16 mar. 2012	-0.875*	0.777*	-0.506*	53.6	60.6
3. Mar. 03 abr. 2012	-0.957*	-0.405*	0.299	43.9	52.0
4. Mié. 16 may. 2012	-0.695*	-0.422*	0.741*	44.5	41.9
5. Sáb. 16 jun. 2012	-0.366*	0.246*	-0.577*	51.1	44.6
6. Jue. 28 jun. 2012	-0.974*	-0.958*	0.980*	81.1	69.0
7. Vie. 20 jul. 2012	-0.940*	-0.960*	0.988*	82.7	74.8
8. Dom. 12 ago. 2012	-0.980*	-0.970*	0.991*	89.1	79.4
9. Lun. 10 sep. 2012	-0.600*	-0.616*	0.944*	76.5	67.0
10. Mar. 02 oct. 2012	-0.850*	-0.968*	0.837*	76.6	50.7
11. Mié. 10 oct. 2012	-0.953*	-0.941*	0.970*	89.7	81.1
12. Sáb. 13 oct. 2012	-0.952*	-0.982*	0.986*	87.1	70.5
13. Dom. 18 nov. 2012	0.363*	-0.223*	0.861*	79.0	44.5
14. Lun. 26 nov. 2012	0.833*	0.518*	0.920*	100.1	69.4
15. Lun. 17 dic. 2012	0.920*	0.800*	0.970*	81.2	55.4
16. Mar. 29 ene. 2013	0.889*	0.581*	0.867*	77.3	42.1

*Significativos a $p < 0.05$.

(59.1% ODSat). Las concentraciones promedio de OD por día de medición se encontraron entre 2.83 mg l^{-1} (38.3% ODSat) y 7.43 mg l^{-1} (110.2 % ODSat) en PM1, y entre 1.26 mg l^{-1} (17.4 % ODSat) y 6.07 mg l^{-1} (81.2% ODSat) en PM2 (cuadro 1). Las concentraciones promedio en PM1 resultaron mayores a los de PM2, exceptuando las mediciones realizadas en marzo y abril. Con la prueba de Mann-Whitney se obtuvo que las concentraciones de OD de PM1 presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) en relación con los de PM2. Las diferencias de concentración entre los dos puntos de medición se encontraron entre 2.6 y 0.25 mg l^{-1} .

Las concentraciones promedio en PM1 y en PM2 fueron mayores al límite de 5 mg l^{-1} en once y cinco fechas de medición, respectivamente (figura 2). Este límite está establecido en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 (Sedue, 1989) como el nivel mínimo de OD que debe haber en los cuerpos de agua para la protección de la vida acuática. Los valores mínimos por día de medición se encontraron en el intervalo de 1.04 mg l^{-1} (16.1% ODSat) a 6.21 mg l^{-1} (84.6% ODSat) en PM1 y de 0 (0% ODSat) a 5.29 mg l^{-1} (75.2% ODSat) en PM2. Los valores máximos por día de medición estuvieron entre 3.09 mg l^{-1} (39.8% ODSat) a 8.48 mg l^{-1} (125.1% ODSat) en PM1 y de 1.4 mg l^{-1} (18.9% ODSat) a 6.68 mg l^{-1} (87.4% ODSat) en PM2. Las varianzas tuvieron valores de 0.02 a 1.46 mg l^{-1} , en PM1, y de 0.01 a 1.14 mg l^{-1} en PM2. Exceptuando dos días de medición, en todos los demás se obtuvieron valores negativos de los coeficientes de Kurtosis de Fischer. Un valor negativo del coeficiente de Kurtosis indica que la distribución de los datos es aplanada, comparado con la distribución normal. En el cuadro 1 se observa que los valores del Percentil CCA igual a 100 se obtuvieron en la época de sequía, cinco de ellas en PM1 y ocho en PM2.

En PM1, los promedios de %ODSat presentaron una tendencia a aumentar con el transcurrir de los meses (cuadro 2), en el cual dicha tendencia ocurrió de la medición del 16 de febrero hasta la del 26 de noviembre. En las mediciones del 16 de marzo y 3 de abril, el porcentaje de

ODSat fue mayor en PM2; en las demás mediciones, %ODSat fue mayor en PM1.

c) Relación del OD con la hora del día

La figura 3 muestra las tendencias de los datos de las concentraciones del OD con respecto a la hora del día. Se observaron dos tipos de tendencia. En las doce mediciones realizadas entre el 16 de febrero y el 13 de octubre de 2012, las concentraciones del OD en la corriente del río presentaron una tendencia decreciente, que fueron mayores en la mañana al inicio de la medición y disminuyeron con el transcurso del día. En las últimas cuatro mediciones realizadas después de la época de lluvias, entre el 18 de noviembre y 29 de enero de 2013, las concentraciones del OD en la corriente del río tuvieron una tendencia creciente y luego decreciente. En las mañanas, las concentraciones fueron menores, alcanzaron un valor máximo y luego tendieron a disminuir. En la figura 3, las tendencias muestran que las mediciones realizadas del 28 de junio al 29 de enero, los valores de OD cruzaron el límite de 5 mg l^{-1} a diferente hora del día. En PM2 se registró el mayor número de veces en que los niveles de OD fueron menores que este límite. Incluso en este punto de medición, las mediciones del 2 de octubre, 18 de noviembre y 29 de enero estuvieron por debajo del límite de 5 mg l^{-1} durante el tiempo en que se realizaron las mediciones.

En PM1, las concentraciones de OD realizadas en la sequía de inicio de año (16 de febrero a 16 de junio) presentaron un promedio de 3.34 mg l^{-1} (46% ODSat), las de la temporada de lluvias (del 28 de junio al 13 de octubre) fue de 6.02 mg l^{-1} (83.3% ODSat) y las mediciones realizadas en la sequía después de las lluvias (18 de noviembre a 13 de enero) tuvieron un promedio de 6.31 mg l^{-1} (84.4% ODSat). En PM2, los promedios de concentración de OD en la sequía de inicio de año fue igual a 3.05 mg l^{-1} (43.3% ODSat), el de lluvias 5.07 mg l^{-1} (70.4% ODSat) y el de sequía de fin de año 4.02 mg l^{-1} (52.8% ODSat). Las concentraciones registradas cada cinco minutos en PM1 se encontraron entre 1.04

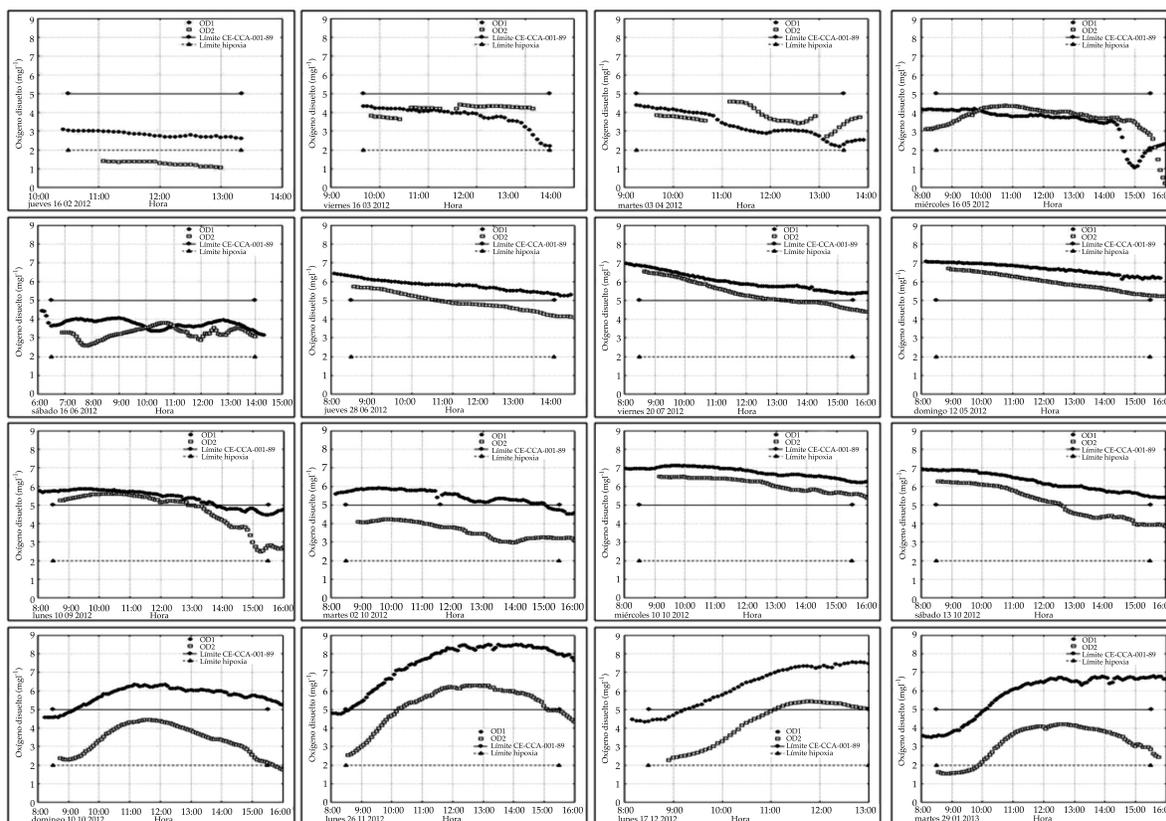


Figura 3. Tendencias de los datos de las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) con respecto a la hora en el río Zahuapan.

mg l⁻¹ (16.1% ODSat) y 8.48 mg l⁻¹ (125.1% ODSat). En las mediciones del 26 de noviembre y 17 de diciembre se registraron valores mayores a 100% ODSat (supersaturación); por el contrario, en la medición del 16 de mayo se registraron en unos 40 minutos valores menores de 28% ODSat (hipoxia). En PM2, las concentraciones cada cinco minutos estaban entre 0 mg l⁻¹ (0% ODSat) y 6.68 mg l⁻¹ (87% ODSat). Las mediciones del 16 de febrero, 16 de mayo, 18 y 26 de noviembre, 17 de diciembre y 29 de enero registraron valores menores de 28% (hipoxia).

Los valores de los coeficientes de correlación entre las concentraciones de OD en PM1 contra los del PM2 se encuentran en el cuadro 2. Antes de la medición del 28 de junio, los coeficientes de correlación fueron estadísticamente significativos, tanto los positivos como los negativos, mientras que después de esta fecha fueron sólo

valores positivos, incluso en la temporada de sequía de fin de año.

d) Relación OD con la precipitación pluvial

La precipitación pluvial (PP) registrada en el observatorio climatológico (OC) de la Conagua, localizado a 2 km de los puntos de medición, fue de 981 mm en el año 2012 (Conagua, 2013). Durante la temporada de huracanes, que inició de manera oficial el 1° de junio para el océano Atlántico y finalizó el 30 de noviembre (Conagua, 2012), se registraron 851 mm (87% del total anual). Con base en los registros de precipitación en el OC, se realizaron 7 de las 16 mediciones en la temporada de lluvias entre el 28 de junio y 13 de octubre; las otras nueve, en la temporada de sequía de inicio y fin de año. En los meses de junio, julio y agosto, los más

lluviosos, se registraron 634 mm (65% del total anual). Durante los días 16, 17, 18 y 19 de junio prevaleció el ciclón *Carlota* frente a las costas de Oaxaca; se registraron 49 mm en el OC. El ciclón *Ernesto* llegó a la subcuenca del río Zahuapan el 10 de agosto; ese día se registraron 26.5 mm en el OC, pero en la EC Tlaxco, que se encuentra también en la subcuenca, localizada a 30 km al norte de los puntos de muestreo, se registraron 58.7 mm. El 17 de agosto, el huracán *Helen*, ya como tormenta tropical, y la onda tropical 12 del 20 de agosto no registraron precipitaciones importantes en el OC. Aunque oficialmente la temporada de huracanes inició el 1° de junio, se registraron lluvias continuas a partir del 16 de junio en la tarde. Por otra parte, oficialmente la temporada de huracanes finalizó el 30 de noviembre, pero el 9 de octubre se registró la última precipitación más importante de la temporada en la subcuenca, la cual influyó en las mediciones de OD realizadas el 10 y 11 de octubre.

En la figura 4 se encuentran los valores del coeficiente de correlación (r) que se obtuvieron

al relacionar la PP y el OD. Los coeficientes que resultaron significativos ($p < 0.05$) y más consistentes (con marcas resaltadas en la figura 4), fueron aquellos que relacionaron las varianzas de la OD del PM1 con la PPacu registrada en las cinco EC y en el OC. También en el OC resultó una buena correlación con el promedio de la OD. No se obtuvieron correlaciones significativas consistentes (marcas en grises) entre la PPdiaria y el OD. Los coeficientes de correlación mantuvieron su significancia a partir del día número 12 de lluvia acumulada antes de la medición del OD, con las relaciones de la PPacu y la varianza del OD del PM1, y a partir del día número 8 con la relación de la PPacu y el promedio del OD medido en PM2.

Discusión

Desafortunadamente en la literatura no se reportan datos como los que se presentan en este trabajo para ríos mexicanos y en un contexto similar al del río Zahuapan. Por esta razón, la discusión se realiza, salvo en contadas ocasio-

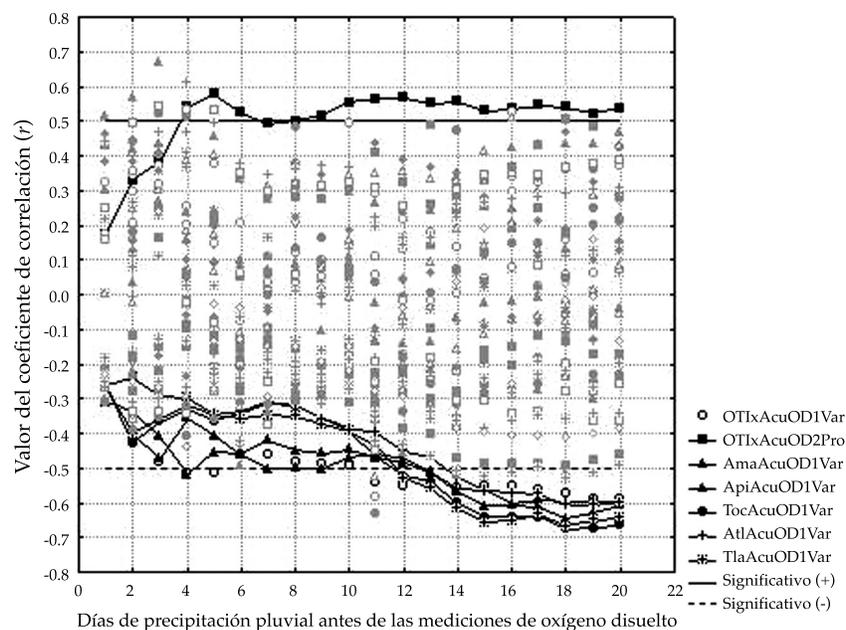


Figura 4. Coeficientes de correlación entre las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) y la precipitación pluvial (PP).

nes, con información de ríos localizados en otros países.

a) Temperatura de la corriente-temperatura ambiente-OD

Las temperaturas ambientales promedio de las horas en los días de medición se encontraron entre 16.4 °C (16 de junio) y 19.7 °C (10 de septiembre). Es importante señalar que tanto en el día más frío como en el más cálido no se registraron ni la menor ni el mayor valor de temperatura de la corriente, como reportan estudios consultados en la literatura. La temperatura mínima de la corriente del río se registró en invierno (11.2 °C) y la máxima en verano (23.4 °C). Con estos datos de los 16 días de medición no se observó variación estacional de la temperatura ambiente ni de la temperatura de la corriente (figura 2). En PM1, las temperaturas ambiente promedio fueron menores (de 0.05 a 1.74 °C) que las temperaturas promedio de la corriente del río en las mediciones realizadas del 16 de marzo al 2 de octubre, exceptuando las mediciones del 16 de febrero y 3 de abril. Esto mismo ocurrió (de 0.59 a 1.61 °C) en PM2, sin ninguna excepción. Huggins y Anderson (2005) también reportaron menor temperatura del ambiente que del agua en varias corrientes del cinturón de los cereales en Estados Unidos. Después, en las mediciones del 10 de octubre a la del 29 de enero, las temperaturas ambiente promedio fueron mayores que las temperaturas promedio de la corriente (de 0.04 a 1.74 °C en el punto 1 y de 0.57 a 2.42 °C en el punto 2). La disminución de temperatura de la corriente en las mediciones de octubre a enero no pudo ser causada por el aumento de caudal (Sand-Jensen & Pedersen (2005), porque la temporada de lluvias finalizó a mediados de octubre, pero posiblemente sí pudo ser provocado por el desazolve que se realizó al río el 10 de septiembre de 2012. Las relaciones entre la temperatura ambiente y la temperatura de la corriente en los dos puntos de medición fueron igual a 1.18 para PM1 y 1.02 para PM2, estos valores se encuentran en el intervalo reportado para el río Magdalena ubicado en la Ciudad

de México (Montes, Navarro, Domínguez, & Jiménez, 2013). Los coeficientes de correlación entre la temperatura ambiente y las temperaturas de la corriente del río en los dos puntos de medición resultaron significativos en 14 de las 16 mediciones, exceptuando las del 16 de junio y 20 de julio.

Bayram, Önsoy, Numan y Akinci (2013) mencionan que cuando existen correlaciones significativas entre la temperatura ambiente y la temperatura de la corriente, el clima es el principal factor que controla la temperatura de la corriente. Aunque la temperatura de la corriente resultó ser mayor (de febrero a octubre) que la temperatura ambiente, no sobrepasó el límite establecido en los criterios ecológicos CE-CCA-001/89 (Sedue, 1989). Entre los puntos de medición, la temperatura del agua promedio en PM1 fue menor que en PM2 (entre 0.05 y 1.18 °C) en las mediciones realizadas de febrero a septiembre. Bayram *et al.* (2013), y Sand-Jensen y Pedersen (2005) reportaron un resultado similar. La diferencia de altura igual a 11 metros entre el PM1 y el PM2 puede ser que no provoque esta diferencia de temperatura, como lo mencionan Bayram *et al.* (2013), quienes encontraron diferencias de temperatura entre dos puntos en una corriente causadas por una diferencia de altura de 61 metros. Sin embargo, en las mediciones de octubre a enero, la temperatura del agua en PM1 fue mayor que en PM2 (de 0.13 a 0.91 °C). Es bien conocido que la sombra del dosel de la vegetación de ribera tiene efecto en la temperatura de la corriente del río; sin embargo, el segmento entre los dos puntos de medición estuvo completamente descubierto y expuesto a la radiación solar, por lo que la diferencia de temperatura entre los dos puntos de medición puede tener otra causa, como el desazolve realizado al río.

Las correlaciones de los promedios por día de medición entre la temperatura ambiente y las concentraciones de OD resultaron no significativas en PM1 y PM2. Wehmeyer y Wagner (2011) reportaron que en los meses cálidos, las concentraciones de oxígeno disuelto disminuyeron en el río Roanoke, ubicado en Estados Unidos, pero

con los promedios de los datos no se obtuvo una variación estacional de la concentración del oxígeno disuelto para el río Zahuapan. Los valores de temperatura del agua de la corriente y la concentración de oxígeno, medidos cada cinco minutos, tuvieron coeficientes de correlación positivos y negativos significativos en 100% de las mediciones (cuadro 2). Los coeficientes fueron positivos en 75% de las mediciones en PM1 (del 16 de febrero al 13 de octubre) y 69% en PM2 (del 16 de febrero al 18 de noviembre, exceptuando 16 de marzo y 16 de junio). Los coeficientes de correlación con signo negativo indican una relación inversamente proporcional entre la temperatura del agua y la concentración de oxígeno disuelto (Riđanović *et al.*, 2010); este tipo de relación es el que se ha reportado por lo regular en la literatura. En este trabajo, los coeficientes de correlación con signo negativos se obtuvieron en la mayoría de los muestreos realizados del 16 de febrero al 13 de octubre. Este lapso abarca la temporada de sequía de inicio de año y la temporada de lluvias. Por otro lado, los coeficientes de correlación con signo positivo indican que hay una relación directamente proporcional entre la temperatura del agua y el oxígeno disuelto. Los coeficientes de correlación positivos se obtuvieron en las mediciones realizadas en la temporada de sequía de fin de año (del 18 de noviembre de 2012 al 29 de enero de 2013). Una relación directamente proporcional entre la temperatura del agua y el oxígeno disuelto no es fácil de explicar. Para el caso del río Zahuapan puede ser que la radiación solar aumentó la temperatura del agua, pero también y en mayor medida la fotosíntesis, resultando en un aumento de la concentración del oxígeno disuelto. En el tramo del río Zahuapan estudiado, después de la temporada de lluvias, se desarrolló biopelícula en las rocas del lecho del río, que posiblemente fue la causa de que la generación de oxígeno disuelto sea mayor que el consumo y por lo tanto aumentó con el transcurso del día y con la temperatura. Esta es una explicación parcial, porque las fluctuaciones diurnas de oxígeno son raramente una función simple de la intensidad de la luz solar sino de

complejos factores (Tafangenyasha, Marshall, & Dube, 2010). Sin embargo, es necesario realizar estudios en el que se midan la producción y consumo de oxígeno en el río, para verificar lo que se ha mencionado.

b) Oxígeno disuelto

Los promedios de las concentraciones de OD obtenidos de las mediciones realizadas de febrero de 2012 a enero de 2013 en dos puntos del río Zahuapan resultaron ser menores a los de los ríos Amacuzac (García, Molina, Quiroz, Trujillo, & Díaz, 2011) y Apatlaco (López & Hansen, 2013), ambos ubicados en el estado de Morelos, pero fueron mayores a los del río Lerma ubicado en el Estado de México (Barceló *et al.*, 2012) y al del río San Pedro en el estado de Aguascalientes (Guzmán *et al.*, 2011), en los cuales predominan concentraciones menores a 1 mg^l⁻¹. Estos ríos, al igual que el río Zahuapan, han sido impactados por el hombre de manera similar, debido a que sus áreas de captación tienen las mayores densidades de población de México. En PM1, 62.5% de las mediciones tuvo un promedio mayor a 5 mg^l⁻¹ y en PM2 este porcentaje se redujo a 31.2%. Mayor detalle sobre el porcentaje de datos que fueron mayores al valor (5 mg^l⁻¹) del criterio ecológico CE-CCA-001/89 (Sedue, 1989), lo aporta el Percentil CCA, el cual indica que en 5 y 8 mediciones realizadas en los puntos 1 y 2 en la época de sequía, 100% de los datos fueron menores que este límite. El Percentil CCA resultó valioso, pues aporta información sobre el porcentaje del conjunto de datos mayores que 5 mg^l⁻¹ de OD.

Los promedios de concentración de OD fueron mayores, exceptuando las mediciones de marzo y abril en PM1, comparados con los de PM2. Un resultado similar reportaron He *et al.* (2011), en mediciones realizadas en el río Bow (Canadá). Sin embargo, cuando el río se encuentra en ecosistemas no alterados, puede encontrarse que la concentración de OD es mayor corriente abajo, como lo reportaron Riley y Dodds (2013) para las corrientes Kings Creek (Estados Unidos), quienes encontraron mayor

concentración corriente abajo en arroyos de bosque de galería y arbustos. Para el caso del río Zahuapan, las concentraciones de OD fueron sólo mayores corriente abajo entre las 10 y las 11 a.m., en las mediciones realizadas en la sequía de inicio de año, precisamente cuando hubo vegetación y biopelícula en las rocas del lecho y en las orillas del río. Al aumentar la luz solar, las algas aumentan su actividad fotosintética, produciendo mayor cantidad de oxígeno (Bernot & Wilson, 2012; Riley & Dodds, 2013). Los valores de los coeficientes de correlación (cuadro 2) entre las concentraciones de OD en PM1 con las de PM2 indicaron que existió relación de la concentración de OD entre los dos puntos de medición. Se obtuvieron valores positivos de los coeficientes de correlación, exceptuando en las mediciones del 16 de marzo y 16 de junio. Wehmeyer y Wagner (2011), aunque no cuantificaron la relación entre las concentraciones de OD corriente arriba y corriente abajo en el río Roanoke, en la figura 24 de su reporte se observa de manera general que las concentraciones de OD entre corriente arriba y corriente abajo tienen correlación positiva. Para el caso del río Zahuapan, que está fuertemente impactado por las actividades antropogénicas, puede ser que el consumo de oxígeno por degradación de la materia orgánica y la disminución de la actividad fotosintética sean los factores que provoquen disminución de OD corriente abajo, lo cual significa que el cauce de este río esté funcionando como canal, como pudo ocurrir así en el río Zahuapan, a partir de la temporada de lluvias y el desazolve.

c) Relación del OD con la hora del día

Las gráficas de la figura 3 muestran que las concentraciones de oxígeno disuelto en la corriente del río Zahuapan durante las horas de medición se pueden clasificar en dos grupos. En el primer grupo están las mediciones realizadas del 16 de febrero al 13 de octubre, e incluye la temporada de sequía de inicio de año (de enero a 16 de junio) y la temporada de lluvias (del 16

de junio a octubre). En este grupo, las mayores concentraciones se registraron en las mañanas y disminuyeron con el transcurso del día. Este resultado difiere del reportado por otros autores, quienes registraron mayores concentraciones de OD después del mediodía y menores a media noche (Harrison, Matson, & Fendorf, 2005; Huggins & Anderson, 2005; Wilding, Brown, & Collier, 2012) o antes del amanecer (Klose, Cooper, Leydecker, & Kreidler, 2012). El aumento de OD en el día es causado por la disponibilidad de luz y la actividad autotrófica (Bernot & Wilson, 2012). Otros autores reportan que el OD aumenta en la noche conforme la temperatura disminuye (Riley & Doods, 2013) debido a la mayor solubilidad del oxígeno a menores temperaturas. Desafortunadamente en este trabajo no fue posible medir 24 horas continuas, por falta de infraestructura, para conocer el comportamiento de las concentraciones de OD en la noche.

En el segundo grupo se encuentran las mediciones realizadas del 18 de noviembre al 29 de enero, la cual comprende la sequía de fin de año. En este grupo, las concentraciones de OD fueron menores en la mañana, aumentaron a mediodía y disminuyeron en la tarde. Este comportamiento del oxígeno disuelto en el río Zahuapan es comparable con lo reportado por varios autores (Harrison *et al.*, 2005; Huggins & Anderson, 2005; Bernot & Wilson, 2012; Klose *et al.*, 2012; Wilding *et al.*, 2012; Riley & Doods, 2013). Es importante señalar que con estos resultados se puede ver que las concentraciones de oxígeno disuelto en la corriente del río pueden disminuir en una hora determinada del día a valores menores al que se establece en los criterios ecológicos de la legislación mexicana. Como ocurrió en las mediciones realizadas en febrero, marzo, abril, mayo, noviembre, diciembre y enero, en los cuales las concentraciones disminuyeron a valores menores de 2 mg^l⁻¹, clasificados en la categoría de hipoxia, esto es el reflejo de una respuesta compleja de diversos factores, como la carga orgánica de fuentes difusas (Shields & Knight, 2012).

d) Relación OD con la precipitación pluvial

Los promedios de OD de las mediciones realizadas en la temporada de lluvia fueron mayores a los de la sequía con diferencias estadísticas ($p < 0.05$). Este resultado mostró que las precipitaciones pluviales afectaron de manera positiva las concentraciones de OD en el río Zahuapan y no es comparable con el reportado por varios autores, quienes mencionan que los escurrimientos de las lluvias aumentan la turbiedad y disminuyen el OD debido a los sedimentos y materia orgánica que transportan (Graves *et al.*, 2004; Abowei, 2010; Shields & Knight, 2012). Egborge (1971), citado en Abowei (2010), reportó que el OD por lo general es mayor en la temporada de lluvias en los trópicos. Esto pudo ocurrir en el río Zahuapan, aunque no se encuentre precisamente en una región tropical. Los promedios de OD registrados en la sequía de inicio de año fueron menores a los de la sequía de fin de año. Esto puede deberse a la remoción de macrófitas o plantas vasculares por el desazolve del río realizado en junio y septiembre. Las plantas vasculares afectan de modo negativo las concentraciones de oxígeno debido a que transfieren carbono orgánico al sistema, crean sombra, atrapan sedimentos, reducen la turbulencia, generan gradientes de condiciones redox y son hábitats de organismos autótrofos y heterótrofos (Caraco, Cole, & Strayer, 2006). Kaenel, Buehrer y Uehlinger (2000) reportaron que el corte de las macrófitas aumenta la concentración diurna y disminuye la variación de oxígeno transitoriamente, lo cual es comparable con el resultado obtenido en este trabajo.

Wehmeyer y Wagner (2011) no encontraron correlación entre los promedios anuales de precipitación y los promedios anuales de OD. En este trabajo tampoco se encontró relación entre los promedios de las concentraciones de OD de cada día de medición con el total de las precipitaciones mensuales registradas en la estación más cercana a los puntos de medición. Sin embargo, a escala diaria, resultaron correlaciones positivas significativas ($p < 0.05$) entre los

promedios de OD y la PPacu del OC en PM2. Con las varianzas de OD y la PPacu de las cinco EC y del OC, las correlaciones fueron negativas significativas ($p < 0.05$) en PM1. Este resultado no es comparable al reportado por Chapman, Chapman, Crisman y Prenger (2000), quienes encontraron una relación negativa entre el OD y la PP, mientras que en este trabajo se obtuvo una relación positiva. La relación negativa entre el OD y las varianzas significa que la PP disminuyó la variabilidad de las concentraciones de OD.

Este análisis mostró también que a partir del día 8, la PPacu explicó mejor los promedios de OD en PM2 y la PPacu a partir del día 12 lo hizo con las varianzas de OD en PM1. La relación positiva entre el promedio de OD en PM2 y la PPacu registrada en OC significó que a mayor cercanía entre los sitios de medición de OD y PP se detectaron correlaciones entre estas variables en el río Zahuapan, tal como lo mencionan Chapman *et al.* (2000) para pequeñas corrientes. Respecto a las correlaciones significativas negativas entre las varianzas de OD y PPacu registrada en las cinco EC y en el OC, mostraron que la variabilidad de las concentraciones de OD pudiera estar relacionada con la PP registrada en estaciones cercanas o distantes (p. ej., 30 km) del sitio de medición de OD.

Conclusiones

Antes y durante la temporada de lluvias, las temperaturas de la corriente fueron mayores que las temperaturas ambientales, pero no sobrepasaron el límite establecido en la normatividad mexicana. La relación entre la temperatura ambiente y la temperatura de la corriente resultó significativa. Los coeficientes de correlación entre las concentraciones de OD y la temperatura de la corriente fueron significativos negativos antes y durante la temporada de lluvias, y positivos después de esta temporada. La relación negativa entre estas variables es comparable a la reportada en la literatura, pero no se ha reportado una correlación positiva, por lo que es necesario continuar con este tipo de estudios.

Las concentraciones promedio en PM1 fueron diferentes de manera significativa en relación con las de PM2. Antes y en la temporada de lluvias, los valores de OD, durante las horas de medición, tuvieron tendencias atípicas; después de lluvias, las tendencias fueron comparables con las reportadas en la literatura.

Se obtuvieron coeficientes de correlación positivos entre los promedios de OD y la precipitación acumulada, y coeficientes negativos entre las varianzas de OD y la precipitación acumulada. Los coeficientes de correlación positivos mostraron que las precipitaciones pluviales aumentaron las concentraciones de OD y los coeficientes negativos mostraron que las lluvias redujeron las variaciones de las concentraciones de OD. Sin embargo, estos efectos de las lluvias sobre el OD fueron observables de 8 a 12 días después del inicio de una serie de días de lluvias.

Agradecimientos

A la empresa Aquatec-México S.A. de R.L., por facilitar los electrodos utilizados en este trabajo.

Referencias

- Abowei, J. F. N. (2010). Salinity, Dissolved Oxygen, pH and Surface Water Temperature Conditions in Nkoro River, Niger Delta, Nigeria. *Advance Journal of Food Sciences Technology*, 2(1), 36-40.
- Barceló, Q. I., López, G. E., Solís, C. H., Domínguez, M. E., & Gómez, S. S. (2012). Water Quality Assessment of Jose Antonio Alzate Dam, the Lerma River and its Tributaries in the State of Mexico, Mexico. *Journal of Environmental Protection*, 3, 878-888, doi:10.4236/jep.2012.328103.
- Bayram, A., Önsoy, H., Numan, B. V., & Akinci, G. (2013). Influences of Urban Wastewaters on the Stream Water Quality: A Case Study from Gumushane Province, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 1285-1303, doi: 10.1007/s10661-012-2632-y.
- Bellos, D., & Sawidis, T. (2005). Chemical Pollution Monitoring of the River Pinios (Thessalia-Greece). *Journal of Environmental Management*, 76(4), 282-292, doi: 10.1016/j.jenvman.2005.01.027.
- Bernot, M. J., & Wilson, K. P. (2012). Spatial and Temporal Variation of Dissolved Oxygen and Ecosystem Energetics in Devils Hole, Nevada. *Western North American Naturalist*, 72(3), 265-275, doi: <http://dx.doi.org/10.3398/064.072.0301>.
- Caraco, N. F., Cole, J. J., & Strayer, D. L. (2006). Top-Down Control from the Bottom: Regulation of Eutrophication in a Large River by Benthic Grazing. *Limnology and Oceanography*, 51(1), part 2, 664-670, doi: [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)056\[0219:VPAEOO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2006)056[0219:VPAEOO]2.0.CO;2).
- CEAT (2012). *Documentos: monitoreo del río*. Comisión Estatal del Agua de Tlaxcala. Recuperado de http://www.ceat.gob.mx/?page_id=3605.
- CGE (1997). *Diagnóstico preliminar de la contaminación del río Zahuapan, Tomo II*. Tlaxcala, México: Coordinación General de Ecología, Gobierno del Estado de Tlaxcala.
- Chapman, L. J., Chapman, C. A., Crisman, T. L., & Prenger, J. (2000). Predictors of Seasonal Oxygen Levels in an Ugandan Swamp/River System: A 3-Year Profile. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 27, 3048-3053.
- Conagua (2013). *Solicitud de información pública o de acceso a datos personales: número de folio 1610100040213*. Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <http://www.infomex.org.mx/gobiernofederal>.
- Conagua (2012). *Pronostican menos ciclones tropicales en temporada 2012*. Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Avisos/Aviso%20009-12.pdf>.
- Conagua (2010). *Estadísticas del agua en la cuenca del río Balsas, 2010*. México, DF: Comisión Nacional del Agua, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- García, R. J., Molina, A. F. I., Quiroz, C. H., Trujillo, J. P., & Díaz, V. M. (2011). Distribución y sistemática del fitoplancton a lo largo del río Amacuzac (Morelos, México). *Acta Universitaria*, 21(2), 11-23.
- Graves, G. A., Wan, Y., & Fike, D. L. (2004). Water quality characteristics of storm water from major land uses in south Florida. *Journal of the American Water Resources Association*, 40(6), 1405-1419.
- Guzmán, C. G., Ramírez, E. M., Thalasso, L. F., Rodríguez, N. S., Guerrero, B. A. L., & Avelar, G. F. J. (2011). Evaluation of Pollutants in Water and Sediments of the San Pedro River in the State of Aguascalientes. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*, 27(1), 17-32.
- Harrison, J. A., Matsun, P. A., & Fendorf, S. E. (2005). Effects of a Diel Oxygen Cycle on Nitrogen Transformations and Greenhouse Gas Emissions in a Eutrophied Subtropical Stream. *Aquatic Sciences*, 67(3), 308-315.
- He, J., Chu, A., Ryan, M. C., Valeo, C., & Zaitlin, B. (2011). Abiotic Influences on Dissolved Oxygen in a Riverine Environment. *Ecological Engineering*, 37(11), 1804-1814, doi:10.1016/j.ecoleng.2011.06.022.
- Huggins, D. G., & Anderson, J. (2005). *Dissolved Oxygen Fluctuation Regimes in Streams of the Western Corn Belt Plains Ecoregion*. Kansas Biological Survey, Central Plains

- Center for BioAssessment. Kansas: University of Kansas, prepared in Fulfillment of USEPA Award X7-99790401, Report No. 130.
- INEGI (2010). *Documento técnico descriptivo de la red hidrológica escala 1:50000, edición: 2.0*. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Recuperado de http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro.
- Kaenel, B. R., Buehrer, H., & Uehlinger, U. (2000). Effects of Aquatic Plant Management on Stream Metabolism and Oxygen Balance in Streams. *Freshwater Biology*, 45(1), 85-95.
- Klose, K., Cooper, S. D., Leydecker, A. D., & Kreitler, J. (2012). Relationships among Catchment Land Use and Concentrations of Nutrients, Algae, and Dissolved Oxygen in a Southern California River. *Freshwater Science*, 31(3), 908-927, doi: 10.1899/11-155.1.
- López, L. E., & Hansen, A. M. (2013). *Determinación del estado de salud e indicadores biológicos para la evaluación de la recuperación del río Apatlaco. Informe final*. Conacyt-IPN-IMTA, julio 2013. Recuperado de <http://repositorio.imta.mx:8080/cenca-repositorio/handle/123456789/954>.
- Master, G. M. (2008). *Introduction to Environmental Engineering and Science* (3rd Edition). Englewood Cliffs, USA: Prentice Hall.
- Metcalf & Eddy Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4th Edition). New York: McGraw- Hill Higher Education.
- Montes, R. T., Navarro, I., Domínguez, R., & Jiménez, B. (2013). Modificación de la capacidad de autodepuración del río Magdalena ante el cambio climático. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(5), 71-83.
- Mulholland, P. J., Houser, J. N., & Maloney, K. O. (2005). Stream Diurnal Dissolved Oxygen Profiles as Indicators of In-Stream Metabolism and Disturbance Effects: Fort Benning as a Case Study. *Ecological Indicators*, 5(3), 243-252, doi: 10.1016/j.ecolind.2005.03.004.
- Muñoz, N. H., Suárez, S. J., Vera, R. A., Orozco, F. S., Batlle, S. J., Ortiz, Z. J. A., & Mendiola, A. J. (2012). Demanda bioquímica de oxígeno y población en la subcuenca del río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(1), 27-38.
- Ridanović, L., Ridanović, S., Jurica, D., & Spasojević, P. (2010). *Evaluation of Water Temperature and Dissolved Oxygen Regimes in River Neretva* (pp. 1-10) Ohrid, Republic of Macedonia: BALWOIS 2010.
- Riley, A. J., & Dodds, W. K. (2013). Whole-Stream Metabolism: Strategies for Measuring and Modeling Diel Trends of Dissolved Oxygen. *Freshwater Science*, 32(1), 56-69, doi: 10.1899/12-058.1.
- Sand-Jensen, K., & Pedersen, N. L. (2005). Differences in Temperature, Organic Carbon and Oxygen Consumption among Lowland Streams. *Freshwater Biology*, 50(12), 1927-1937, doi: 10.1111/j.1365-2427.2005.01436.x.
- Sedue (1985). *Proyecto de ordenamiento ecológico de la cuenca alta del río Balsas, con atención a la microrregión del río Zahuapan*. Contrato núm. 412-009-85. México, DF: Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, Análisis y Soluciones, S.C.
- Sedue (1989). CE-CCA-001/89. CE-CCA-001/89: Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. *Diario Oficial de la Federación*. México, DF: Estados Unidos Mexicanos, Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología.
- Shields, F. D. Jr., & Knight, S. S. (2012). Significance of Riverine Hypoxia for Fish: The Case of the Big Sunflower River, Mississippi. *Journal of the American Water Resources Association*, 48(1), 170-186, doi: 10.1111/j.1752-1688.2011.00606.x.
- Statsoft, Inc. (2007). Statistica (Data Analysis Software System), version 8.0. Recuperado de www.statsoft.com.
- Tafangenyasha, C., Marshall, B. E., & Dube, L. T. (2010). The Diurnal Variation of the Physico-Chemical Parameters of a Lowland River Flow in a Semi-Arid Landscape with Human Interferences in Zimbabwe. *International Journal of Water Resources and Environmental Engineering*, 2(6), 137-147.
- Wehmeyer, L. L., & Wagner, C. R. (2011). *Relation between Flows and Dissolved Oxygen in the Roanoke River between Roanoke Rapids Dam and Jamesville, North Carolina, 2005-2009* (pp. 2011-5040). Reston, USA: U.S. Geological Survey.
- Wenner, E., Sanger, D., Arendt, M., Holland, A. F., & Chen, Y. (2004). Variability in Dissolved Oxygen And Other Water-Quality Variables within the National Estuarine Research Reserve System. *Journal of Coastal Research, Special Issue 45*, 17-38, doi: <http://dx.doi.org/10.2112/SI45-017.1>.
- Wilding, T. K., Brown, E., & Collier, K. J. (2012). Identifying Dissolved Oxygen Variability and Stress in Tidal Freshwater Streams of Northern New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(10), 6045-6060, doi: 10.1007/s10661-011-2402-2.

Dirección institucional de los autores

Dr. Hipólito Muñoz
 Dr. Saturnino Orozco
 M.C. Andrea Vera
 Dr. Juan Suárez
 Dr. José Jiménez

Universidad Autónoma de Tlaxcala
 Facultad de Agrobiología
 Benito Juárez núm. 3
 90250 Tlaxco, Tlaxcala, MÉXICO
 Teléfono: +52 (241) 4961 589
hipolito78@hotmail.com
orosat80@hotmail.com
cambisol@hotmail.com
jsuarezs71@hotmail.com
josejilo@hotmail.com

Dra. Edelmira García

Universidad Autónoma de Tlaxcala
Centro de Investigación en Genética y Ambiente
Autopista Texmelucan-Tlaxcala km 10.2
90120 Ixtacuixtla, Tlaxcala, MÉXICO
Teléfono: +52 (248) 4815 500
mirosgn@yahoo.com.mx.

Lic. Mercedes Neria

Calle Pedro Pérez Núm. 80
90660 Cuaxomulco, Tlaxcala, MÉXICO
meneri_20@hotmail.com.



Haga clic aquí para escribir al autor

Monitoreo de humedad en suelo a través de red inalámbrica de sensores

• María Flores-Medina • Francisco Flores-García • Víctor Velasco-Martínez •
Instituto Tecnológico de la Laguna, México

• Guillermo González-Cervantes* •
Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México

*Autor de correspondencia

• Francisco Jurado-Zamarripa •
Instituto Tecnológico de la Laguna, México

Resumen

Flores-Medina, M., Flores-García, F., Velasco-Martínez, V., González-Cervantes, G., & Jurado-Zamarripa, F. (septiembre-octubre, 2015). Monitoreo de humedad en suelo a través de red inalámbrica de sensores. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 75-88.

El agua se ha convertido en un recurso escaso y es primordial para la producción de alimentos. Por esto, la generación de nuevos métodos para la administración y cuidado del vital recurso es cada día más necesaria. En este artículo se presenta un sistema que facilita el monitoreo continuo de la humedad del suelo basado en una nueva tecnología de comunicación: Red Inalámbrica de Sensores (RIS), tecnología emergente que se ha estado utilizando en el ámbito agrícola en los últimos años. Como parte del sistema, se diseñan y desarrollan tres nodos sensores enfocados al monitoreo de humedad en suelo. Se seleccionaron y acoplaron sensores que miden la humedad del suelo con el principio de reflectometría en el Dominio de la Frecuencia (RDF); se describe el método de calibración con el método volumétrico como referencia para obtención de los parámetros de ajuste en los nodos sensores de la RIS. Se diseñó una interfaz para visualización y almacenamiento de la información de la RIS; la información fue enlazada a una cuenta Dropbox para accederla de forma remota. Se presenta después la instalación del sistema RIS en condiciones controladas como prueba y validación de la estabilidad y funcionamiento del sistema en el monitoreo de la humedad del suelo. Finalmente se analiza la importancia de la contribución de esta nueva tecnología, para facilitar el monitoreo de la humedad en suelo y otras variables en los ciclos de cultivo.

Palabras clave: humedad de suelo, redes inalámbricas de sensores, sistema de monitoreo automático.

Abstract

Flores-Medina, M., Flores-García, F., Velasco-Martínez, V., & González-Cervantes, G., & Jurado-Zamarripa, F. (September-October, 2015). Monitoring Soil Moisture using a Wireless Sensor Network. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(5), 75-88.

Water has become a scarce resource and is crucial to the production of food. Therefore, it is increasingly necessary to generate new methods to manage and conserve this vital resource. This article presents a system that helps to continuously monitor soil moisture using a new communications technology— Wireless Sensor Networks (WSN). This is an emerging technology that has been used in agriculture over recent years. Part of the system includes the design and development of three sensor nodes to monitor soil moisture. Sensors were selected and coupled to measure soil moisture using the principle of Frequency Domain Reflectometry. The calibration method is described, which is based on the volumetric method as a reference to obtain fit parameters for the WSN nodes. An interface was designed to display and store the WSN information and the information was linked to a Dropbox account for remote access. The study presents the installation of the WSN system under controlled test conditions as well as the validation of the stability and functioning of the system for monitoring soil moisture. Lastly, the importance of this new technology to aid the monitoring of soil moisture and other variables in the crop cycles is analyzed.

Keywords: Soil moisture, wireless sensor network, automated monitoring system.

Recibido: 12/12/2014

Aceptado: 02/06/2015

Introducción

El agua es uno de los recursos indispensables para que los alimentos sean producidos de forma correcta y posean buena calidad, así como los nu-

trientes necesarios para que puedan ser llevados a la mesa de los hogares (Muñoz-Arboleda, 2009).

La problemática del agua en zonas desérticas ha aumentado con la escasez de agua en el mundo. La Laguna, formada por las principales

ciudades productoras de la región, pertenece a una zona semidesértica, que enfrenta desde hace años la problemática del abastecimiento de agua dirigido a su población y a sus múltiples actividades industriales (Guzmán-Soria *et al.*, 2006). La agricultura es uno de los sectores con mayor consumo de agua (80%) en la producción de alimentos (Pfister, Bayer, Koehler, & Hellweg, 2011) y la actividad agrícola es de las más sobresalientes en la Comarca Lagunera. Por esto se han comenzado a investigar alternativas para mejorar la productividad de este recurso.

Para lograr un proceso de cultivo eficiente y evitar el desperdicio de agua, es necesario conocer las necesidades hídricas de cada cultivo. Para ello se debe evaluar el comportamiento del agua en el sustrato, determinar su frecuencia de riego y la cantidad a suministrar, sin llegar al derroche (Santos-Pereira, De-Juan-Valero, Picornell-Buendía, & Martín-Benito, 2010). Conocer y monitorear la humedad de suelo en los cultivos es parte fundamental del análisis del balance hídrico de las plantas, pues ayuda a la determinación de humedad aprovechable para ellas, evaluar la pérdida de agua por evaporación y drenado, analizar qué tipo de sustrato es el adecuado acorde con el comportamiento de agua-suelo-planta y las condiciones climáticas que favorezcan el cultivo que se está produciendo (Salcedo-Pérez *et al.*, 2007).

Existen métodos directos o indirectos para la medición de la humedad en suelo (Santos-Pereira *et al.*, 2010). Los métodos directos se llevan a cabo de forma manual por los especialistas: requieren tiempo, instalaciones especiales, equipos y de manera continua se afecta el área de cultivo. Los métodos indirectos miden *in situ*. Se constituyen por dispositivos especiales con diferentes principios de funcionamiento (Florentino, 2006). A pesar de que los métodos indirectos son más rápidos y precisos, se tiene el inconveniente de que se requiere llevar a campo equipos que interpreten, extraigan y almacenen los datos, como los data logger, o establecer instalaciones especiales y costosas para el instrumental de medición. Por tanto, en ambos métodos se vuelve difícil la obtención y

monitoreo continuo de la variable, complicando el registro y la observación de los cambios de humedad en el suelo que se da en los ciclos de cultivo.

Una tecnología que se ha estado implementando en diferentes áreas (Luo, 2012) son las redes inalámbricas de sensores (RIS o WSN, por sus siglas en inglés). Una RIS consiste de varios módulos electrónicos (nodos sensores) que tienen acoplados diferentes sensores cada uno. Los nodos sensores son distribuidos en un área general a monitorear. Cada nodo sensor mide de forma puntual las variables, utilizando los sensores que le fueron incorporados, para luego procesar esta información. Después la información en el nodo sensor es transmitida de modo estratégico e inalámbrico entre los demás nodos sensores de la RIS o de manera directa a un nodo coordinador. El nodo coordinador por lo común es conectado a un servidor, donde se registra toda la información de la RIS (García, Bri, Sendra, & Lloret, 2010; Hema, Murugan, & Chitra, 2012; Kumar, Øvsthus, & Kristensen, 2014; Rawat, Singh, Chaouchi, & Bonnin, 2014).

Los sistemas RIS realizan un monitoreo continuo de variables sin necesidad de un mantenimiento continuo a la electrónica. Los componentes de la RIS deben ser diseñados y acoplados según las necesidades de la aplicación, para que sea un sistema desatendido y fiable. Los nodos sensores pueden ser alimentados por energías renovables, haciéndolos una tecnología autónoma y sustentable (Seah, Eu, & Tan, 2009). Como la comunicación de datos utiliza un medio inalámbrico, su instalación es sencilla y los costos son más accesibles: los sistemas RIS facilitan el acceso a la información desde una oficina sin necesidad de ir a campo. Una RIS puede formar parte de un sistema de control, haciendo que los nodos sensores lleven a cabo acciones como abrir válvulas de control de riego, encender ventiladores, extractores o aparatos de clima, accionar aspersores, etc., convirtiéndose en redes inalámbricas de sensores y actuadores (RISA) (Aqeel-ur-Rehman *et al.*, 2010; Matijevics & János, 2010).

Los sistemas basados en RIS han sido utilizados para facilitar el monitoreo de variables agrícolas y meteorológicas (Aqeel-ur-Rehman, Azafar-Abbasi, Islam, & Ahmed-Shaikh, 2014; Mathurkar & Chaudhari, 2013; Mercado *et al.*, 2012; Wang, Zhang, & Wang, 2006), ya sea en campo abierto (Escolar-Díaz, Carretero-Pérez, Calderón-Mateos, Marinescu, & Bergua-Guerra, 2011; Gopalakrishna-Moorthy, Yaashuwanth, & Venkatesh, 2013; Hwang, Shin, & Yoe, 2010; Patil, Davande, & Mulani, 2014; Santhosh & K-Paulose, 2012; Yu, Pute, Han, & Zhang, 2013) o en invernaderos (Chaudhary, Nayse, & Waghmare, 2011; Kasaei, Kasaei, & Kasaei, 2011). También han ayudado al monitoreo de diferentes cultivos con estructuras de red pequeñas o grandes (Ruiz-García, Lunadei, Barreiro, & Robla, 2009).

En investigaciones recientes se habla de aplicaciones de sistemas basados en RIS enfocadas al monitoreo de humedad en suelo para administrar y aprovechar al máximo el consumo de agua en cultivos (Khan, Ali, Suryani, Ahmad, & Zakarya, 2013; Kotamäki *et al.*, 2009; Majone *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2011). La figura 1 muestra la estructura y dispersión de un sistema basado

en RIS para monitoreo de humedad del suelo en agricultura.

El Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera (CENID-RASPA) del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) y el Instituto Tecnológico de la Laguna (ITL), colaboran en la creación de nuevos instrumentos basados en RIS para el monitoreo de variables en cultivos en tiempo real, ya sea en campo abierto o invernadero.

En este artículo se presenta el diseño de un primer sistema prototipo utilizando RIS, enfocado a facilitar el monitoreo continuo de humedad en suelo. También se presenta el diseño de una interfaz para observación y almacenamiento de los datos. Se describe el proceso de calibración y la integración de las sondas de humedad con los nodos sensores que conforman la RIS, así como la validación operativa del sistema en un invernadero.

Material y métodos

Las pruebas del sistema RIS para el monitoreo de la humedad en suelo se realizaron en un

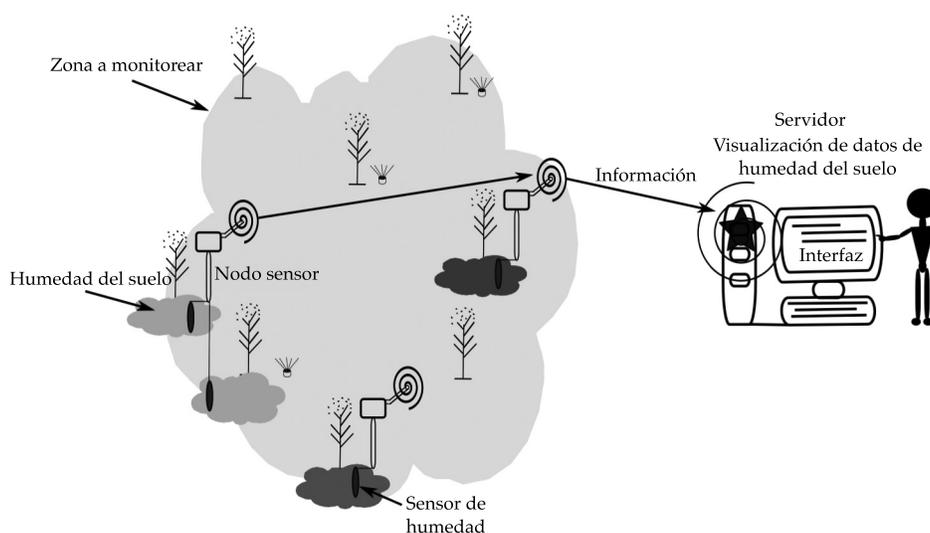


Figura 1. Modelo conceptual de un sistema de monitoreo de humedad en suelo basado en RIS.

invernadero en la ciudad de Torreón, Coahuila, México (latitud 25° 35' 31.7", longitud -103° 22' 40"). En este invernadero se cultiva una planta ornamental (*Caladium bicolor*) (Ortiz-Sanchez et al., 2013), que para esta investigación se consideró como un estudio de caso.

Características de la RIS

El sistema está formado por tres prototipos de nodos sensores a los cuales les fueron adaptados sondas que miden humedad en suelo, un nodo coordinador y una interfaz gráfica de usuario. Los nodos sensores están contruidos con la tecnología RIS Waspote PRO Libelium (Libelium, Zaragoza, España).

El nodo sensor 1 tiene adaptados dos sondas de humedad VH400 (SH5 y SH6) para medir humedad en suelo. También le fue integrado el sensor SHT11 (THP1) para medir temperatura ambiental, humedad relativa y punto de rocío. Al nodo sensor 2 se le adaptaron cuatro sondas de humedad VH400 (SH1, SH2, SH3 y SH4) y al nodo sensor 3 se le incorporó sólo una sonda de humedad VH400 (SH7).

La sonda o sensor VH400 (Vegetronix, River-ton, Estados Unidos) es de alta frecuencia, que mide humedad de suelo con respuesta lineal por tramos, con un rango de 0 a 50% VWC. Es un método indirecto que utiliza el principio de reflectometría en el dominio de la frecuencia (RDF) (Vita-Serman, Schugurensky, Carrión, & Rodríguez, 2006). La sonda emplea el principio de emisión de señales de radiofrecuencia, donde la señal reflejada es proporcional a la humedad de suelo existente (Capraro et al., 2008).

El sensor SHT11 (Sensirion, Stäfa, Suiza) maneja rangos de temperatura entre -40 y 123.8 °C, con precisión de ± 0.4 °C, humedad relativa de 0 a 100% HR, con precisión de $\pm 3\%$ HR, y a partir de estas dos variables se calcula el porcentaje de punto de rocío, según lo especificado en la hoja de datos del sensor. Ambos sensores son de bajo costo, buena precisión en su rango de trabajo y bajo consumo energético.

Cada uno de los nodos posee un panel solar de 7.2V (Libelium, Zaragoza, España), que

aprovecha la radiación solar de la región para recargar de manera continua la batería de litio de 6 600 mAh (Libelium, Zaragoza, España), que alimenta la electrónica del nodo sensor y los sensores.

Interfaz

La interfaz de usuario fue programada como un añadido en la plataforma de *software* libre *Quantum GIS* (QGIS) *Lisboa* v. 1.8 (OSGeo, Beaverton, Estados Unidos). Consiste en una ventana con una fila para cada nodo sensor perteneciente a la red, donde se puede observar la información de la última transmisión de datos recibidos. Por otra parte, los datos de eventos anteriores se van almacenando en archivos de texto csv. Los archivos de texto se almacenan en relación nodo sensor-fecha y cada archivo posee los datos monitoreados de un día completo del nodo sensor. Estos datos fueron enlazados a una cuenta de la nube Dropbox (Dropbox, Inc., San Francisco, USA), para que puedan ser observados desde otras ubicaciones. La figura 2 muestra la interfaz de usuario.

Cada nodo sensor realiza un ciclo de despertar, realizar y procesar mediciones, transmitir, esperar comandos por un minuto y dormir 14 minutos para el ahorro de energía. La interfaz puede mandar parámetros de configuración durante el tiempo de espera de cada sensor. Los datos transmitidos por cada nodo sensor son fecha, hora y el valor en los sensores agrícolas. También transmite otros datos técnicos para monitorear el correcto funcionamiento del sistema, como el nivel de batería. La interfaz cuenta con un botón de "Añadir Capa", que después permitirá añadir la capa vectorial de los datos capturados al SIG, *Quantum GIS* (QGIS).

Calibración de las sondas de humedad

A un volumen de 1 000 cm³ del sustrato lombri-composta se le añadió agua en incrementos de diferentes volúmenes conocidos. El sustrato fue secado antes por 24 horas en un horno a 105 °C. En cada incremento de agua se tomó la lectura



Figura 2. Interfaz gráfica en QGIS.

con cada sonda. Se calculó la relación de contenido volumétrico de agua (VWC, por sus siglas en inglés, equivalente a las unidades $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3} \%$ o $\theta_v \%$) de las muestras y el VWC leído por las sondas, usando las ecuaciones de fabricante. Se obtuvo el error promedio de la comparativa de los dos VWC. Estos errores se presentan en el cuadro 1 de la sección de resultados.

Se realizó un ajuste en cada sonda. Utilizando las ecuaciones de fabricante, se calcularon los voltajes esperados para el VWC de cada muestra. Se obtuvo el error promedio de voltaje de cada sonda. Este error promedio se programó como *offset* en cada sonda. Se recalcularon los VWC con las ecuaciones de fabricante, utilizando los voltajes de calibración. Después se calcularon los intervalos de confianza de cada uno de los errores promedio a 95%, utilizando las diferentes muestras realizadas. Los resultados se tienen en el cuadro 1.

Instalación de la RIS

El invernadero donde fue instalado el sistema es tipo tubulado forrado de polietileno, cubierto de malla sombra. Las medidas son 50 m de largo, 10 m de ancho y 6 m de altura. En el interior del invernadero existe un sistema de aire lavado para disminuir la temperatura y aumentar la humedad relativa; dos extractores en la parte frontal están continuamente activados para extraer el aire caliente. En la primera mitad del invernadero se maneja un sistema de nebulización extrafino para la humidificación del ambiente.

Se colocaron los nodos sensores del sistema en tres secciones experimentales del invernadero (figura 3). El nodo sensor 1 fue instalado en una superficie de suelo de 18 m x 3 m, que tiene un sustrato mixto, donde se tienen varias líneas de plantas. Cada línea se riega con un sistema de cintilla. En un primer grupo de

Cuadro 1. Resultados de calibración de sondas.

Sensor	Error promedio VWC sin ajuste ($\text{cm}^3/\text{cm}^3 \%$)	Offset de ajuste en voltaje (V)	Error promedio VWC con ajuste ($\text{cm}^3/\text{cm}^3 \%$)	I.C. 95% error promedio VWC con ajuste ($\text{cm}^3/\text{cm}^3 \%$)
SH1	-27.5662	-0.7446	0.2771	± 1.2458
SH2	-26.3693	-0.7018	-1.8720	± 2.2766
SH3	-23.0769	-0.5789	-1.7680	± 2.1912
SH4	-10.6266	-0.3624	-0.3051	± 1.0500
SH5	-28.7696	-0.8347	-0.6428	± 1.2339
SH6	-12.2114	-0.3689	-0.6849	± 1.7369
SH7	-32.5981	-0.8607	-1.8494	± 2.6314

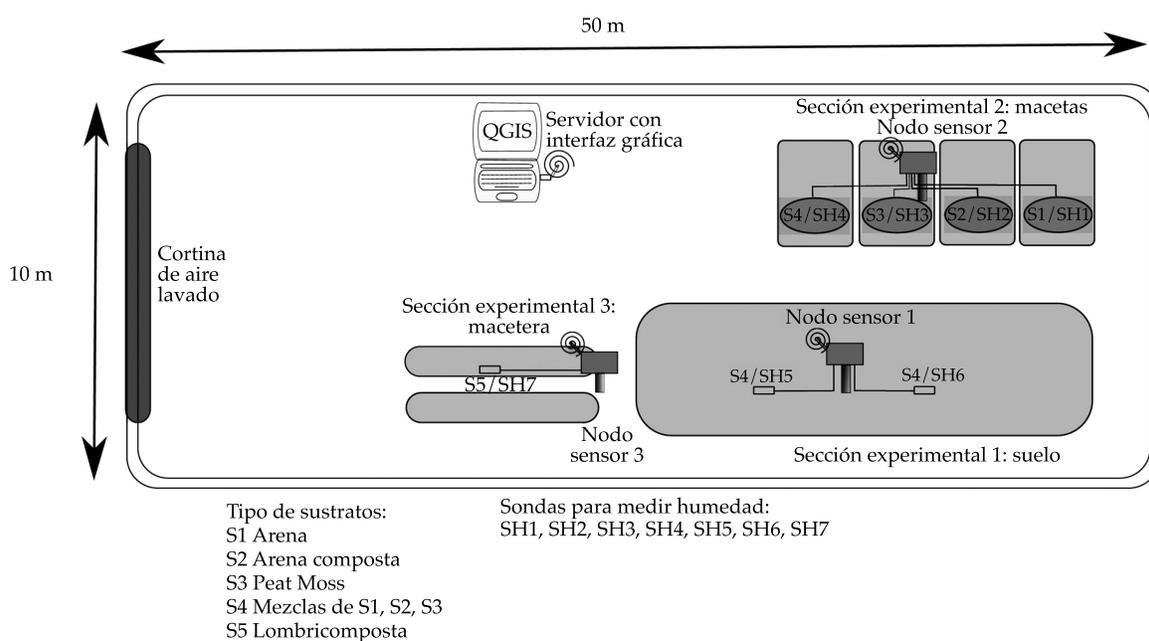


Figura 3. Esquema de instalación del sistema en invernadero de cultivo de caladio.

plantas se colocó la sonda SH5 y, en otro grupo, la sonda SH6. El nodo sensor 2 se instaló en la sección 2, donde se estaba realizando un estudio en cuatro grupos de macetas; cada grupo tenía un diferente tipo de sustrato. En una maceta de cada grupo se colocaron las sondas SH1, SH2, SH3 y SH4. El nodo sensor 3 está en una macetera de madera con medidas de 3 m x 40 cm, donde se tenía otro sustrato diferente a los anteriores. Todas las sondas se

instalaron en la superficie del sustrato, cerca de la raíz de la planta y alejadas de la salida de agua del sistema de riego para no afectar las lecturas.

Los paneles solares se colocaron en la parte superior de cada nodo a 23° de línea vertical con orientación hacia el sur, para aprovechar más la radiación solar. A unos metros de las secciones experimentales se conectó a una computadora un nodo coordinador, Waspote Libelium

(Libelium, Zaragoza, España), donde se instaló el QGIS Lisboa v. 1.8 y la interfaz de usuario diseñada.

Se monitoreó humedad de suelo en los diferentes secciones, las 24 horas del día con eventos de datos cada 15 minutos por un periodo de seis días. El nodo sensor 3 se incorporó el segundo día del periodo experimental.

Resultados

La figura 4 muestra los nodos sensores instalados físicamente (figura 4a, 4b y 4c) y la forma en que se instalaron las sondas en la superficie del sustrato (figura 4d).

El cuadro 1 contiene los errores promedio antes y después del ajuste. También incluye los intervalos de confianza y el *offset* programado de cada sonda.

La figura 5 muestra el comportamiento de las sondas con calibración para cada uno de los nodos sensores.

La figura 6 muestra el monitoreo continuo de los tres nodos sensores durante el periodo de prueba.

Discusión

Sondas

Con el ajuste para cada una de las sondas, el error disminuyó de **manera considerable**, como puede observarse al comparar los errores promedio del cuadro 1. La sonda SH7 presentó el mayor de los errores incluso con el ajuste realizado. En la figura 5c se observa la saturación de la sonda SH7, presentando una respuesta menor de 50% VWC asegurada por el fabricante. También menciona que no se requiere de una calibración (Vegetronix Inc., n.d.), sin embargo estos resultados sugieren lo contrario, ya que muestran un error de desplazamiento diferente para cada sonda. Además, el error presentado por la sonda SH7 (cuadro 1) indica que el error de desplazamiento puede causar que una sonda no cubra el rango indicado por el fabricante de 0 a 50% VWC. Las sondas deben ser calibradas

acorde con el sustrato donde se va a emplear. Los datos obtenidos de la calibración de cada sonda deben ser ajustados y programados en el nodo sensor correspondiente, de esto depende que el sistema posea alta precisión en las lecturas. El proceso de calibración se realizó en un sustrato, pero debe ser realizado para cada sustrato.

Comparadas con otros métodos para obtener la humedad del suelo, las sondas VH400 mostraron mayor sensibilidad a los cambios de humedad. Esto permitió a los nodos sensores dar una lectura rápida y confiable después del ajuste de calibración, sin necesidad de afectar el área donde se quiere conocer la humedad de suelo. El precio es más económico que otras con el mismo principio de funcionamiento.

Monitoreo

El sistema RIS monitoreó humedad de suelo en forma continua y estable durante el periodo de prueba, como se puede observar en las gráficas de la figura 6. La sonda SH2 tuvo un problema técnico durante este periodo, por lo cual se perdieron las lecturas de uno de los grupos de la sección 2. El comportamiento de la humedad superficial en cada grupo es distinto, esto por las diversas características de los sustratos. Se observa que el comportamiento es cíclico en los diferentes días. La planta es regada por la mañana, presentando su máximo de humedad de día. Luego la humedad comienza a descender en las horas pico de temperatura. Por la tarde presenta la humedad más baja registrada en el día. Después la humedad comienza a ascender, manteniendo esa tendencia durante toda la noche.

Interfaz

La interfaz de usuario permitió observar los datos en el momento en que fueron transmitidos (figura 2). Con los datos almacenados se realizó el análisis y graficado en la hoja de cálculo Excel 2007 (Microsoft Office, Redmond, USA). Sin embargo, la interfaz gráfica se diseñó en el



a) Nodo sensor 1



b) Nodo sensor 2



c) Nodo sensor 3



d) Instalación superficial de sondas VH400

Figura 4. Instalación de sistema en invernadero de caladío.

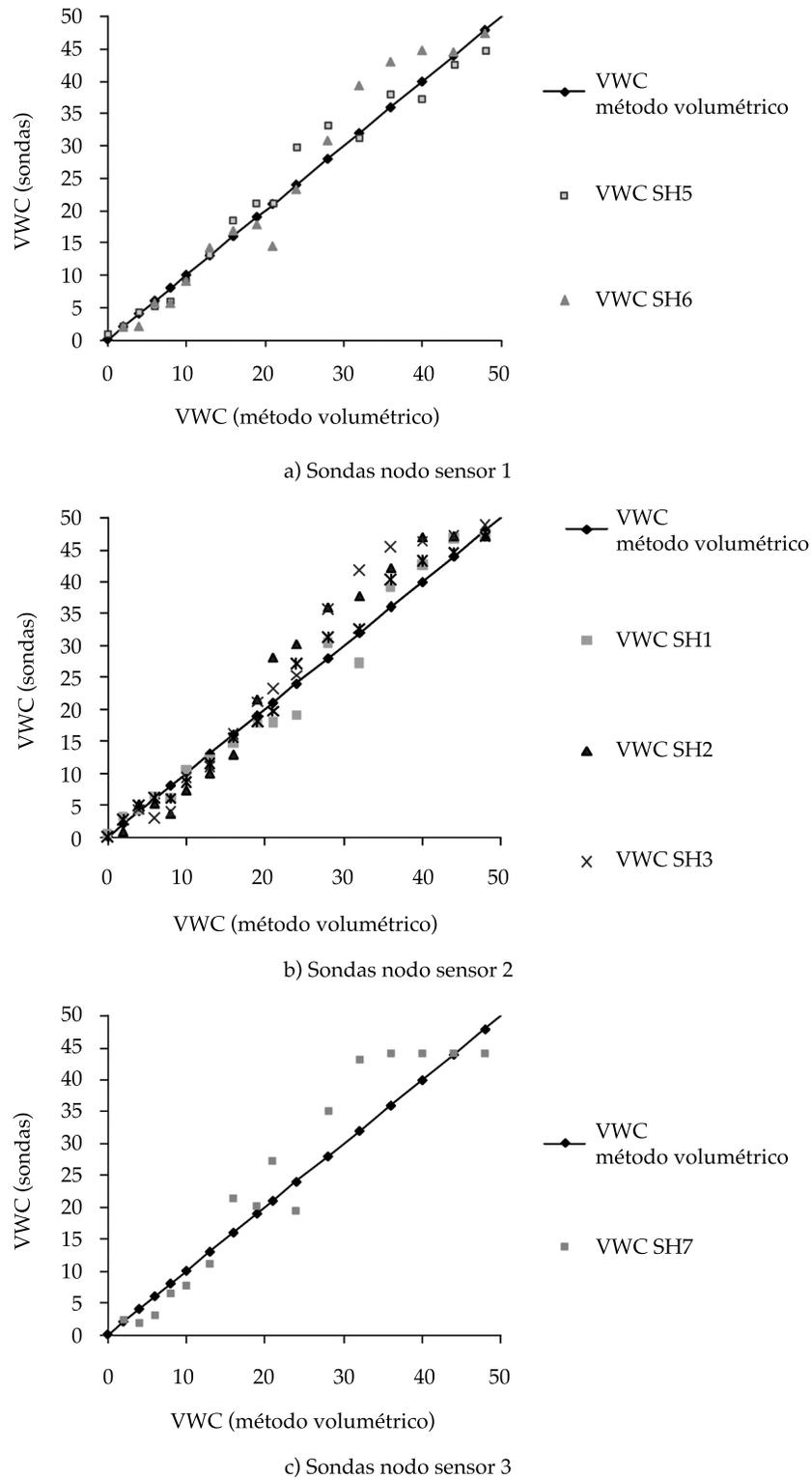
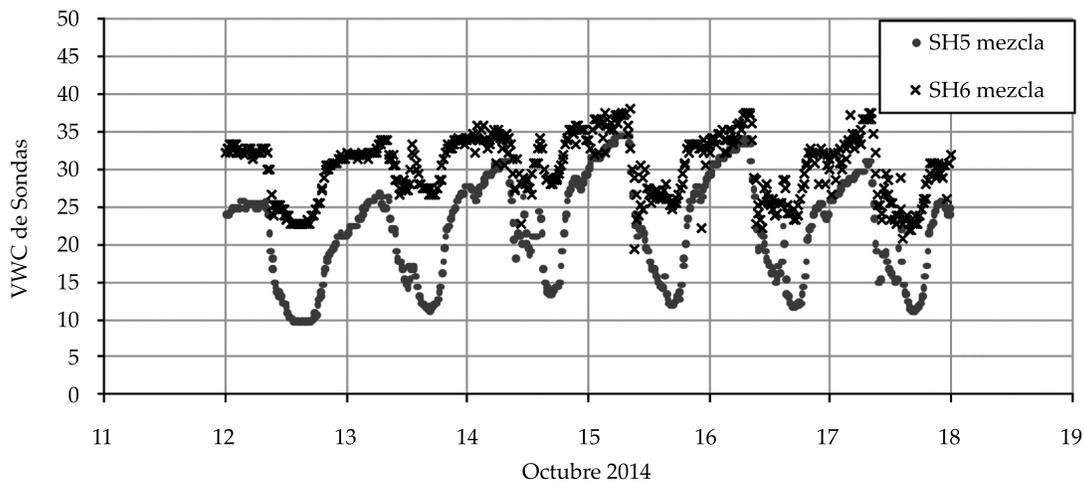
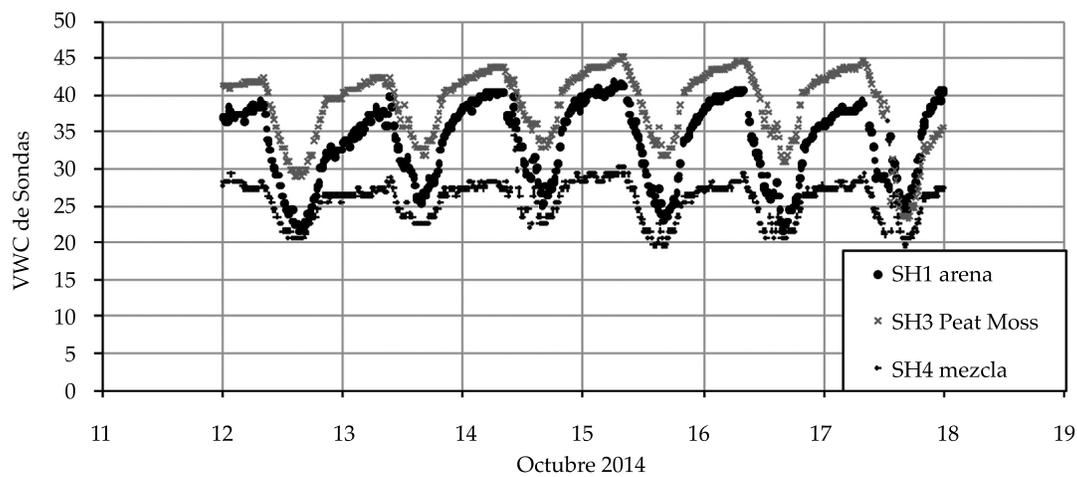


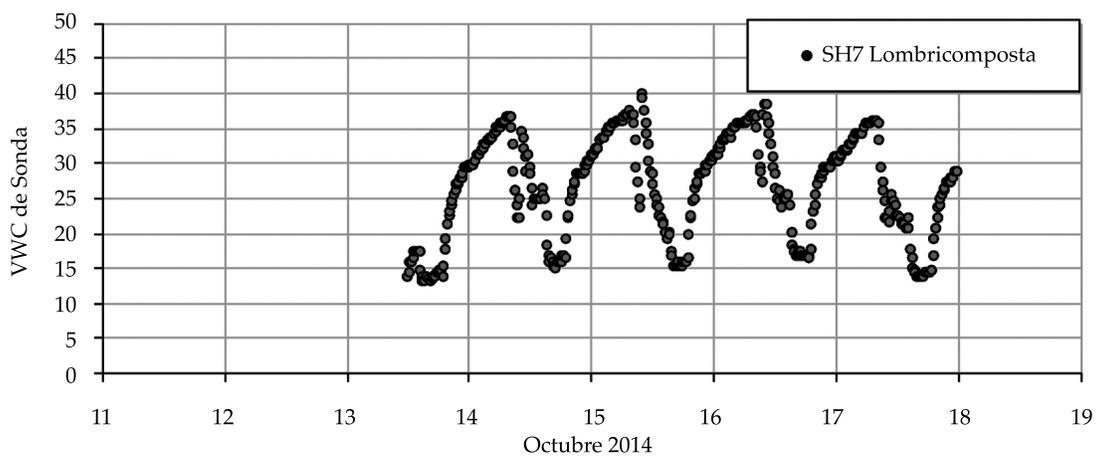
Figura 5. Respuesta de sondas con calibración.



a) Nodo sensor 1



b) Nodo sensor 2



c) Nodo sensor 3

Figura 6. Monitoreo continuo del sistema.

software de acceso libre QGIS. En la actualidad se está trabajando en una versión para acoplar trabajo realizado antes (Flores-Medina, Velasco-Martínez, Flores-García, & Cervantes-González, 2013) y ser validado en campo de cultivo. Esto permitirá visualizar y analizar la información con las herramientas de un SIG, almacenando la información en una base de datos *PostGIS* (Boluwade & Ferdinand, 2011; Steiniger & Hay, 2009).

Sistema

El ahorro de recursos no renovables como el agua es cada día más considerado en el ámbito científico y tecnológico. El enfoque del presente trabajo fue considerar y conocer la implementación de nuevas tecnologías que permitan mejorar precios, instalaciones y tiempos en la producción agrícola en la Laguna, para la administración de agua y otros recursos.

Varios países como España (López-Fidalgo, 2010; Valdiviezo, 2009), Estados Unidos (Lea-Cox, Kantor, Anhalt, Ristvey, & Ross, 2007), Argentina (Mercado *et al.*, 2012), India (Kar, De Sarkar, A., & Mukherjee, 2012), y otros (Arai, 2011; Ayday & Safak, 2009) han trabajado y planeado la administración de recursos de campo agrícola con la tecnologías RIS. En México se ha comenzado a estudiar e implementar esta tecnología para aplicación agrícola, como en el caso de la Universidad de Ensenada y la Universidad de Colima (Aquino-Santos, González-Potes, Edwards-Block, & Virgen-Ortiz, 2011; Aquino-Santos, Villaseñor-González, Rangel-Licea, Álvarez-Cárdenas, & Edwards-Block, 2010; Cárdenas-Tamayo, Lugo-Ibarra, & García-Macías, 2010). Considerando que en Ensenada poseen un clima similar al de la región Laguna (árido y caliente), la tecnología RIS ha dado buenos resultados, al igual que estos primeros pasos de investigación. Un sistema similar al de este estudio se está probando en La Paz, México (Gutiérrez, Villa-Medina, Nieto-Garibay, & Porta-Gándara, 2013). A diferencia del sistema propuesto, esa investigación va enfocada a enlazar los datos a un sitio Web.

Por otra parte, el sistema diseñado se enfoca al monitoreo de la variable humedad de suelo; sin embargo, los nodos sensores pueden trabajar con otros sensores para variables agrícolas o climáticas de interés, como en el caso del nodo sensor 1, que además de las sondas de humedad VH400 tiene implementado un sensor SHT11 de temperatura y otras variables. Se tiene la capacidad de instalar más sensores agrícolas en el mismo nodo sensor. Está preparado para trabajar no sólo en invernadero, que es un monitoreo a corta distancia, sino que se puede implementar en área de cultivo abierto a distancias más grandes, en diferentes cultivos y distintas condiciones agrícolas, siempre y cuando se considere la calibración de los sensores y los parámetros de comunicación de la RIS. Sin embargo, no se debe dejar de lado que es un instrumento para facilitar información a los especialistas, para el análisis de los eventos que ocurren en campo y darles elementos para la toma de decisiones.

Conclusiones

En la búsqueda de nuevas tecnologías para apoyar la optimación del uso de agua para la producción de cultivos, se encontró que el sistema propuesto basados en RIS es un instrumento que facilita el monitoreo de la medición de humedad del suelo, y puede formar parte de una nueva metodología para el monitoreo y administración del agua en la Comarca Lagunera. La descripción de la metodología de calibración de las sondas y obtención de parámetros de operación hacen que se pueda obtener una medición de la humedad de suelo confiable y rápida. La creación de una interfaz para visualizar y almacenar la información permitió tener la información disponible para su análisis y como un historial de eventos. El sistema proporcionó datos del contenido volumétrico de agua en tiempo real y de modo continuo, en condiciones controladas y presentando variaciones por los diferentes tipos de suelo. El sistema puede ser traspolado a campo con la debida calibración de los elementos y pretende ser un instrumento

que aporte información detallada y de precisión para observación de los aportes y pérdidas de agua que ocurren en los ciclos de riego. La información del monitoreo de humedad de suelo por el sistema RIS puede ser analizada y utilizada en la toma de decisiones por los expertos en el uso y manejo de agua en cultivos.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología, por becas para estudios de posgrado. A los Investigadores del INIFAP, por fomentar la creación de tecnología e innovación mexicana. Al propietario del invernadero, por hacer posible la implementación del sistema para su investigación, y a todo el equipo de trabajo que brindó alguna aportación en esta primera etapa de la investigación.

Referencias

- Aqeel-ur-Rehman, Azafar-Abbasi, A., Islam, N., & Ahmed-Shaikh, Z. (2014). A Review of Wireless Sensors and Networks' Applications in Agriculture. *Computer Standards & Interfaces*, 36(2), 263-270, doi:10.1016/j.csi.2011.03.004.
- Aqeel-ur-Rehman, Shaikh, Z. A., Yousuf, H., Nawaz, F., Kirmani, M., & Kiran, S. (2010). Crop Irrigation Control using Wireless Sensor and Actuator Network (WSAN). In *International Conference Information and Emerging Technologies (ICIET)* (pp. 1-5), doi:10.1109/ICIET.2010.5625669.
- Aquino-Santos, R., González-Potes, A., Edwards-Block, A., & Virgen-Ortiz, R. A. (2011). Developing a New Wireless Sensor Network Platform and its Application in Precision Agriculture. *Sensors*, 11(1), 1192-211, doi:10.3390/s110101192.
- Aquino-Santos, R., Villaseñor-González, L. A., Rangel-Licea, V., Álvarez-Cárdenas, O., & Edwards-Block, A. (2010). Performance Analysis of Routing Strategies for Wireless Sensor Networks. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, 52, 185-195.
- Arai, K. (2011). Wireless Sensor Network for Tea Estate Monitoring in Complementally Usage with Satellite Imagery Data Based on Geographic Information System (GIS). *International Journal of Ubiquitous Computing (IJUC)*, 1(2), 12-21.
- Ayday, C., & Safak, S. (2009). Application of Wireless Sensor Networks with GIS on the Soil Moisture Distribution Mapping. In *Symposium GIS Ostrava 2009 - Seamless Geoinformation Technologies* (pp. 1-6). Ostrava, Czech Republic. Retrieved from http://gis.vsb.cz/GIS_Ostrava/GIS_Ova_2009/sbornik/Lists/Papers/040.pdf
- Boluwade, A., & Ferdinand, A. (2011). The Design and Development of Spatial Database Management Systems (SDMS) for Hydrographic Studies using Coupled Open-Source GIS and Relational Database. Conceptual Design Logical Database design Physical Database Design Database Implementation. *The Pacific Journal of Science and Technology*, 12(1), 286-291.
- Capraro, F., Tosetti, S., Vita, F., Patiño, D., Schugurensky, C., & Fullana, R. (2008). Sistema de monitoreo continuo de la humedad en suelo para el control de riego en un olivar (*Olea europaea* L.) empleando LabVIEW (pp. 28-42). In *37° JAIIO. Jornadas de Inf. Ind. - Agroinformática (JII 2008 Agroinfo)*, Santa Fe, Argentina.
- Cárdenas-Tamayo, R. A., Lugo-Ibarra, M. G., & García-Macías, J. A. (2010). Better Crop Management with Decision Support Systems Based on Wireless Sensor Networks. In *7th International Conference on Electrical Engineering, Computing Science and Automatic Control (CCE 2010)* (pp. 412-417). Tuxtla Gutiérrez.
- Chaudhary, D. D., Nayse, S. P., & Waghmare, L. M. (2011). Application of Wireless Sensor Network for Greenhouse Parameter Control in Precision Agriculture. *International Journal of Wireless & Mobile Networks (IJWMN)*, 3(1), 140-149. doi:10.5121/ijwmn.2011.3113 140.
- Escolar-Díaz, S., Carretero-Pérez, J., Calderón-Mateos, A., Marinescu, M.-C., & Bergua-Guerra, B. (2011). A Novel Methodology for the Monitoring of the Agricultural Production Process Based on Wireless Sensor Networks. *Computers and Electronics in Agriculture*, 76(2), 252-265, doi:10.1016/j.compag.2011.02.004
- Florentino, A. (2006). Métodos para medir el contenido de agua en el suelo. *Venesuelos*, 14, 48-70.
- Flores-Medina, M. de J., Velasco-Martínez, V. D., Flores-García, F. G., & Cervantes-González, G. (2013). Sistema de Monitoreo y Análisis Basado en una Red Inalámbrica de Sensores y SIG para el Campo Agrícola. In A. Espinoza, J. L. Meza, M. F. J. Cepeda, & G. D. Guerrero (Eds.), *5º Encuentro Regional de Investigadores y 4º Encuentro de Jóvenes Investigadores*. (pp. 491-500). Torreón Coahuila: Rucerhall. Retrieved from <http://www.cieslag.org/>.
- García, M., Bri, D., Sendra, S., & Lloret, J. (2010). Practical Deployments of Wireless Sensor Networks: A Survey. *International Journal on Advances in Networks and Services*, 3(1 & 2), 170-185.
- Gopalakrishna-Moorthy, K., Yaashuwanth, C., & Venkatesh, K. (2013). A Wireless Remote Monitoring of Agriculture Using Zigbee. *International Journal of Engineering and Innovative Technology (IJEIT)*, 2(8), 72-74.
- Gutiérrez, J., Villa-Medina, J. F., Nieto-Garibay, A., & Porta-Gándara, M. Á. (2013). Automated Irrigation System Using a Wireless Sensor Network and GPRS Module.

- Instrumentation and Measurement, IEEE*, 63(1), 166-176, doi:10.1109/TIM.2013.2276487.
- Guzmán-Soria, E., García-Salazar, A., Mora-Flores, S., Fortis-Hernández, M., Valdivia-Alcalá, R., & Portillo-Vázquez, M. (2006). La demanda de agua en la Comarca Lagunera, México. *Agrociencia*, 40(6), 793-804.
- Hema, L. K., Murugan, D., & Chitra, M. (2012). Wireless Sensor Networks ' Emergence And Growth- A Survey. *International Journal of Computational Engineering Research (IJCER)*, 2, 217-224.
- Hwang, J., Shin, C., & Yoe, H. (2010). A wireless sensor network-based ubiquitous paprika growth management system. *Sensors*, 10(12), 11566-11589. doi:10.3390/s101211566.
- Kar, S., De Sarkar, A., & Mukherjee, N. (2012). An Integrated Framework in Geographic Information System using Wireless Sensor Network. *International Journal of Computer Applications, iRAFIT*(2), 13-18. doi:Issn: 09758887.
- Kasaei, S. H., Kasaei, S. M., & Kasaei, S. A. (2011). Design and Development a Control and Monitoring System for Greenhouse Conditions Based-On Multi Agent System. *BRAIN. Broad Research in Artificial Intelligence and Neuroscience*, 2(4), 28-35.
- Khan, R., Ali, I., Suryani, M. A., Ahmad, M., & Zakarya, M. (2013). Wireless Sensor Network Based Irrigation Management System for Container Grown Crops in Pakistan. *World Applied Sciences Journal*, 24(8), 1111-1118, doi:10.5829/idosi.wasj.2013.24.08.1151.
- Kotamäki, N., Thessler, S., Koskiaho, J., Hannukkala, A. O., Huitu, H., Huttula, T., ... Järvenpää, M. (2009). Wireless In-Situ Sensor Network for Agriculture and Water Monitoring on a River Basin Scale in Southern Finland: Evaluation from a Data User's Perspective. *Sensors*, 9(4), 2862-2883, doi:10.3390/s90402862.
- Kumar, A. A., Øvsthus, K., & Kristensen, L. M. (2014). An Industrial Perspective on Wireless Sensor Networks - A Survey of Requirements, Protocols and Challenges. *Communications Surveys & Tutorials, IEEE*, 16(3), 1391-1412, doi:10.1109/SURV.2014.012114.00058.
- Lea-Cox, J. D., Kantor, G., Anhalt, J., Ristvey, A., & Ross, D. S. (2007). A Wireless Sensor Network for the Nursery and Greenhouse Industry. In *Proceedings of Southern Nursery Association Research Conference* (Vol. 52, pp. 454-458). TX, USA. Retrieved from [http://sensornet.umd.edu/Publications/Lea-Cox et al., 2007 SNA 52_454-458.pdf](http://sensornet.umd.edu/Publications/Lea-Cox%20et%20al.,%202007%20SNA%2052_454-458.pdf).
- López-Fidalgo, A. (2010). Redes de sensores sin cables para agricultura de precisión en regiones minifundistas (pp. 1-26). In *CONAMA10 Congreso Nacional del Medio Ambiente*, Galicia, España.
- Luo, Z. (2012). Overview of Applications of Wireless Sensor Networks. *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering (IJITEE)*, 1(4), 4-6.
- Majone, B., Viani, F., Filippi, E., Bellin, A., Massa, A., Toller, G., ... Salucci, M. (2013). Wireless Sensor Network Deployment for Monitoring Soil Moisture Dynamics at the Field Scale. *Procedia Environmental Sciences*, 19, 426-435, doi:10.1016/j.proenv.2013.06.049.
- Mathurkar, S. S., & Chaudhari, D. S. (2013). A Review on Smart Sensors based Monitoring System for Agriculture. *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering (IJITEE)*, 2(4), 76-78.
- Matijevis, I., & János, S. (2010). Control of the Greenhouse's Microclimatic Condition Using Wireless Sensor Network. *IPSI Journal*, 6(2), 35-38. Retrieved from <http://www.internetjournals.net/journals/tir/2010/July/Paper05.pdf>.
- Mercado, G., Borgo, R., Antivilo, F. G., Uriburu, G. O., Diedrichs, A., Tromer, S., ... Pérez, S. (2012). Red de Sensores SIPIA (pp. 69-73). In *XIV Workshop de Investigadores en Ciencias de la Computación*, Posadas, Argentina.
- Muñoz-Arboleda, F. (2009). Importancia del agua en la nutrición de los cultivos. *Cenicña. Carta Trimestral*, 31(3-4), 16-18.
- Ortiz-Sanchez, A., Gonzales-Cervantes, G., Alvarez-Reynal, V., Potisek-Talavera, M., Chavez-Simentel, J., & Valenzuela-Nunez, L. (2013). *Inducción de crecimiento en raíz y tubérculo mediante la aplicacion de productos orgánicos y hormonales (estudio de caso Caladium bicolor)*. In *Agricultura Organica: Sexta Parte*. (pp. 61-75). Torreón, México: Red Internacional de Agricultura Orgánica, SEP.
- Patil, S. S., Davande, V. M., & Mulani, J. J. (2014). Smart Wireless Sensor Network for Monitoring an Agricultural Environment. *International Journal of Computer Science and Information Technologies (IJCSIT)*, 5(3), 3487-3490.
- Pfister, S., Bayer, P., Koehler, A., & Hellweg, S. (2011). Projected Water Consumption in Future Global Agriculture: Scenarios and Related Impacts. *Science of the Total Environment*, 409(20), 4206-4216, doi:10.1016/j.scitotenv.2011.07.019.
- Rawat, P., Singh, K. D., Chaouchi, H., & Bonnin, J. M. (2014). Wireless Sensor Networks: A Survey on Recent Developments and Potential Synergies. *The Journal of Supercomputing*, 68(1), 1-48, doi:10.1007/s11227-013-1021-9.
- Ruiz-Garcia, L., Lunadei, L., Barreiro, P., & Robla, J. I. (2009). A Review of Wireless Sensor Technologies and Applications in Agriculture and Food Industry: State of the Art And Current Trends. *Sensors*, 9(6), 4728-4750, doi:10.3390/s90604728.
- Salcedo-Pérez, E., Galvis-Spinola, A., Hernández-Mendoza, T. M., Rodríguez-Macias, R., Zamora-Natera, F., Bugarin-Montoya, R., & Carrillo-González, R. (2007). La humedad aprovechable y su relación con la materia orgánica y superficie específica del suelo. *Terra Latinoamericana*, 25(4), 419-425.
- Santhosh, S., & K-Paulose, J. (2012). Development and Deployment of Wireless Sensor Network in Paddy Fields of Kuttanad. *International Journal of Engineering and*

- Innovative Technology (IJEIT)*, 2(1), 84-88. Retrieved from http://ijeit.com/vol2/Issue1/IJEIT1412201207_15.pdf.
- Santos-Pereira, L., De-Juan-Valero, J. A., Picornell-Buendía, M. R., & Martín-Benito, J. M. (2010). *El riego y sus tecnologías*. Albacete: CREA-UCLM.
- Seah, W. K. G., Eu, Z. A., & Tan, H.-P. (2009). Wireless Sensor Networks Powered by Ambient Energy Harvesting (WSN-HEAP) - Survey and Challenges. In *2009 1st International Conference on Wireless Communication, Vehicular Technology, Information Theory and Aerospace & Electronic Systems Technology* (pp. 1-5). Aalborg: Ieee. doi: 10.1109/WIRELESSVITAE.2009.5172411.
- Steiniger, S., & Hay, G. J. (2009). Free and Open Source Geographic Information Tools for Landscape Ecology. *Ecological Informatics*, 4(4), 183-195, doi:10.1016/j.ecoinf.2009.07.004.
- Valdiviezo, D. V. (2009). *Diseño de una Red de Sensores Inalámbrica para Agricultura de Precisión*. Pontificia Universidad Católica del Perú.
- Vegetronix Inc. (n.d.). Retrieved from http://www.buscagro.com/detalles/Evaluacion-del-comportamiento-de-sensores-de-humedad-de-suelo-del-tipo--FDR--de-..._35922.html.
- Vita-Serman, F., Schugurensky, C., Carrión, R., & Rodríguez, S. (2006). Evaluación del comportamiento de sensores de humedad de suelo del tipo (FDR) de desarrollo local, en relación al contenido de agua y a la textura de suelo (p. 6). In *III Jornadas de Actualización en Riego y Fertirriego*, Mendoza, Argentina.
- Wang, N., Zhang, N., & Wang, M. (2006). Wireless Sensors in Agriculture and Food Industry - Recent Development and Future Perspective. *Computers and Electronics in Agriculture*, 50(1), 1-14, doi:10.1016/j.compag.2005.09.003.
- Yu, X., Pute, W., Han, W., & Zhang, Z. (2013). A Survey on Wireless Sensor Network Infrastructure for Agriculture. *Computer Standards & Interfaces*, 35(1), 59-64, doi:10.1016/j.csi.2012.05.001.
- Zhang, R., Guo, J., Zhang, L., Zhang, Y., Wang, L., & Wang, Q. (2011). A Calibration Method of Detecting Soil Water Content based on the Information-Sharing In Wireless Sensor Network. *Computers and Electronics in Agriculture*, 76(2), 161-168, doi:10.1016/j.compag.2011.01.010.

Dirección institucional de los autores

M.C. María de Jesús Flores Medina

Instituto Tecnológico de la Laguna
División de Estudios de Posgrado e Investigación
Blvd. Revolución s/n esq. con Av. Cuauhtémoc
27000 Torreón, Coahuila, MÉXICO
Teléfono: +52 (871) 7051 331, extensión 515
mary_rosch@hotmail.com

Dr. Francisco Flores-García

Instituto Tecnológico de la Laguna
División de Estudios de Posgrado e Investigación
Blvd. Revolución y Calzada Cuauhtémoc s/n
27000 Torreón, Coahuila, MÉXICO
Teléfono: +52 (871) 7051 331, extensión 515
francisco.floresgarcia@gmail.com

M.C. Víctor Velasco-Martínez

Instituto Tecnológico de la Laguna
División de Estudios de Posgrado e Investigación
Blvd. Revolución y Calzada Cuauhtémoc s/n
27000 Torreón, Coahuila, MÉXICO
Teléfono: +52 (871) 7051 331, extensión 515
yoalieh@gmail.com

Dr. Guillermo González Cervantes

Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en
Relación Agua-Suelo-Planta-Atmósfera CENID-RASPA
INIFAP
Km 6.5 margen derecha, Canal Sacramento
35140 Gómez Palacio, Durango, MÉXICO
Teléfono: +52 (871) 1590 105
gonzalez.guillermo@inifap.gob.mx

Dr. Francisco Jurado Zamarripa

Profesor Investigador
Instituto Tecnológico de la Laguna
División de Estudios de Posgrado e Investigación
Blvd. Revolución y Calzada Cuauhtémoc s/n
27000 Torreón, Coahuila, MÉXICO
Teléfono: +52 (871) 7051 331, extensión 515
fjurado@itlalaguna.edu.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

La infraestructura hidroagrícola ante escenarios del cambio climático

• Mauro Iñiguez • Waldo Ojeda-Bustamante* •

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

*Autor de correspondencia

• Carlos Díaz-Delgado •

Universidad Autónoma del Estado de México

Resumen

Iñiguez, M., Ojeda-Bustamante, W., & Díaz-Delgado, C. (septiembre-octubre, 2015). La infraestructura hidroagrícola ante escenarios del cambio climático. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 89-101.

La infraestructura hidroagrícola en grandes sistemas de riego consta de una serie compleja de obras civiles para cumplir con el servicio de riego. Por esta infraestructura se conduce el flujo de agua o gasto del sistema, variable hidráulica necesaria para satisfacer la demanda hídrica de los cultivos. Las proyecciones climáticas de la mayoría de los modelos de circulación general océano-atmósfera indican ambientes más cálidos y secos en la mayor parte de México, con efectos significativos sobre la evapotranspiración de los cultivos, variable agronómica básica en la determinación de la capacidad de la infraestructura hidroagrícola. En este trabajo se presenta el desarrollo de una metodología para evaluar la evapotranspiración integrada de los cultivos, determinada para grandes áreas de riego, con un patrón diversificado de cultivos, con diferentes fechas de siembra y varios ciclos agrícolas, base para analizar los cambios consecuentes sobre la infraestructura en las condiciones proyectadas bajo escenarios de cambio climático y asumiendo dos acciones posibles de adaptación agrícola. Como caso de estudio se analiza la Asociación de Usuarios de Riego Santa Rosa, del Distrito de Riego 075, "Río Fuerte", Sinaloa, México. Los resultados obtenidos indican que para las medidas de adaptación al cambio climático analizadas para mediados de siglo y asumiendo el escenario de emisiones A1B, la capacidad de conducción del gasto de diseño de la infraestructura para grandes áreas de riego podría incrementarse en un 5%. De igual manera, para las pequeñas áreas de riego con o sin medidas de adaptación, el incremento en la capacidad de diseño será también de 5%. Respecto al volumen necesario anual, bajo el mismo escenario de emisiones A1B y de acuerdo con las medidas de adaptación estudiadas, habrá un aumento de 8.5%. Se concluye que la metodología desarrollada puede ser aplicable en cualquier distrito de riego de México para analizar el impacto del cambio climático en la infraestructura de riego.

Palabras clave: evapotranspiración, dimensionamiento de canales de riego, requerimientos hídricos, calentamiento global.

Abstract

Iñiguez, M., Ojeda-Bustamante, W., & Díaz-Delgado, C. (September-October, 2015). *Hydro-Agricultural Infrastructure under Climate Change Scenarios*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(5), 89-101.

Large irrigation systems consist of a complex series of infrastructure to supply irrigation services. The flow of water, or the system flow, running through this infrastructure is a hydraulic variable required to satisfy water demand for crops. The majority of general ocean-atmospheric circulation models indicate warmer and dryer environments in most of Mexico, with significant effects on evapotranspiration of crops, a basic agronomic variable for determining the capacity of hydro-agricultural infrastructure. The present work presents the development of a methodology to evaluate the integrated evapotranspiration of crops in large irrigation areas containing diversified crop patterns with different planting dates and agricultural cycles. This serves as a basis to analyze the resulting changes in infrastructure given projected climate change scenarios assuming two possible agricultural adaptation actions. The Santa Rosa Irrigation Users Association is analyzed as a case study, located in "Río Fuerte" Irrigation District 075, Sinaloa, Mexico. The results indicate an increase of 5% in the design flow capacity of large irrigation areas for the climate change adaptation measures analyzed for the middle of the century with an A1B emissions scenario. Likewise, an increase of 5% in the design capacity will also occur for small irrigation areas with and without adaptation measures. In terms of the annual volume requirement given the same A1B emissions scenario and the adaptation measurements studied, there would be an increase of 8.5%. It is concluded that the methodology developed can be applied to any irrigation district in Mexico to analyze the impact of climate change on irrigation infrastructure.

Keywords: Evapotranspiration, sizing irrigation canals, water requirements, global warming.

Recibido: 24/05/2013

Aceptado: 20/05/2015

Introducción

En México, las zonas de riego constituyen un componente esencial para alcanzar las metas nacionales en materia de seguridad alimentaria, generación de empleos, incremento del ingreso así como de mejoramiento del nivel de vida de los productores y habitantes en el medio rural. La infraestructura hidroagrícola en una zona de riego de grandes dimensiones está constituido de una serie de elementos, entre los más importantes están: a) obras de tomas de las presas de almacenamiento y derivadoras, b) red de canales de conducción-distribución y c) tomas en el sistema de distribución (desde tomas para canales hasta la toma granja para abastecer las parcelas agrícolas). Esta infraestructura es diseñada para satisfacer la demanda hídrica máxima de acuerdo con un plan de cultivos asumido y toda ella se caracteriza por una variable hidráulica llamada caudal o gasto.

El gasto es transitado por la infraestructura, respetando las leyes de la mecánica de fluidos y por lo tanto el diseño hidráulico, tanto de la red de conducción y distribución, y se realiza dimensionando las secciones transversales para conjuntar las estructuras en la red, tales como sifones invertidos, puentes, canales, túneles, etcétera. Es vital el conocimiento de la evapotranspiración de los cultivos de una zona de riego para lograr un uso eficiente de los recursos y dimensionar en forma óptima la red de canales (Spare, Wang, & Hagan, 1980). Los métodos más utilizados para determinar la capacidad del canal son los de Clement (1979) y Clemmens (1987), requiriendo ambos la estimación de la variable agronómica: evapotranspiración de los cultivos, para lo cual la Comisión Nacional del Agua (Conagua) tiene su propio método, el cual se ha utilizado con fines de diseño de canales en México (SRH, 1973). En dicho procedimiento, la variable hidráulica gasto es la más importante para realizar este tipo de estudios, desde la viabilidad ingenieril hasta la factibilidad económica. La infraestructura hidráulica del país es un elemento crítico en la estabilidad socioeconómica, pues contribuye

en el incremento de la productividad agrícola, tanto a mediano como a largo plazos, por lo que siempre hay que adaptar y adoptar nuevas tecnologías acordes con los avances científicos para realizar las nuevas planeaciones, ajustes a diseños y metodologías, en respuesta a cambios tecnológicos o ante nuevos patrones en las variables climáticas que alteran el comportamiento de la infraestructura hidroagrícola para cumplir con el servicio de riego de manera equitativa, oportuna y eficiente.

Para completar la demanda de alimentos debido al crecimiento continuo de la población, la tendencia incremental de la producción histórica tendrá que continuar y, eventualmente, duplicarse, como lo mencionan Tubiello, Soussana y Howden (2007). Intensificación y diversidad son las dos tendencias principales de la agricultura para impulsar su desarrollo y reducir la pobreza (Dixon, Gulliver, & Gibbon, 2001). Sin embargo, en la agricultura, por ser una actividad muy sensible a la variabilidad climática, los cambios en los patrones climáticos tendrán impactos en los sistemas de producción agrícola y pueden limitar su desarrollo y sustentabilidad en varias regiones agrícolas vulnerables (Ojeda-Bustamante, Martínez, & Hernandez, 2008b).

Actualmente la comunidad científica mundial reconoce que el cambio climático es un hecho incontrovertible, con impactos directos sobre las actividades agrícolas, con efectos potenciales sobre los sistemas productivos agrícolas, producidos por un incremento en la variabilidad espacial y temporal de la temperatura y la precipitación (Ojeda-Bustamante, Sifuentes-Ibarra, Iñiguez, & Montero, 2011), con ocurrencia más frecuente de eventos severos que generan estrés de tipo abiótico y biótico sobre los agrosistemas, como sequías, lluvias torrenciales, ondas de calor y ciclones, entre otros impactos.

En 2000, el IPCC definió un conjunto de familias de escenarios de emisión de gases de efecto invernadero conocidos como escenarios SRES (IPCC, 2000). Se definieron cuatro argumentos o familias de escenarios de emisiones, particularmente A1, A2, B1 y B2. Estos escenarios des-

criben las maneras posibles en que la población mundial, los cambios en el uso de la tierra, las nuevas tecnologías, los recursos energéticos y la estructura económica y política pueden evolucionar durante las próximas décadas (Anandhi, 2007). Estas influencias futuras mundiales se representan en dos dimensiones: una representa las preocupaciones económicas medioambientales y la otra los modelos de desarrollo mundial o regional. Además, el argumento A1 tiene tres escenarios marcadores, en particular A1B, A1F1 y A1T, mientras que el resto sólo tiene un escenario cada uno. El **argumento A1** designa un crecimiento muy rápido con globalización creciente, un incremento de la riqueza mundial, con convergencia entre regiones y diferencias reducidas en los ingresos regionales per cápita. Además, supone el consumismo materialista, con rápido cambio tecnológico y bajo crecimiento de la población. Hay tres variantes en esta familia para las fuentes de energía: un equilibrio a través de todas las fuentes (A1B), uso intensivo de combustible fósil (A1F1) y uso de combustible no fósil (A1T). El **argumento A2** considera un mundo heterogéneo regido por el mercado con rápido crecimiento de la población, pero con un crecimiento económico menos rápido que A1. El tema subyacente es la confianza y preservación de las identidades locales. Por su parte, el **argumento B1** supone un mundo de desmaterialización y la introducción de tecnologías limpias. El énfasis está en las soluciones globales para lograr la sostenibilidad económica, social y medioambiental. Con respecto al **argumento B2**, la población aumenta a una tasa inferior que en A2, pero a una tasa superior que en A1, con desarrollo guiado por caminos de sostenibilidad social, económica y medioambiental orientados al ámbito local. Es importante subrayar que estos escenarios de emisiones se basan en suposiciones de fuerzas impulsoras futuras, como el desarrollo demográfico, socioeconómico y tecnológico que pueden o no producirse.

Como parte de las proyecciones del cambio climático, los flujos térmicos y dinámicos de la atmósfera se modificarán debido a un incre-

mento en la acumulación atmosférica de varios gases que intervienen en el efecto invernadero, y cuyo origen es principalmente antropogénico (Panel Intergubernamental de Cambio Climático, IPCC, por sus siglas en inglés, 2007). Así, las proyecciones de los Modelos de Circulación General Acoplados (MCGAs) para las seis variantes de emisiones indican un incremento global significativo de la temperatura y del bióxido de carbono (CO₂) durante el presente siglo. Los MCGAs proporcionan la información más creíble sobre proyecciones de cambio climático que pueden alimentar a modelos hidrológicos (Park *et al.*, 2009). Respecto a México, dichos modelos proyectan un decremento de la precipitación en la mayor parte de su territorio (Montero-Martínez, Lobato-Sánchez, Ojeda-Bustamante, Santana-Sepúlveda, & Prieto, 2013).

El cambio climático tendrá impactos en la oferta y demanda de agua para la agricultura (Yano, Aydin, & Haraguchi, 2007). Una serie de estudios sobre el impacto del cambio climático en la agricultura de riego han sido reportados en los últimos años. El impacto del cambio de patrones climáticos en la variabilidad de escurrimientos proyectados en presas de almacenamiento agrícolas ha sido reportado por Park *et al.* (2009). Se evalúa la operación del embalse de una presa con base en las entradas, volumen almacenado y demanda para usos agrícola sobre la red de distribución bajo el cambio climático (Parisa-Sadat, Bozorg-Haddad, Akbari-Alashti, & Mariño, 2015). El impacto del cambio climático en el desarrollo y requerimientos hídricos de los cultivos sin considerar acciones de adaptación fue reportado por Ojeda-Bustamante, Sifuentes-Ibarra, Iñiguez y Montero (2011), concluyendo que la demanda hídrica de los cultivos se reducirá en 13% para el ciclo otoño-invierno, 6% para el ciclo primavera-verano e incrementará 7% en el ciclo de perennes para fines de siglo. Varias acciones de respuesta al cambio climático han sido sugeridas por Salinger, Sivakumar y Motha (2005), y Olesen *et al.* (2011), entre ellas, las más importantes son los cambios en los patrones de cultivos y en la temporada de siembra; sin embargo, dichas acciones tienen que ser analizadas

de forma local. Para México, Ojeda-Bustamante *et al.* (2011) recomiendan el uso de variedades de ciclo más largo y la compactación del periodo de siembra hacia los meses más fríos. Daccache y Lamaddalena (2010) reportaron un incremento en costos de instalación de los sistemas de riego de 20 a 27% para cumplir con las demandas de riego futuras.

Con la intensificación de las variables ambientales por efecto del cambio climático, el uso de información climática histórica puede ser ahora cuestionable en el diseño y operación de los sistemas hidroagrícolas (Ojeda *et al.*, 2008b). Se espera una mayor incertidumbre para diseñar una red hidroagrícola ante cambios en las condiciones ambientales y en el comportamiento de los cultivos, así como en las posibles respuestas de los agricultores para adaptarse al cambio climático. Por lo anterior, el diseño de sistemas de riego debe incorporar los posibles cambios en los patrones climáticos futuros y ante la falta de estudios es importante cuantificar para México su impacto en las variables de diseño para dimensionar la infraestructura de riego.

El objetivo del presente trabajo es cuantificar dichos impactos sobre la infraestructura hidroagrícola, con el argumento de implementar posibles acciones de adaptación aplicados a los cultivos, para ajustar el plan de riego de la zona de estudio con el uso de variedades de ciclo más largo y la compactación del periodo de siembra hacia los meses más fríos para mediados del siglo, bajo el escenario de emisiones A1B.

Materiales y métodos

Zona de estudio

La presente propuesta alternativa de análisis y adaptaciones al diseño y operación de infraestructura hidroagrícola se muestra a través del desarrollo de un estudio de caso que reúne las características típicas de las zonas de riego agrícola. Esta zona de estudio corresponde al módulo Santa Rosa del distrito de riego 075 (DR-075, figura 1), localizado en el Valle del

Fuerte, al norte del estado de Sinaloa, México, a una latitud media de 25° 50' y longitud de 109° 5', con una altura promedio de 20 msnm.

Los suelos son planos, con una textura predominante franco arcillosa, con valores típicos de 50% para arcilla y 20% para arena, con bajo nivel de materia orgánica menor a 1%, una densidad aparente de 1.2 g cm⁻³, y una humedad aprovechable volumétrica de 15%. La zona se localiza en una zona árida al norte del estado de Sinaloa. El periodo de lluvias, principalmente de origen ciclónico, se concentra en los meses de septiembre y octubre. El módulo de riego "Santa Rosa" cuenta con una superficie física regable de 34 316 ha, tiene un factor de repetición de cultivos en el ciclo PV de hasta 27% en periodos de alta disponibilidad de agua; dicho módulo, por su extensión, es el más grande del DR-075. La programación para la distribución del agua se realiza en el módulo por demanda semanal y el procedimiento para la asignación del riego (entrega-recepción) también se efectúa con base en una programación de riegos semanal. La operación de la obra de cabeza (presa de almacenamiento) es responsabilidad de la autoridad federal, Conagua; la red mayor es responsabilidad de la Federación de Asociaciones Civiles de Usuarios de Riego (ACURs), conocida como SRL, y la responsabilidad en la administración, operación y conservación de la red menor está



Figura 1. Localización del DR-075, estado de Sinaloa, México.

a cargo de cada ACUR, que operan un módulo de riego. Según la clasificación de los métodos de distribución (Iñiguez, De León, Prado, & Rendón, 2007), la responsabilidad del control es compartida, usuario-autoridad (Conagua). La frecuencia del riego es programada en cada ACUR; el caudal parcelario entregado es limitado por la capacidad de toma granja, con una capacidad promedio de 120 l s^{-1} , y la duración del riego es programada entre el usuario y las ACUR. Con estas condiciones de funcionamiento, el módulo de riego en estudio reporta una eficiencia global de operación anual de 51.4%, valor que refleja el método de distribución del agua utilizado en el DR-075. Los usuarios tienen un periodo para solicitar el riego a la ACUR en la semana, el gasto y duración del riego, siendo servido en las siguientes 72 h de ser aceptada la solicitud del servicio de riego por la ACUR.

La red de distribución del módulo Santa Rosa es alimentada por el lateral "Canal Emilio Grivel", que inicia en el km 18+430 del canal principal Valle del Fuerte. Con respecto a la configuración de la red de canales, se destaca que existen 11 secciones de riego en que se divide hidráulicamente el módulo para proporcionar el servicio de riego.

En el DR 075 existe una cultura de sistematización de información agrícola e hidrométrica; se tiene una base de datos muy completa, con información de los últimos 13 años agrícolas en el módulo Santa Rosa, que ha sido generada al usarse el *Sprite*, Sistema de Pronóstico de Riego en Tiempo Real (Ojeda-Bustamante, González-Camacho, Sifuentes-Ibarra, Isidro, & Rendón-Pimentel, 2007).

Climatología de la zona de estudio

La climatología histórica utilizada corresponde a los valores promedio mensual del periodo 1961-1990 de la estación meteorológica "Los Mochis", localizada en el centro del distrito de riego, la cual dispone de las variables meteorológicas necesarias para estimar la evapotranspiración de referencia (ET_o) en mm día^{-1} . En virtud de que la zona de estudio es semiárida, en este trabajo

la precipitación no se considera, pues el periodo de máxima demanda de riego se presenta en los periodos secos del año.

En este trabajo se seleccionó el escenario de emisión de gases de efecto invernadero SRES-A1B, por representar un escenario medio. Se usó el ensamble de 23 modelos de circulación general acoplados (MCGAs) de acuerdo con la metodología y base de datos indicada por Montero-Martínez *et al.* (2013), para las variables climáticas proyectadas de precipitación, temperatura mínima y máxima. Como proyecciones de mediados de siglo (2050) se promediaron los valores mensuales del periodo 2040-2060 para obtener las anomalías mensuales de la precipitación y temperatura.

Plan de cultivos

En el presente análisis se consideró el plan de riegos tipo de la zona, que incluye cultivos con fechas y superficies de siembra. Los cultivos más importantes en el DR-075 son maíz, sorgo, frijol, frutales, caña de azúcar, forrajes (principalmente alfalfa) y hortalizas (jitomate y papa). El plan de cultivos típico indica que 11.7% de la superficie tiene cultivos perennes, 88.3% son los cultivos de los ciclos anuales, de los cuales 80% son del ciclo otoño-invierno (OI) y 20% son segundo cultivos en el ciclo primavera-verano (PV).

Con base en la información agrícola del comportamiento de los ciclos de los últimos 13 años del módulo Santa Rosa del DR-075, se tiene la distribución típica de la superficie establecida y su correspondiente superficie cosechada para los cuatro principales cultivos del ciclo otoño-invierno (Conagua, 2014).

Para el caso del maíz, el periodo de siembra se considera entre principios de octubre a finales de diciembre; el frijol, de finales de septiembre a mediados de noviembre; la papa, de finales de septiembre a finales de diciembre, y el jitomate de principios de septiembre a finales de diciembre. El cultivo de jitomate no presenta un periodo con toda la superficie establecida, pues este cultivo tiene un amplio periodo de

siembra, por lo que las primeras cosechas se presentan cuando todavía no termina el periodo de siembra. Para el caso de frijol, papa y maíz, la siembra termina antes de las primeras cosechas, existiendo un periodo donde la superficie establecida de dichos cultivos es de 100%. Se generaron las curvas de distribución de siembra y cosecha para los ciclos PV y perennes, como para el ciclo OI.

Para alcanzar el objetivo del presente trabajo y cuantificar los impactos sobre la infraestructura hidroagrícola ante escenarios de cambio climático, se propone como base de análisis una nueva metodología en la determinación de la variable agronómica, es decir, la evapotranspiración integral para grandes áreas de riego. Esta metodología se aplica a los grandes distritos de riego de México, para las condiciones actuales y para el periodo de comparación ante escenarios de cambio climático. Esta variable es la base de la propuesta alterna en la determinación del gasto necesario al inicio del tramo del canal de conducción.

Estimación de la evapotranspiración ponderada de una zona de riego (ET_{zr}) para condiciones actuales

La información necesaria para estimar la variable ET es: a) climatología histórica y b) un plan de riegos de la zona, que incluye cultivos propuestos con fechas, superficies de siembra y ciclos agrícolas.

Para superar esta limitante es posible expresar el tiempo transcurrido como unidades de desarrollo en términos de “tiempo fisiológico”, en lugar de tiempo cronológico, usualmente en la forma de tiempo térmico. Así surge el concepto de grados-día ($^{\circ}D$), definido para un periodo específico, como los grados acumulados sobre un intervalo de temperaturas cardinales donde se desarrolla el cultivo. El concepto de grados-día-desarrollo ($^{\circ}D$) es una de las herramientas más usadas para predecir la fenología y desarrollo de los cultivos (Ojeda-Bustamante, Sifuentes-Ibarra, & Unland, 2006), al compararlo con otras opciones, como días después de

siembra o porcentaje de desarrollo fenológico. El concepto $^{\circ}D$ integra en forma indirecta, a través de la temperatura, la energía calorífica acumulada en las diferentes etapas de desarrollo fenológico de los cultivos. La estimación diaria de los ($^{\circ}D$) requiere del conocimiento de la temperatura media ambiental diaria (T_a) de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Ojeda-Bustamante *et al.*, 2006):

$$\begin{aligned} ^{\circ}D &= T_a - T_{c-\text{mín}}, T_a < T_{c-\text{máx}} \\ ^{\circ}D &= T_{c-\text{máx}} - T_{c-\text{mín}}, T_a \geq T_{c-\text{máx}} \\ ^{\circ}D &= 0, T_a \leq T_{c-\text{mín}} \end{aligned} \quad (1)$$

Donde $T_{c-\text{mín}}$ y $T_{c-\text{máx}}$ son las temperaturas mínimas y máximas del aire, respectivamente, dentro del cual un cultivo se desarrolla y que varían para cada cultivo según la zona de estudio. Es posible expresar el coeficiente de cultivos en función de los días-grado acumulado de acuerdo con las ecuaciones indicadas por Ojeda-Bustamante *et al.* (2006). La propuesta para estimar ET_{zr} se desarrolla en cuatro pasos.

Paso 1

Se realiza la estimación de la evapotranspiración de referencia y se obtiene la evapotranspiración (ET_c) por cultivo y fecha de siembra (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006; Ojeda-Bustamante, Hernandez, & Sánchez, 2008a), se utiliza el concepto de acumulación de grados-día-desarrollo ($^{\circ}D$) como criterio alterno para expresar la duración de días del ciclo fenológico de los cultivos y así estimar el coeficiente del cultivo de acuerdo con las ecuaciones de Ojeda-Bustamante *et al.* (2006). En este caso se identifica una curva de la ET_c para cada una de varias fechas de siembra que integra el periodo de siembra en la zona de riego. Se obtienen los valores diarios ET_{c-i} usando la ecuación (1) y con los parámetros de los cultivos se estima el coeficiente de cultivo en función de los $^{\circ}D$. La evapotranspiración de un cultivo a partir de la fecha de siembra (FS), la

fecha de cosecha (FC) está dada por la ecuación (2):

$$ET_{c-i} = \sum_{i=FS}^{FC} K_{c-i} ET_{o-i} \quad (2)$$

Donde K_{c-i} y ET_{o-i} son el coeficiente de cultivo y la evapotranspiración de referencia, respectivamente, para el día i . La ecuación (1) se repite para cada uno de los cultivos de los ciclos perennes, otoño-invierno (OI) y segundos cultivos primavera-verano (PV). Al final de la determinación de la ET_{c-i} diaria y máxima diaria, se determina el área establecida por día y el valor del volumen diario máximo y el acumulado por cultivo para cada una de las fechas de siembra.

Paso 2

Se genera una curva única que integra la evapotranspiración por cultivo bajo diferentes fechas de siembra. Las curvas ET_{c-i} del cultivo se ponderan considerando la superficie sembrada por fecha de siembra (FS) y se obtiene la evapotranspiración ponderada potencial de un cultivo (ET_{1c}), que integra los valores diarios ET_{c-i} para las fechas de siembra del cultivo para un ciclo agrícola. La evapotranspiración de un cultivo (ET_{1c}) para un día i está dada por las contribuciones de la evapotranspiración del cultivo para una fecha de siembra j estimada para el día i , ponderada por su superficie sembrada de acuerdo con f_{c-j} ; este valor se determina con la ecuación (3):

$$ET_{1c-i} = \sum_{j=1}^{NS} f_{c-i,j} ET_{c-i,j} \quad (3)$$

Donde j define el cultivo para la fecha de siembra j dada; esto es, para cada día i intervienen varias siembras (NS) para el cultivo bajo análisis; i es el día en el periodo de desarrollo del cultivo bajo análisis que cubre desde el día de la fecha de la primera siembra (PS) hasta el día de la última cosecha (UC) de los NS de los cultivos. NS es el número total de siembras para el cultivo analizado; $f_{c-i,j}$ es el factor de peso para

la superficie sembrada respecto del total para la fecha de siembra j , dada por la ecuación (4):

$$f_{c-i,j} = \frac{S_{c-i,j}}{S_{t(1c)-i}} \quad (4)$$

$S_{c-i,j}$ es la superficie establecida para el cultivo analizado con fecha de siembra j . $S_{t(1c)-i}$ es la suma de las superficies establecidas de las diferentes fechas de siembra en el día i del cultivo analizado, donde $S_{t(1c)-i} = \sum_{j=1}^{NS} S_{c-i,j}$. Al final en la determinación de ET_{1c-i} diario y con base en los cálculos, se determinan los valores del área establecida diaria y con el volumen respectivo.

Paso 3

Se integra la evapotranspiración por ciclo agrícola PV, OI y perennes, considerando la superficie por cultivo del plan de riegos de la zona. Por ejemplo, para un día i , la evapotranspiración integrada de los cultivos del ciclo OI puede estimarse con la ecuación (5):

$$ET_{ciclo-i} = \sum_{k=1}^{NC} f_{i,k} ET_{1c-i,k} \quad (5)$$

Donde $k = 1$ a n_k ; NC es el número de cultivos por trabajar de cada ciclo OI, PV y perennes; i es definido para el día y k por el cultivo; $f_{i,k}$ es el factor de ponderación del cultivo i para un ciclo dado de acuerdo con la siguiente relación:

$$f_{i,k} = \frac{S_{c-i,k}}{S_{t-i}} \quad (6)$$

S_{c-i} es la superficie establecida del cultivo k en el ciclo analizado para el día i ; S_{t-i} es la superficie total del ciclo analizado en el día i , $S_{t-i} = \sum_{k=1}^{NC} S_{c-i,k}$. Al final se obtiene el valor de la evapotranspiración integrada para el ciclo analizado. Con el valor de $ET_{ciclo-i}$ se determina el área establecida y volumen diario.

Paso 4

Finalmente se obtiene una curva general integrada diaria de los ciclos, encontrándose la variable evapotranspiración ponderada de una zona de riego (ET_{zr}). El valor de la ET_{zr} para un día i es la suma de la $ET_{ciclo-i}$ de cada ciclo; si se tienen tres ciclos agrícolas ($N_{ca} = 3$):

$$ET_{zr-i} = \sum_{r=1}^{N_{ca}=3} f_{zr-i,r} ET_{ciclos-i,r} \quad (7)$$

Donde N_{ca} es el número de ciclos por analizar en el presente caso de análisis OI o PV, PER, en el día i ; $f_{zr-i,r}$ es el factor de ponderación del ciclo r para el día i de acuerdo con la siguiente relación:

$$f_{zr-i,r} = \frac{S_{i,r}}{S_{zr-i}} \quad (8)$$

$S_{i,r}$ es la superficie establecida del ciclo r para el día i ; S_{zr-i} es la superficie total establecida en el año agrícola analizado para el día i $S_{zr-i} = \sum_{r=1}^{N_{ca}} S_{i,r}$. N_{ca} es el número de ciclos presentes en el año agrícola. Al final de este paso se obtiene un valor diario integrado ET_{zr-i} de la evapotranspiración de una zona de riego, asimismo se determina el área establecida y volumen diario.

El valor máximo de ET_{zr} de la curva general integral es el que se toma como el valor de la variable evapotranspiración ponderada de una zona de riego. La ET_{zr} diaria se relaciona con el área establecida diaria y el volumen requerido diario por el sistema.

Con la ecuación (9) se relacionan la eficiencia global y la evapotranspiración: variables para la determinación del gasto necesario al inicio del tramo del canal de conducción:

$$Q_d = 115.74 \frac{(ET_{zr} * \text{área})}{E_g} \quad (9)$$

Donde Q_d es el gasto de diseño ($l s^{-1}$); ET_{zr} , evapotranspiración ponderada; m , día $^{-1}$; E_g ,

eficiencia global para diseño; 115.74 es el coeficiente de transformación a $l s^{-1} ha^{-1}$, área en hectáreas. Por ser grandes áreas, se considera que el servicio de riego está operando las 24 horas del día.

Con fines de diseño y capacidad de conducción del canal se utilizan valores de eficiencias de conducción y aplicación reportadas por la SRH (1973). La eficiencia global η para diseño se estima como producto de las eficiencias de conducción y aplicación, $\eta_{Conducción} * \eta_{aplicación}$. Como ejemplo para los canales de tierra se reporta una eficiencia global de $\eta = 49\%$. Cabe resaltar que la eficiencia de aplicación actualmente varía según la tecnología aplicada y puede alcanzar de manera potencial un valor de $\eta = 90\%$. La eficiencia de aplicación parcelaria reportada por SRH (1973) se considera de $\eta = 70\%$ para riego por gravedad tecnificado.

Estimación de la evapotranspiración ponderada de una zona de riego (ET_{zr})

Para las condiciones de escenarios de cambio climático se tomó la recomendación que Ojeda-Bustamante *et al.* (2011) hacen para México, esto es: uso de variedades de ciclo más largo y compactación del periodo de siembra hacia los meses más fríos. La información necesaria para estimar la variable ET es la siguiente: climatología para mediados del siglo bajo el escenario A1B; plan de riegos de la zona que incluyen los mismos cultivos propuestos, pero de ciclo largo, con fechas de siembra y superficies compactada, con las mismas áreas en los ciclos agrícolas. El procedimiento para estimar la variable ET_{zr} es el mismo que para condiciones actuales.

Por la gran cantidad de cálculos involucrados, los algoritmos para estimar la evapotranspiración de los cultivos de una zona de riego de acuerdo con la metodología propuesta fueron programados en lenguaje de programación Java. En virtud de que la precipitación durante el periodo de máxima demanda es prácticamente nula en los distritos de riego de México, se asume en este trabajo que la evapotranspiración es equivalente a los requerimientos de riego de

los cultivos. Para el caso en donde la precipitación sea importante en el periodo de máxima demanda de los cultivos, ésta debe ser restada de la evapotranspiración diaria.

Resultados y discusión

Estimación de la evapotranspiración ponderada de una zona de riego (ET_{zi}) para condiciones actuales

Como resultado de la aplicación de la ecuación (1), punto de partida de la metodología, en la figura 2 se muestra la curva de ET_c para el cultivo del maíz con fecha de siembra del 16/12/2004 (siembra número 8) del ciclo OI; el valor máximo de ET_c es de 6.2 mm día⁻¹. La superficie establecida considerada para esta fecha de siembra fue de 1 135.5 ha y el volumen máximo demandado es de 70 719.6 m³ día⁻¹; los valores son para el día Juliano 113, con fecha del 22/04/2005.

En la figura 3 se muestra como ejemplo la curva única ET_{ci} -hectáreas para el cultivo del maíz del ciclo OI e integra la evapotranspiración de las diferentes fechas de siembra y se ponderan considerando la superficie sembrada por fecha de siembra, tal como lo indica la ecuación (2). Los valores para el volumen máximo requerido para maíz del ciclo OI del año agrícola en el módulo Santa Rosa del DR 075 se presentan

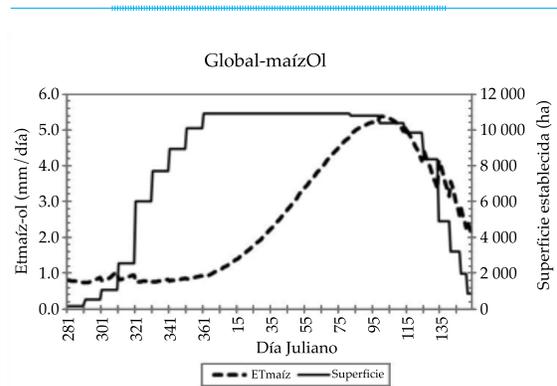


Figura 3. Curva ET_{ci} -hectáreas (maíz).

en el día Juliano 99, con fecha del 09/04/2005; el volumen máximo es de 557 134.56 m³ día⁻¹, la ET_{ci} de 5.3 mm día⁻¹ y una superficie constituida de 10 383.36 hectáreas.

Para la siguiente etapa de la metodología se integra la evapotranspiración por ciclo agrícola, considerando la superficie por cultivo del ciclo PV, OI y perennes, tal como se indica en la ecuación (4). En la figura 4 (que corresponde al paso 3) se muestra la curva que integra ET_{1c-i} del ciclo OI. Se destacan los valores para el ciclo OI con el volumen requerido para el día Juliano 87 con fecha 28/03/2005, con un volumen máximo demandado de 672 200.7 m³ día⁻¹; ET_{1c-i} = 4.9 mm día⁻¹ y una superficie de 13 710.8 hectáreas.

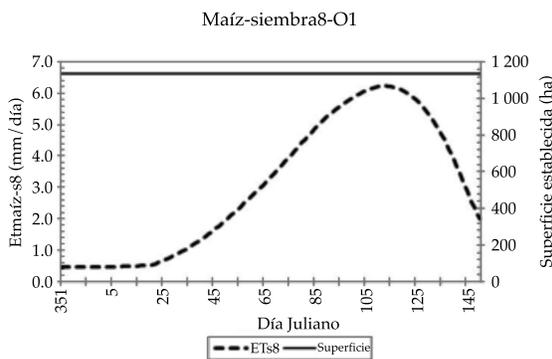


Figura 2. Relación ET_c -hectáreas una siembra.

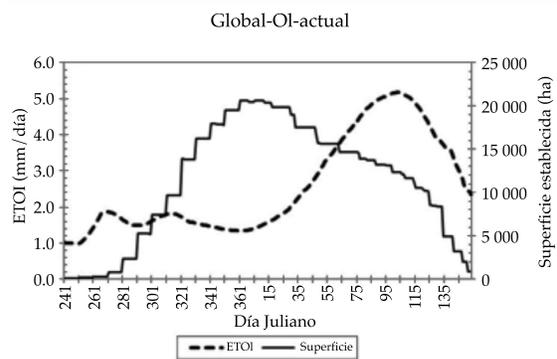


Figura 4. Curva $ET_{ciclo-OI}$ -hectáreas.

La etapa final de la propuesta consiste en obtener la curva general integrada de los tres ciclos PV, OI y perennes para el año de estudio, encontrándose la variable evapotranspiración ponderada de una zona de riego (ecuaciones (7) y (8)). El valor pico se presenta el día Juliano 105 con fecha 15/04/2005, día 231, con un volumen máximo de 918 487.63 m³ día⁻¹; $ET_{zr} = 4.08$ mm día⁻¹ y una superficie de 22 517.93 ha. Se muestran los resultados para todo el año en la figura 5.

La determinación del gasto se establece con la ecuación (9), el gasto necesario por conducir en la red. Por ser grandes áreas se considera que las horas del servicio de riego son las 24 horas del día; las eficiencias globales son las recomendadas por SRH (1973). Para la superficie establecida obtenida como resultado de 22 517.93 ha y una eficiencia global de $\eta = 0.49$ y $ET_{zr} = 4.08$ mm día⁻¹ se obtiene un gasto de 21.70 m³ seg⁻¹. Al multiplicar la superficie establecida por día y la ET_{zr} día, considerando la eficiencia global a 100%, se obtiene la curva que integra el volumen diario demandado en todo el año. Con la figura 6 se muestra el volumen demandado-día; el valor máximo es de 918 487.63 m³ día⁻¹.

Estimación de la evapotranspiración ponderada de una zona de riego (ET_{zr})

Para una segunda opción bajo condiciones de escenarios de cambio climático, el procedi-

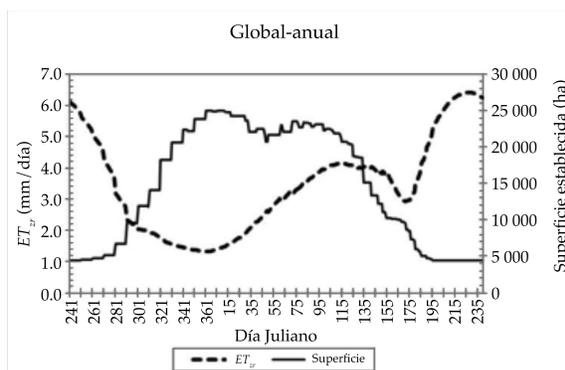


Figura 5. Curva ET_{zr} -hectáreas.

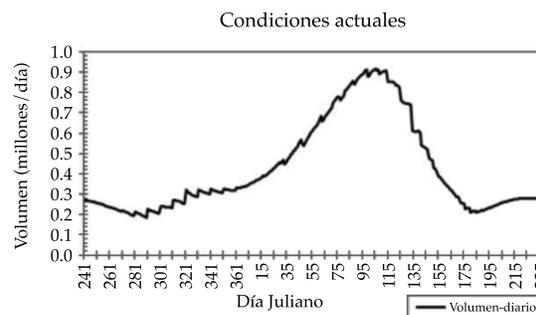


Figura 6. Volumen demandado-día.

miento para estimar la variable ET es el mismo que para “condiciones actuales” y la propuesta analizada corresponde a una estrategia de adaptación de compactación de fechas de siembra y el uso de cultivos de ciclo largo; la definición se realiza con adecuaciones al plan de riegos de la zona, que incluye cultivos propuestos con fechas, superficies de siembra y ciclos agrícolas.

Se presenta sólo el resultado del paso 4, que representa las estimaciones en forma ponderada. Así, se obtiene la curva general integrada de los tres ciclos PV, OI y perennes para el año agrícola, encontrándose la variable evapotranspiración ponderada de una zona de riego, tal como se muestra en la figura 7.

El resultado final de la propuesta ha consistido en obtener la variable evapotranspiración ponderada de una zona de riego. De las ecuaciones (7) y (8) se obtiene $ET_{zr} = 4.1$ mm día⁻¹ y una superficie de 23 419 ha. Al multiplicar día a día la superficie por la ET_{zr} y con eficiencia global de 100% (datos de la figura 7), se obtiene la curva que integra el volumen diario demandado en todo el año, siendo el valor pico el día Juliano 96, con fecha 06/04/2051, con un volumen máximo de 961 740.67 m³ día⁻¹. Para la superficie obtenida como resultado de 23 419 ha, una eficiencia global de $\eta = 0.49$ y la $ET_{zr} = 4.1$ mm día⁻¹, con el uso de la ecuación (9) se obtiene un gasto de 22.72 m³ seg⁻¹.

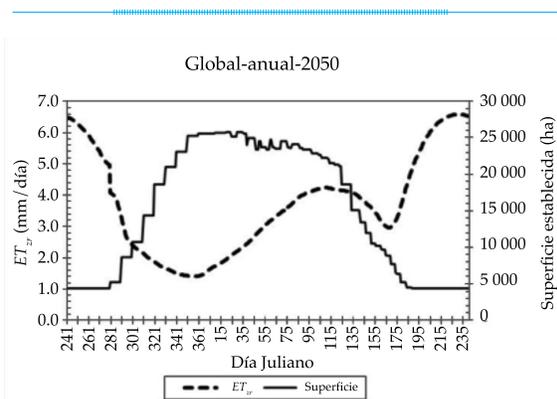


Figura 7. Variación ET_{zr} -superficie diaria, periodo 2050.

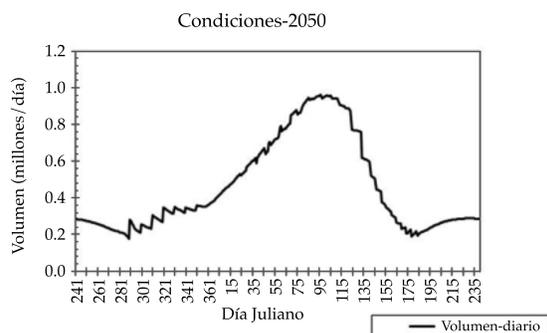


Figura 8. Volúmenes diarios para el periodo 2050.

Consecuencias concluyentes

De los resultados obtenidos para las condiciones actuales y bajo el escenario del cambio climático para las condiciones futuras respecto a la variación en porcentajes del gasto máximo necesario diario es de 5.08% de incremento, al pasar del gasto al inicio de la red de $21.70 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$ a $22.72 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$, diferencia de $1.0 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$, gasto adicional a ser conducido por la infraestructura hidráulica. Esto es para las condiciones presentadas. La variación en porcentajes del volumen total anual necesario para las condiciones del Distrito de Riego 075, Río Fuerte, Sinaloa, México, es de 8.2%, en incremento, al pasar de un volumen de $154\,544\,085 \text{ m}^3$ a $167\,117\,884 \text{ m}^3$;

esto es, 12.58 millones de m^3 volumen necesario adicional en disponibilidad al inicio del ciclo agrícola.

Para el caso de las secciones al final de las ramificaciones o al final de la red de conducción, la capacidad del canal se diseña para satisfacer el máxima gasto para áreas pequeñas, según SRH (1973). Esto es, para áreas menores de 1 000 ha, la demanda máxima de diseño de la capacidad del canal, es necesario considerar un mono cultivo y que su ET_{c-i} sea el máximo del plan de riego. Para el caso de estudio, son los cultivos perenes los que resultan con máximo ET_{c-i} . En el cuadro 1 se presentan los resultados para los cultivos perennes del plan de riego de la aplicación de la ecuación (2), para el periodo actual y para el escenario del cambio climático para las condiciones futuras, 2050.

Es importante señalar que para los cultivos perennes no hay cambio en la recomendación de adaptación al cambio climático. Por ser precisamente perenes, el aumento de ET_{c-i} en porcentaje en el caso del cultivo de la alfalfa es de 5.03%, que se toma como referencia para el cálculo del gasto y volumen.

Las zonas de riego son diseñadas con información histórica de un patrón de cultivos de la región, climatología histórica, requerimientos hídricos pico, y régimen de humedad de los suelos. Los resultados del estudio indican que el dimensionamiento de diseño de la infraestructura puede incrementarse debido a un cambio en los patrones climáticos y en las posibles acciones de adaptación. Sin embargo, el análisis anterior se realizó asumiendo el escenario de emisiones A1B y que no hay modificaciones futuras en el plan de cultivos. El incremento en la capacidad de diseño de canales puede ser diferente de lo estimado en este trabajo, en función del escenario de emisiones usado o de las acciones de adaptación al cambio climático a implantar en el futuro por los productores, además de las analizadas en este trabajo, como reconversión de cultivos, tecnificación de riego parcelario, revestimiento o entubamiento de canales, por mencionar algunas, que no fueron objeto del presente trabajo. En consecuencia, es

Cuadro 1. Resultado para los cultivos perennes del distrito de riego 075 en “condiciones actuales” y para el año 2050.

Escenarios	Actual				Escenario 2050				Diferencia 2050-2000
	Juliano día	ET _{c-i} (mm/d)	Superficie (Ha)	Volumen (m ³ /día)	Juliano día	ET _{c-i} (mm/d)	Superficie (Ha)	Volumen (m ³ /día)	%
Alfalfa	144	6.707	500	33 535	156	7.064	500	35 320	1.053
Mango	149	6.405	300	19 215	156	6.435	300	19 305	1.005
Caña	226	6.585	1 000	65 850	231	6.779	1 000	67 790	1.029

necesario analizar las posibles repercusiones del cambio climático en las demandas de los cultivos, para acoplar la capacidad de conducción de la infraestructura actual a las nuevas demandas de riego de acuerdo con las respuestas de los agricultores y patrones climáticos.

Conclusiones

Con la intensificación del cambio climático, el uso de información climática histórica puede ser ahora cuestionable en diseño y operación de los sistemas de riego. Sin embargo, estimar el impacto del cambio climático en los sistemas agrícolas es una tarea difícil, por las dificultades en la predicción de los escenarios climáticos futuros y las acciones que los agricultores adopten o el gobierno promueva en el futuro. De acuerdo con los resultados, se concluye que la infraestructura de riego, con relación a la capacidad del gasto de diseño, sugiere tener en cuenta tres consideraciones para el diseño de la infraestructura hidroagrícola bajo escenarios de cambio climático:

- Para áreas al final de las ramificaciones o al final de la red de canales, la capacidad del canal, bajo las condiciones con y sin adaptación, que serán afectadas al menos con un 5% de la capacidad de conducción del gasto.
- Para el inicio de la sección o total del canal para alimentar las áreas mayores, bajo la condiciones de adaptación, que serán afectadas con 5% o más de la capacidad del gasto de diseño.

- En relación con el volumen anual utilizado bajo el mismo plan de cultivos con las condiciones de adaptación se verá afectado con un aumento de 8.5%.

Referencias

- Allen, G. R., Pereira, L., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Estudio FAO Riego y drenaje 56. Evapotranspiración del cultivo: Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos* (298 pp.). Serie cuadernos técnicos. Roma: FAO.
- Anandhi, A. (2007). *Impact Assessment of Climate Change on Hydrometeorology of Indian River Basin for IPCC SRES Scenarios*. Ph.D. Dissertation. Bangalore, India: Indian Institute of Science.
- Clement, R. (1979). *Computation of flow in Irrigation Systems Operating 'On Demand'*. Traducción al inglés del US Bureau of Reclamation. Le Tholonet: La Société du canal de Provence et d'Am  nagement de la Region Provencale (December, 13, 1965).
- Clemmens, A. J. (1987). *Delivery System Schedules and Required Capacities, Planning, Operation, Rehabilitation and Automation of Irrigation Water Delivery Systems*. Symposium Proceedings, ASCE, New York.
- Conagua (2014). *Estadística histórica de producción agrícola de los Distritos de Riego*. México, DF: Comisión Nacional de Agua, Gerencia de Distritos de Riego.
- Daccache, A., & Lamaddalena, N. (2010). *Climate Change Impacts on Pressurized Irrigation Systems. Proceeding of the Institution of Civil Engineers-Engineering Sustainability*, 163, 97-105.
- Dixon, J., Gulliver, A., & Gibbon, D. (2001). *Farming Systems and Poverty* (412 pp.). Rome/Washington, DC: FAO/World Bank.
- Iñiguez, C. M., De León, M. B., Prado, H. J. V., & Rendón, P. L. *Ingenier   Hidráulica en México*, (2007). Análisis y comparación de tres métodos para determinar la capacidad de conducción de canales, aplicados en el distrito de riego La Bego  a. *Ingenier   Hidráulica en México*, 22(2), 81-90.

- IPCC (2000). *Emission Scenarios. A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In N. Nakicenović & R. Swart (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press. Recuperado de <http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/emission>.
- IPCC (2007). *Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* (104 pp.). Equipo de redacción principal: R. K. Pachauri, & A. Reisinger, directores de la publicación. Ginebra: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Montero-Martínez, J. M., Lobato-Sánchez, R., Ojeda-Bustamante, W., Santana-Sepúlveda, J. S., & Prieto, R. (2013). Sistema de consulta de proyecciones regionalizadas de cambio climático para México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(2), 113-128.
- Ojeda-Bustamante, W., Sifuentes-Ibarra, E., & Unland, H. (2006). Programación integral del riego en maíz. *Agrociencia*, 40, 13-25.
- Ojeda-Bustamante, W., González-Camacho, J. M., Sifuentes-Ibarra, E., Isidro, E., & Rendón-Pimentel, L. (2007). Using Spatial Information Systems to Improve Water Management in Mexico. *Agricultural Water Management*, 89, 81-88
- Ojeda-Bustamante, W., Hernández, L., & Sánchez, I. (2008a). *Requerimientos de riego de los cultivos. Manual para diseño de zonas de riego pequeñas* (pp. 1-49). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Ojeda-Bustamante, W., Martínez, P., & Hernandez, L. (2008b). Repercusiones del cambio climático en la agricultura de riego. Capítulo 6 (pp. 73-83). En A. Aguilar & P. Martínez (Eds). *Efectos del cambio climático en los recursos hídricos de México*. Vol. II. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Ojeda-Bustamante, W., Sifuentes-Ibarra, E., Iñiguez, M., & Montero, J. M. (2011). Impacto del cambio climático en el desarrollo y requerimientos hídricos de los cultivos. *Agrociencia*, 45, 1-21.
- Olesen, J. E., Trnka, M., Kersebaum, K. C., Skjelvag, A. O., Seguin, B., Peltonen-Sainio, P., Rossi, F., Kozyra, J., & Micale, F. (2011). Impacts and Adaptation of European Crop Production Systems to Climate Change. *Eur. J. Agron.*, 34, 96-112.
- Park, G. A., Ahn, S. R., Lee, Y. J., Shin, H. J., Park, M. J., & Kim, S. J. (2009). Assessment of Climate Change Impact on the Inflow and Outflow of Two Agricultural Reservoirs in Korea. *Transactions of the ASABE*, 52(6), 1869-1883.
- Parisa-Sadat, A., Bozorg-Haddad, O., Akbari-Alashti, H., & Mariño, M. A. (April, 2015). Determination of Irrigation Allocation Policy under Climate Change by Genetic Programming. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 141(4), 04014059.
- Salinger, M. J., Sivakumar, M. V. K., & Motha, R. (2005). Reducing Vulnerability of Agriculture and Forestry to Climate Variability and Change: Workshop Summary and Recommendations. *Climatic Change*, 70, 341-362.
- SRH (1973). *Proyecto de Zonas de Riego*. México, DF: Secretaría de Recursos Hidráulicos, Dirección de Proyectos de Grande Irrigación, Departamento de Canales.
- Spare, D. P., Wang, J., & Hagan, E. (1980). Sizing Rice Irrigation Canals. *Transaction of the ASAE*, 23(4), 914-918.
- Tubiello, F. N., Soussana, J.-F., & Howden, S. M. (2007). Crop and Pasture Response to Climate Change. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 104(50), 19686-19690.
- Yano, T., Aydin, M., & Haraguchi, T. (2007). Impact of Climate Change on Irrigation Demand and Crop Growth in a Mediterranean Environment of Turkey. *Sensors-Basel*, 7, 2297-2315.

Dirección institucional de los autores

Dr. Mauro Iñiguez
Dr. Waldo Ojeda-Bustamante

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Paseo Cuauhnáhuac 8535, Colonia Progreso
62550 Jiutepec, Morelos, MÉXICO
Teléfono: +52 (777) 3293 600
mic@tlaloc.imta.mx
wojeda@tlaloc.imta.mx,

Dr. Carlos Díaz-Delgado

Centro Interamericano de Recursos del agua (CIRA)
Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma del Estado de México
Cerro de Coatepec s/n, ciudad Universitaria
50130 Toluca, Estado de México, MÉXICO
cdiazd@uaemex.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Cuenca del río Xelajú a principios de la temporada de lluvias, Chiapas, México.

Foto: Neptalí Ramírez Marcial.

Diseño de riego por melgas empleando las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt

• Heber Saucedo* •

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

*Autor de correspondencia

• Manuel Zavala •

Universidad Autónoma de Zacatecas

• Carlos Fuentes •

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Resumen

Saucedo, H., Zavala, M., & Fuentes, C. (septiembre-octubre, 2015). Diseño de riego por melgas empleando las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 103-112.

Se presenta un método de diseño de riego por melgas basado en la aplicación de un modelo que emplea las ecuaciones de Saint-Venant para describir el flujo del agua sobre el suelo, y la ecuación de Green y Ampt para representar el flujo del agua en el suelo. La principal ventaja del modelo presentado es el poco tiempo de cómputo que requiere para su aplicación, en comparación con el necesario para ejecutar un modelo hidrodinámico completo reportado en la literatura, mismo que emplea las ecuaciones de Saint-Venant para el flujo del agua sobre el suelo, acopladas internamente con la ecuación de Richards, que permite modelar el flujo del agua en el suelo. Con base en los resultados obtenidos mediante la aplicación del modelo para diez tipos de suelo diferentes se han elaborado cuadros de diseño operativo del riego por melgas.

Palabras clave: riego por melgas, ecuaciones de Saint-Venant, ecuación de Green y Ampt, gasto óptimo.

Abstract

Saucedo, H., Zavala, M., & Fuentes, C. (September-October, 2015). *Border Irrigation Design with the Saint-Venant and Green & Ampt Equations*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(5), 103-112.

A design procedure for border irrigation is presented. The procedure is based on the use of Saint-Venant equations to describe water flow over the soil and the Green and Ampt equation to model water flow in the soil. The main advantage of the model presented is that its application requires very little computation time compared to a full hydrodynamic model using Saint-Venant equations to describe water flow over soil, internally coupled with the Richards equation to model water flow in the soil. The results obtained from applying the model to 10 types of different soils were used to generate operating design tables for border irrigation.

Keywords: Border irrigations, Saint-Venant equations, Green & Ampt equation, optimal flow.

Recibido: 14/02/2015

Aceptado: 11/05/2015

Introducción

El objetivo del diseño de riego por melgas es conseguir la aplicación de una lámina de riego requerida por el cultivo de la manera más uniforme posible, conservando una eficiencia de aplicación alta. El diseño del riego consiste

en determinar el gasto de aporte y el tiempo durante el cual se aplica dicho gasto en la cabecera de la melga para lograr la mayor uniformidad posible; es decir, en determinar el gasto óptimo para una longitud de melga y una caracterización hidrodinámica del suelo específica.

Rendón, Fuentes y Magaña (1997) obtuvieron que el gasto óptimo de diseño guarda una proporción lineal con la longitud de la melga en la cual debe aplicarse. El resultado se obtiene usando un modelo formado por las ecuaciones de Lewis y Milne (1938) para describir el flujo del agua sobre la superficie del suelo, y de Green y Ampt (1911) para describir el flujo del agua en el suelo. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que las ecuaciones de Lewis y Milne (1938) son la forma más simplificada de modelar el flujo del agua a superficie libre en el riego por melgas.

El objetivo del presente estudio fue desarrollar un modelo donde se utilice una forma precisa de modelar el flujo del agua a superficie libre, para lo cual se hace uso de las ecuaciones de Saint-Venant, mientras que para la descripción del flujo del agua en el suelo se utiliza la ecuación de Green y Ampt, que es una forma sencilla de modelar el fenómeno manteniendo bases físico-matemáticas en la representación.

Flujo del agua sobre la superficie del suelo

El flujo del agua con una superficie libre es modelado con las ecuaciones de Saint-Venant, que resultan de la aplicación de las leyes de conservación de masa y cantidad de movimiento. En una melga, la relación entre su ancho y el tirante de agua permite considerar las ecuaciones correspondientes al escurrimiento sobre una superficie de ancho infinito (Woolhiser, 1975). La ecuación de continuidad se escribe como:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial x} + \frac{\partial I}{\partial t} = 0 \quad (1)$$

la ecuación de momentum se escribe en la forma recomendada por Saucedo, Fuentes y Zavala (2005):

$$\frac{1}{h} \frac{\partial q}{\partial t} + \frac{2q}{h^2} \frac{\partial q}{\partial x} + \left(g - \frac{q^2}{h^3} \right) \frac{\partial h}{\partial x} + g(J - J_o) + \beta \frac{q}{h^2} \frac{\partial I}{\partial t} = 0 \quad (2)$$

donde $q(x,t) = U(x,t)h(x,t)$ es el gasto por unidad de ancho de melga [L^2T^{-1}]; x , la coordenada espacial en la dirección principal del movimiento del agua en la melga [L]; t , el tiempo [T]; U , la velocidad media; h , el tirante de agua [L]; J_o , la pendiente topográfica de la melga [LL^{-1}]; J , la pendiente de fricción [LL^{-1}]; $V_1 = \partial I / \partial t$, el flujo de infiltración [LT^{-1}], es decir, el volumen de agua infiltrado en la unidad de tiempo por unidad de ancho y por unidad de longitud de la melga; I , la lámina infiltrada [L]; g , la aceleración gravitacional [LT^{-2}]; $\beta = U_{ix}/U$, donde U_{ix} es la proyección en la dirección del movimiento de la velocidad de salida de la masa de agua debido a la infiltración.

La relación entre las variables hidráulicas q y h con la pendiente de fricción, denominada ley de resistencia hidráulica, es adoptada de acuerdo con Fuentes, De León, Saucedo, Parlange y Antonino (2004), haciendo uso de una ley potencial de resistencia:

$$q = kv \left(\frac{h^3 g J}{\nu^2} \right)^d \quad (3)$$

donde ν es el coeficiente de viscosidad cinemática del agua [L^2T^{-1}] y k es un factor adimensional; d es un parámetro adimensional, que varía entre $1/2 \leq d \leq 1$, en función del tipo de flujo; los valores extremos $d = 1/2$ y $d = 1$ corresponden, respectivamente, al régimen de Chézy y al flujo laminar de Poiseuille.

Para establecer las condiciones inicial y de frontera que deben sujetar a las ecuaciones de Saint-Venant para modelar el riego por melgas se tiene en cuenta una melga cerrada, para evitar la pérdida de masa fuera del dominio de riego. Para la fase de avance se tiene:

$$q(x,0) = 0 \quad \text{y} \quad h(x,0) = 0 \quad (4)$$

$$q(0,t) = q_o, \quad q(x_f,t) = 0 \quad \text{y} \quad h(x_f,t) = 0 \quad (5)$$

donde $x_f(t)$ es la posición del frente de onda para el tiempo t y q_o es el gasto de aporte en la entrada de la melga. Para la fase de almacenamiento:

$$q(0,t) = q_0, \quad q(L,t) = 0 \quad (6)$$

donde L es la longitud de la melga y q_0 es el gasto de aporte en la cabecera de la melga. Para la fase de consumo:

$$q(0,t) = 0, \quad q(L,t) = 0 \quad (7)$$

Para cerrar el sistema es necesario conocer la forma en que evoluciona en el tiempo la lámina infiltrada en toda posición sobre la melga, esto es, la ley de infiltración.

Flujo del agua en el suelo

El modelo de Green y Ampt (1911) se establece a partir de la ecuación de continuidad y la ley de Darcy con las siguientes hipótesis: a) el perfil de humedad inicial en una columna de suelo es uniforme $\theta = \theta_0$; b) la presión del agua en la superficie del suelo es hidrostática: $\psi = h \geq 0$, donde h es el tirante de agua; c) existe un frente de humedecimiento bien definido, caracterizado por una presión negativa: $\psi = -h_f < 0$, donde h_f es la succión en el frente de humedecimiento; y d) la región entre la superficie del suelo y el frente de humedecimiento está completamente saturada (flujo en pistón), $\theta = \theta_s$ y $K = K_s$, donde K_s es la conductividad hidráulica a saturación, es decir, el valor de la conductividad hidráulica de la ley de Darcy correspondiente al contenido volumétrico de agua a saturación. La ecuación diferencial ordinaria resultante es la siguiente:

$$V_I = \frac{dI}{dt} = K_s \left[1 + \frac{(h_f + h)\Delta\theta}{I} \right] \quad (8)$$

donde $\Delta\theta = \theta_s - \theta_0$ es la capacidad de almacenamiento; I es el volumen infiltrado acumulado por unidad de superficie de suelo o lámina infiltrada.

Solución numérica

Para el cálculo del gasto óptimo se hace uso de un modelo numérico para las cuatro fases del

riego por melgas desarrollado por Saucedo, Zavala y Fuentes (2011). La disposición de las celdas de cálculo para las fases de avance, almacenamiento, consumo y recesión se muestra en la figura 1.

La forma discreta de la ecuación de continuidad para la fase de avance se escribe como:

$$\begin{aligned} & [\omega q_\ell + (1-\omega)q_j] \delta t - (x_\ell - x_j) \left[\begin{array}{l} \omega(h_\ell + I_\ell) \\ + (1-\omega)(h_j + I_j) \end{array} \right] \\ & - [\omega q_r + (1-\omega)q_m] \delta t + (x_r - x_m) \left[\begin{array}{l} \omega(h_r + I_r) \\ + (1-\omega)(h_m + I_m) \end{array} \right] \\ & - [\phi h_\ell + (1-\phi)h_r + \phi I_\ell + (1-\phi)I_r] (x_r - x_\ell) \\ & + [\phi h_j + (1-\phi)h_m + \phi I_j + (1-\phi)I_m] (x_m - x_j) = 0 \quad (9) \end{aligned}$$

para las fases de almacenamiento, consumo y recesión se tiene:

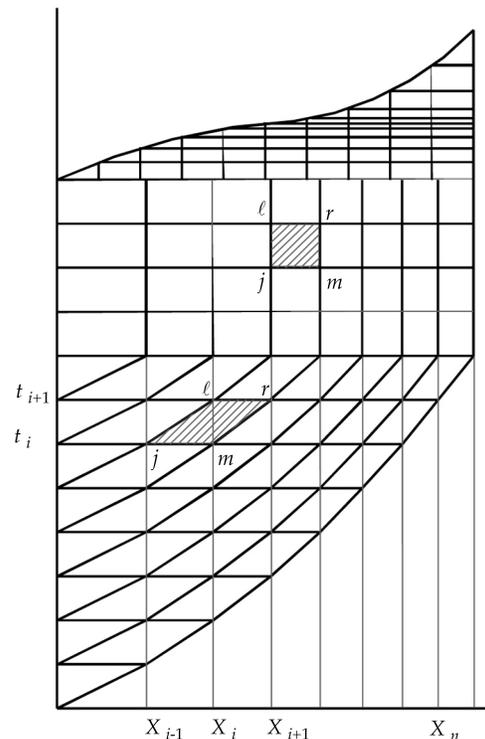


Figura 1. Disposición de las celdas de cálculo para las fases de avance, almacenamiento, consumo y recesión.

$$\begin{aligned} & [\omega q_\ell + (1-\omega)q_j] \delta t - [\omega q_r + (1-\omega)q_m] \delta t \\ & - [\phi h_\ell + (1-\phi)h_r + \phi I_\ell + (1-\phi)I_r](x_r - x_\ell) \\ & + [\phi h_j + (1-\phi)h_m + \phi I_j + (1-\phi)I_m](x_m - x_j) = 0 \quad (10) \end{aligned}$$

La ecuación de momentum guarda la misma forma discreta para las cuatro fases del riego:

$$\begin{aligned} & 2\bar{q}\bar{h}(q_r - q_\ell)\delta t + (g\bar{h}^3 - \bar{q}^2)(h_r - h_\ell)\delta t \\ & + \bar{h}^2(x_r - x_\ell)[\omega q_r + (1-\omega)q_\ell - \omega q_m - (1-\omega)q_j] \quad (11) \\ & + g\delta t \bar{h}^3(x_r - x_\ell)[\omega J_r + (1-\omega)J_\ell - J_o] \\ & + \beta\delta t \bar{q}\bar{h}(x_r - x_\ell)[\omega I_r + (1-\omega)I_\ell - \omega I_m - (1-\omega)I_j] = 0 \end{aligned}$$

En las ecuaciones (9) a (11), δt es el paso de tiempo, ω y ϕ son factores de peso en espacio y tiempo, y las demás variables se definen de acuerdo con la figura 1. El cálculo de los coeficientes se realiza con base en los valores pertenecientes al nivel de tiempo anterior: $\bar{q} = (1-\phi)q_m + \phi q_r$, $\bar{h} = (1-\phi)h_m + \phi h_r$ (Saucedo *et al.*, 2005). Se introducen las variables pequeñas (Strelkoff & Katopodes, 1977): δh_r , δq_r , δh_ℓ y δq_ℓ tales que, para las celdas interiores se tiene: $h_\ell = h_j + \delta h_\ell$, $h_r = h_m + \delta h_r$, $q_\ell = q_j + \delta q_\ell$ y $q_r = q_m + \delta q_r$. Se sustituyen en las formas discretas de las ecuaciones de continuidad y *momentum*, y se obtiene un sistema de ecuaciones algebraicas, cuya solución permite avanzar en el tiempo los valores de las variables hidráulicas. El detalle de las entradas al sistema matricial puede consultarse en Saucedo *et al.* (2011).

La ecuación de Green y Ampt (8) se resuelve numéricamente usando un método de diferencias finitas. El procedimiento se encuentra bien documentado en la literatura y puede consultarse, por ejemplo, en Burden y Faires (1985).

Se ha utilizado un paso de tiempo constante $\Delta t = 1.0$ s para el acoplamiento de las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt. La discretización utilizada para la solución de la forma completa de las ecuaciones de Saint-Venant guarda

semejanza con las reportadas en la literatura: Katopodes y Strelkoff (1977): $\Delta t_{\min} = 5$ s; Akanbi y Katopodes (1988): $\Delta t_{\max} = 1$ s; Playán, Walker y Merkley (1994) $\Delta t_{\min} = 2.12$ s.

Ventajas del modelo simplificado

La principal ventaja que se tiene con el empleo del modelo simplificado basado en el uso de las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt es el menor tiempo de cómputo que se requiere para la obtención de resultados de la aplicación del modelo. A manera de ejemplo, se utilizan datos de un experimento reportado en la literatura por Fuentes (1992). Se dispone de los siguientes datos: gasto unitario $q_o = 0.0032$ m³/s/m; pendiente topográfica $J_o = 0.002$ m/m; longitud de la melga $L = 100$ m; parámetros para la ley de resistencia de Fuentes *et al.* (2004): $d = 1$, $k = 1/54$; parámetro en la ecuación de cantidad de movimiento: $\beta = 2$; valor inicial del contenido volumétrico de agua $\theta_o = 0.2749$ cm³/cm³. Los parámetros θ_s , θ_r , m y η de las características hidrodinámicas fueron determinados a partir de la curva granulométrica del suelo franco de Montecillo. Siguiendo la metodología sugerida por Fuentes (1992) resulta $\theta_s = 0.4865$ cm³/cm³, $\theta_r = 0.0$ cm³/cm³, $m = 1258$, $n = 2.2878$ y $\eta = 11.0$. Los valores de los parámetros $\psi_d = 32.75$ cm y $K_s = 1.84$ cm/h fueron obtenidos mediante la aplicación de un procedimiento inverso para describir datos de una prueba de riego efectuada en el experimento mencionado.

En una computadora de escritorio, con procesador Intel® Core™ i7-4770 CPU @ 3.40 GHz y 8.0 GB de memoria RAM, la aplicación del modelo hidrodinámico completo basado en el uso de las ecuaciones de Saint-Venant y Richards para modelar las cuatro fases del riego por gravedad (avance, almacenamiento, consumo, recesión) requiere de un tiempo de cómputo de 3 505 segundos (58 minutos y medio, aproximadamente), mientras que la modelación empleando el modelo simplificado basado en el uso de las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt requiere de sólo 23.6 segundos; es decir,

en el ejemplo bajo análisis, el modelo simplificado es 150 veces más rápido que el modelo hidrodinámico completo. La comparación de los resultados obtenidos durante la simulación de la fase de avance empleando ambos modelos se muestran en la figura 2 para el caso de la posición del frente de avance, y en la figura 3 para el caso de la evolución en el tiempo del tirante y la lámina infiltrada en la cabecera de la melga. Puede apreciarse que, no obstante la muy significativa diferencia en los tiempos de cómputo necesarios para la aplicación de ambos modelos, los resultados son muy similares. Es importante aclarar que la comparación se realiza para un suelo franco. Conforme la textura del suelo sea más arcillosa, es de esperarse que la diferencia en los tiempos de cómputo sea aún mayor.

Otra ventaja que tiene el modelo simplificado sobre el modelo hidrodinámico completo es que la información necesaria para su aplicación es, en general, más fácil y menos costosa de obtener que aquella que se ocupa en la aplicación del modelo hidrodinámico completo.

Diseño del riego por melgas

Para el diseño del riego por melgas se pueden utilizar dos métodos (Rendón *et al.*, 1997): pruebas de riego y modelos físico-matemáticos. Las pruebas de riego consisten en hacer experimentos de campo, en donde las variables experimentales son el gasto de riego, longitud de la melga y tipo de suelo. Con base en los resultados de los experimentos, para cada tipo de suelo se obtienen combinaciones de gasto de riego unitario y longitud de la melga que hacen posible aplicar con un alto grado de uniformidad una lámina de riego específica. Las pruebas de riego tienen la desventaja de requerir un tiempo considerable para su ejecución, son costosas y debe realizarse una cantidad elevada de pruebas para determinar el gasto de riego para el que se obtiene la mayor uniformidad en el riego; por estas razones son recomendadas sólo para calibrar los métodos de diseño.

En riego es indispensable distinguir al menos tres eficiencias relacionadas con el proceso: la eficiencia de aplicación, la eficiencia de

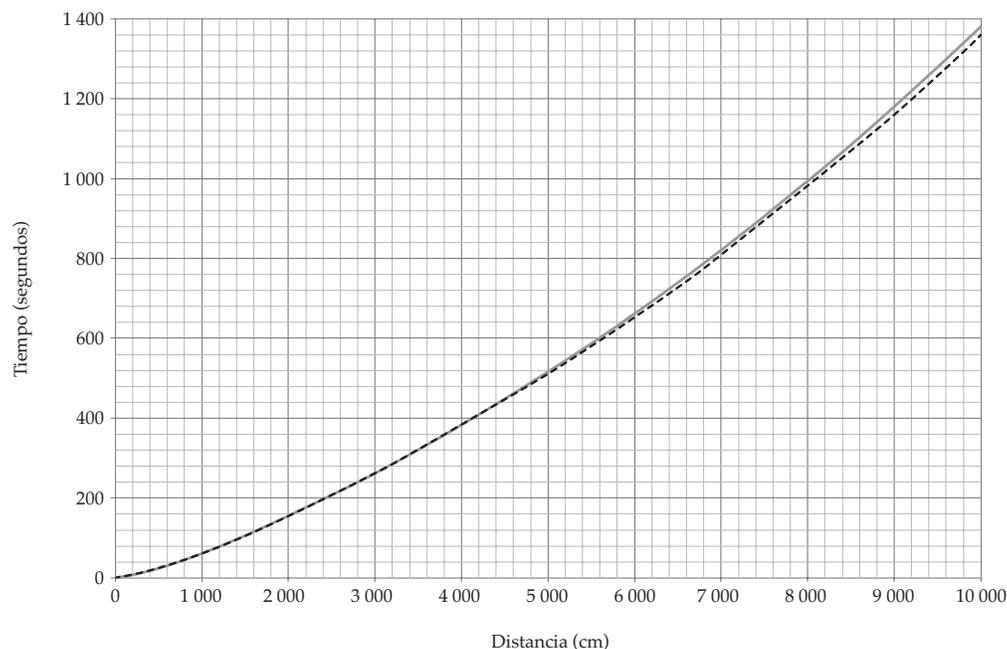


Figura 2. Frentes de avance obtenidos mediante la aplicación del modelo hidrodinámico completo (línea continua) y el modelo simplificado (línea punteada). Suelo franco de Montecillo.

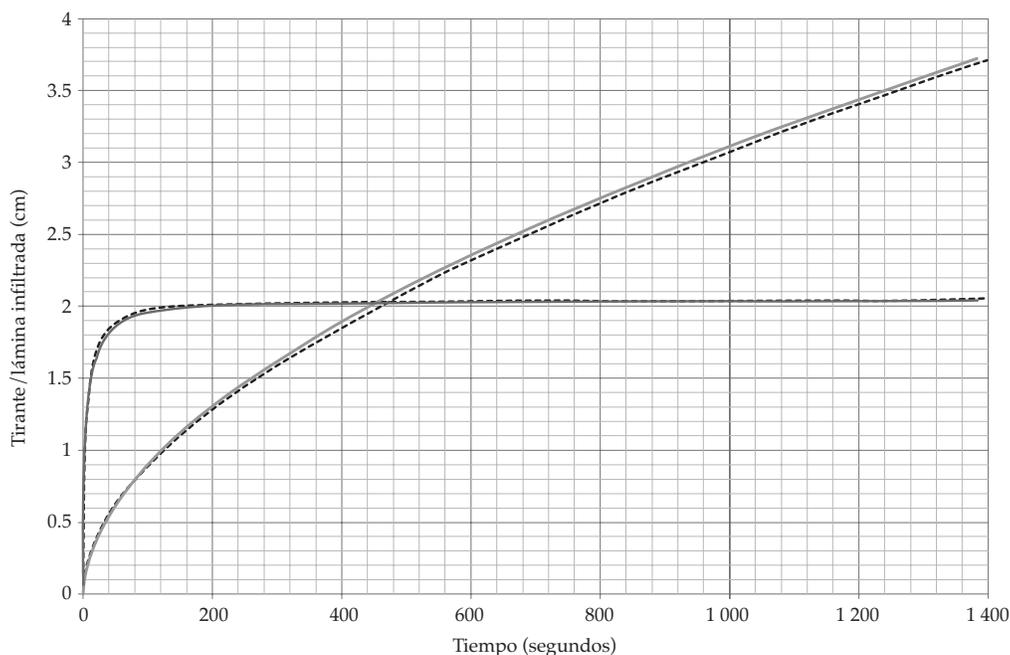


Figura 3. Evolución en el tiempo del tirante y la lámina infiltrada en la cabecera de la melga, obtenidos mediante la aplicación del modelo hidrodinámico completo (línea continua) y el modelo simplificado (línea punteada). Suelo franco de Montecillo.

requerimiento de riego y la eficiencia de uniformidad del riego. La eficiencia de aplicación (Ea) se define como $Ea = Vr / Vp$, donde Vr es el volumen requerido para satisfacer las necesidades de agua en la zona de raíces del cultivo [L^3] y Vp es el volumen de proyecto [L^3]; Vr se obtiene con la expresión $Vr = LnAr$, donde Ln es la lámina de riego neta [L], definida conforme a los requerimientos de riego del cultivo, y Ar es la superficie de riego considerada [L^2]. El volumen de proyecto se calcula como $Vp = QpTr = LbAr$, donde Qp es el gasto de proyecto [L^3T^{-1}], Tr es el tiempo de riego [T] y Lb es la lámina de riego bruta. Si en la expresión (18) el numerador y denominador se dividen entre Ar se obtiene $Ea = Ln/Lb$. La eficiencia de requerimiento de riego (Er) se define como $Er = Vd/Vr$, donde Vd es el volumen disponible [L^3]. Esta eficiencia indica la manera en que se están satisfaciendo las necesidades de agua del cultivo.

La situación ideal respecto a la uniformidad se presenta cuando todas las plantas reciben la misma cantidad de agua, situación que equivale

a aplicar una lámina de riego uniforme en toda la longitud de la melga. Para evaluar la uniformidad en la distribución de la lámina infiltrada puede utilizarse el coeficiente de uniformidad de Christiansen (CUC):

$$CUC = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |I_i - \hat{I}|}{n\hat{I}} \quad (12)$$

donde I_i es la lámina infiltrada en el punto i [L]; \hat{I} es la lámina infiltrada media [L], y n es el número de puntos considerados para efectuar el cálculo.

Empleando un modelo numérico desarrollado para el acoplamiento de las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt, es posible determinar el gasto para el cual se obtiene la mayor eficiencia de uniformidad, manteniendo los valores lo más elevado posible en cuanto a las eficiencias de aplicación y requerimiento de riego; es decir, para determinar el gasto óptimo de riego.

Para calcular el gasto óptimo para diversos tipos de suelo, diferenciados según su caracterización hidrodinámica, se ha procedido como a continuación se indica. El valor de la presión en el frente de humedecimiento (h_f), así como la conductividad hidráulica a saturación (K_s) se determinan con base en los valores proporcionados por Rawls y Brakensiek (1981) en relación con la textura del suelo. El contenido volumétrico de agua a saturación ha sido asimilado a la porosidad total del suelo (ϕ), la cual ha sido determinada mediante el mismo procedimiento.

El contenido volumétrico de agua necesario para asignar la condición inicial $\theta = \theta_0$ para la ecuación de Green y Ampt se determinó teniendo en cuenta la humedad aprovechable de cada tipo de suelo, suponiendo que se ha consumido 50% de dicha humedad antes de la aplicación del riego. La humedad aprovechable se determinó restando los contenidos volumétricos de agua correspondiente a la capacidad de campo (CC) y al punto de marchitamiento permanente (PMP), los valores de CC y PMP para cada tipo de suelo se estimaron de acuerdo con los reportados por Rawls y Brakensiek (1981), asociados con el triángulo de texturas.

En el cuadro 1 se muestran los valores de los parámetros de la ecuación de Green y Ampt para diez tipos de suelo. El conocimiento de dichos valores y del valor del contenido volumétrico de agua inicial hace posible calcular la relación

entre la longitud de la melga y el gasto de riego óptimo para cada suelo, dada una lámina de riego.

El coeficiente de uniformidad varía de forma sensible con el gasto de riego. En la figura 4 se muestra esta situación para el caso de tres tipos de suelo diferentes. Los puntos de inflexión de cada una de las curvas coinciden con el valor del gasto óptimo para una longitud de melga de 100 m y una lámina de riego de 10 cm para cada uno de los tipos de suelo especificados en la gráfica.

Es posible determinar el gasto de riego óptimo para diferentes longitudes de melga. La representación gráfica de dicho cálculo para un suelo franco se muestra en la figura 5 para tres láminas de riego diferentes. Puede apreciarse que existe una relación básicamente lineal entre el gasto óptimo de riego y la longitud de la melga. El valor de la constante de proporcionalidad entre dichas variables puede expresarse en términos de gasto de aporte por unidad de área, es decir, por unidad de ancho y por unidad de longitud de melga; el resultado se muestra en el cuadro 2 para tres láminas de riego típicas de 8, 10 y 12 cm. El cuadro presentado puede utilizarse con fines de diseño del riego por melgas.

Conclusiones

Se desarrolló un método de diseño de riego por melgas, obtenido mediante la aplicación de

Cuadro 1. Parámetros medios de la ecuación de infiltración de Green y Ampt (1911) utilizados para el diseño del riego por gravedad.

Suelo	θ_0 (cm ³ /cm ³)	θ_s (cm ³ /cm ³)	h_f (cm)	K_s (cm/h)
Franco arenoso	0.16	0.46	12	2.9
Franco	0.20	0.46	25	1.5
Franco limoso	0.17	0.55	30	1.0
Limo	0.14	0.50	35	0.8
Franco arcillo arenoso	0.18	0.42	12	2.0
Franco arcilloso	0.25	0.48	38	0.4
Franco arcillo limoso	0.26	0.49	60	0.15
Arcilla arenosa	0.25	0.42	25	0.5
Arcilla limosa	0.32	0.48	100	0.05
Arcilla	0.36	0.49	100	0.05

un modelo basado en el uso de las ecuaciones de Saint-Venant para el flujo del agua sobre el suelo, y la ecuación de Green y Ampt para el proceso de infiltración del agua en el suelo. La principal ventaja del modelo presentado es el poco tiempo de cómputo que requiere para su aplicación, comparado con un modelo hidrodinámico completo reportado en la literatura, el cual emplea las ecuaciones de Saint-Venant para el flujo del agua sobre el suelo, acopladas internamente con la ecuación de Richards, que permite modelar el flujo del agua en el suelo.

Referencias

Akanbi, A., & Katopodes, N. (1988). *Model for Flow Propagation on Initially Dry Land*. *Journal of Hydraulic Engineering*, 114(7), 689-706.

Burden, R. L., & Faires, J. D. (1985). *Análisis numérico* (721 pp.). México, DF: Grupo Editorial Iberoamérica.

Fuentes, C., De León, B., Saucedo, H., Parlange, J. Y., & Antonino, A. (2004). El sistema de ecuaciones de Saint-Venant y Richards del riego por gravedad: 1. La ley potencial de resistencia hidráulica. *Ingeniería Hidráulica en México*, 18(2), 121-131.

Fuentes, C. (1992). *Approche fractale des transferts hydriques dans les sols non saturés* (267 pp.). Tesis de doctorado. Grenoble: Universidad Joseph Fourier.

Green, W. H., & Ampt, G. A. (1911). Studies in Soil Physics, I: The Flow of Air and Water Through Soils. *J. Agric. Sci.*, 4, 1-24.

Katopodes, N., & Strelkoff, T. (1977). Hydrodynamics of Border Irrigation, Complete Model. *Journal of the Irrigation and Drainage Division, IR3*, 309-324.13188.

Lewis, M. R., & Milne, W. E. (1938). Analysis of Border Irrigation. *Transactions of the ASAE*, 19, 267-272.

Playán, E., Walker, W. R., & Merkle, G. P. (1994). Two-Dimensional Simulation of Basin Irrigation. I. Theory. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 120(5), 837-856.

Rawls, W. J., & Brakensiek, D. L. (1981). Estimating Soil Water Retention from Soil Properties. *Amer. Soc. Cív. Eng.*, 108(IR2), 167-171.

Rendón, L., Fuentes, C., & Magaña, G. (1997). Diseño del riego por gravedad (pp. I-75 a I-87). En *Manual para diseño de zonas de riego pequeñas*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Richards, L. A. (1931). Capillary Conduction of Liquids through Porous Mediums. *Physics*, 1, 318-333.

Saucedo, H., Fuentes, C., & Zavala, M. (abril-junio, 2005). El sistema de ecuaciones de Saint-Venant y Richards del riego por gravedad: 2. Acoplamiento numérico para la fase de avance en el riego por melgas. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20(2), 109-119.

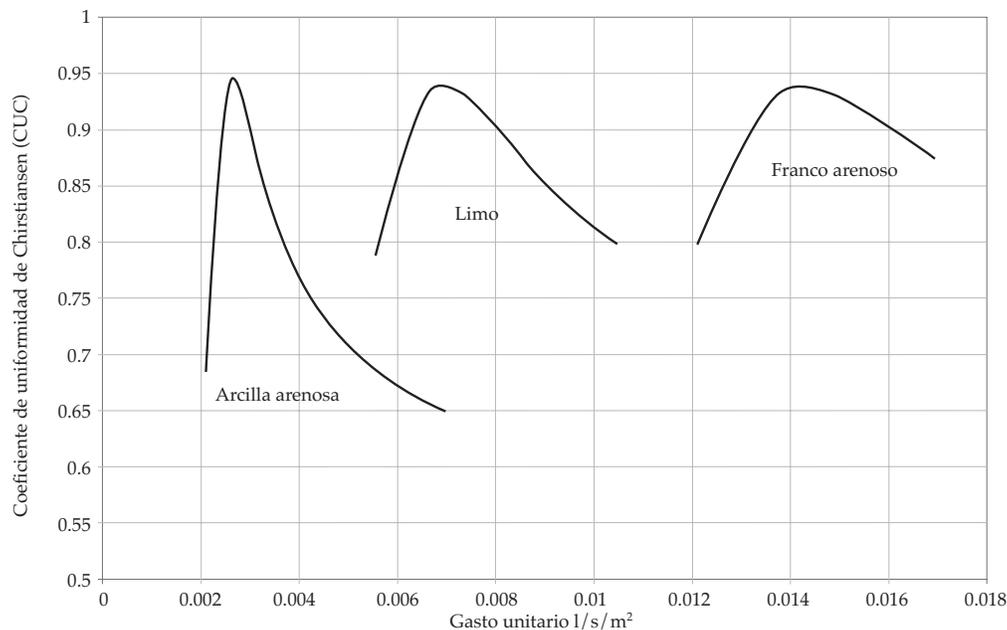


Figura 4. Variación de la eficiencia de uniformidad con el gasto de riego para tres tipos de suelo. Lámina de riego de 10 cm.

Cuadro 2. Cuadro de diseño del riego por melgas: gasto en l/s/m² para la aplicación óptima de la lámina de riego. Factor de fricción $\kappa = 1/54$; pendiente topográfica $J_0 = 0.002$. Modelo de ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt.

Suelo	Lámina de riego de 8 cm			Lámina de riego de 10 cm			Lámina de riego de 12 cm		
	Q _{opt}	TR	CUC	Q _{opt}	TR	CUC	Q _{opt}	TR	CUC
	l/s/m ²	horas	-	l/s/m ²	horas	-	l/s/m ²	horas	-
Franco arenoso	0.01565	1.6	0.921	0.01425	2.2	0.938	0.01330	2.8	0.951
Franco	0.00965	2.6	0.922	0.00875	3.5	0.939	0.00810	4.5	0.952
Franco limoso	0.01040	2.4	0.922	0.00890	3.4	0.936	0.00800	4.5	0.949
Limo	0.00810	3.1	0.924	0.00700	4.3	0.937	0.00620	5.9	0.950
Franco arcillo arenoso	0.01740	1.5	0.923	0.01515	2.0	0.938	0.01360	2.7	0.951
Franco arcilloso	0.00330	7.5	0.927	0.00285	10.6	0.941	0.00270	13.4	0.952
Franco arcillo limoso	0.00175	13.7	0.924	0.00145	20.9	0.940	0.00130	27.9	0.953
Arcilla arenosa	0.00290	8.5	0.929	0.00265	11.4	0.945	0.00245	14.7	0.959
Arcilla limosa	0.00060	40.6	0.888	0.00051	59.0	0.901	0.00046	77.5	0.911
Arcilla	0.00053	46.5	0.888	0.00045	67.3	0.901	0.00040	90.3	0.911

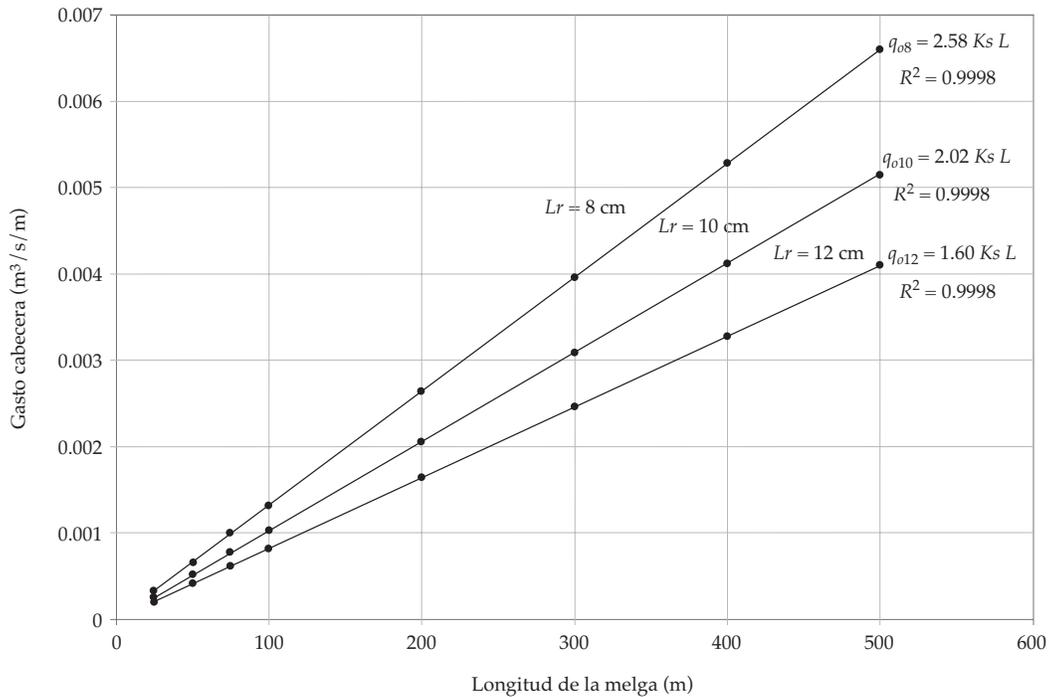


Figura 5. Relación entre la longitud de melga y el gasto de aporte óptimo para un suelo franco para tres láminas de aplicación: 8, 10 y 12 cm; K_s en cm/s.

Saucedo, H., Zavala, M., & Fuentes, C. (abril-junio, 2011). Modelo hidrodinámico completo para riego por melgas. *Tecnología y Ciencias del Agua, antes Ingeniería Hidráulica en México*, 2(2), 23-38.

Strelkoff, T., & Katopodes, N. (1977). Border-Irrigation Hydraulics with Zero Inertia. *Journal of the Irrigation and Drainage Division, IR3*, 325-342, 13189.

Woolhiser, D. A. (1975). Simulation of Unsteady Overland Flow (pp. 485-508). In K. Mahmood & V. Yevjevich (Eds.). *Unsteady Flow in Open Channels*. Vol II. Fort Collins, USA: Water Resources Publications.

Dr. Manuel Zavala

Universidad Autónoma de Zacatecas
Av. Ramón López Velarde # 801, Colonia Centro
98000 Zacatecas, Zacatecas, MÉXICO
Teléfono: +52 (492) 9239 407
mzavala73@yahoo.com

Dirección institucional de los autores

Dr. Heber Saucedo
Dr. Carlos Fuentes

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



Haga clic aquí para escribir al autor

Dispersión hídrica de arsénico en el distrito minero de San Antonio-El Triunfo, Baja California Sur, México

• Berenice Hernández-Cruz* • Faustino de Luna-Cruz • José A. Sánchez-Cruz •
• Francisco Martín Romero •

Universidad Nacional Autónoma de México

*Autor de correspondencia

Resumen

Hernández-Cruz, B., De Luna-Cruz, F., Sánchez-Cruz, J. A., & Romero, F. M. (septiembre-octubre, 2015). Dispersión hídrica de arsénico en el distrito minero de San Antonio-El Triunfo, Baja California Sur, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 113-122.

Se efectuó un estudio de las características granulométricas en el distrito minero de San Antonio-El Triunfo, Baja California Sur, México, con el fin de relacionar la distribución del arsénico (As) y el tamaño de partículas que contienen As y son movilizadas por escurrimiento. Las características de la precipitación se analizan mediante cinco estaciones meteorológicas. Se obtiene la lámina de lluvia efectiva, que se utiliza para la simulación del escurrimiento. El resultado de la simulación es la velocidad del escurrimiento en m³/s, este valor se relaciona con el diagrama de Hjulström, para conocer el tamaño de partículas que se transportan o sedimentan. Los resultados muestran la existencia de velocidades superiores a 3.0 m/s, que movilizan partículas de 0.001 hasta 100 mm, y velocidades inferiores a 2.0 m/s que no movilizan partículas. Dicha alternancia entre las velocidades va depositando los materiales. Los depósitos de materiales mayores a 2.0 mm de diámetro se asocian con altas concentraciones de As (500-1 000 mg/kg), medidas en el área de estudio e interpoladas con un sistema de información geográfica. Dada la configuración que se tiene de la distribución del As en suelos superficiales, se puede concluir que el agente hídrico es el principal responsable del movimiento de As y que son las partículas de diámetro de 2.0 mm las que concentran la mayor cantidad de As. Los estudios de caracterización física, como el presente trabajo, son poco frecuentes; sin embargo, su aporte científico es fundamental, principalmente en temas ambientales. Conjuntar la caracterización física con los datos geoquímicos y los estudios de remediación permite tener una visión integral en la gestión de sitios impactados con residuos mineros.

Palabras clave: distribución y dispersión de arsénico, velocidad de escurrimiento, tamaño de partícula, cauce principal.

Abstract

Hernández-Cruz, B., De Luna-Cruz, F., Sánchez-Cruz, J. A., & Romero, F. M. (September-October, 2015). Hydric Dispersion of Arsenic in the San Antonio-El Triunfo Mining District, Baja California Sur, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(5), 113-122.

The granulometric characteristics of the San Antonio-El Triunfo mining district, Baja California Sur, Mexico were studied in order to determine the relationship between the distribution of arsenic (As) and the size of particles containing As that are transported by runoff. The characteristics of rainfall at five weather stations were analyzed. Effective rainfall was obtained and used to simulate runoff. The simulation resulted in the determination of runoff velocity in m³/s, a value related to the Hjulstrom diagram, to identify the size of particles that were transported or deposited. The results show velocities over 3.0 m/s which transported particles between 0.001 and 100 mm, and velocities under 2.0 m/s which did not transport particles. Materials are deposited from this alternation between velocities. Deposits of materials over 2.0 mm in diameter are associated with high concentrations of As (500 – 1 000 mg/kg) measured in the study area, which were interpolated with a geographic information system. Given the configuration of the distribution of As in surface soil, it can be concluded that water is the primary cause of the movement of As. In addition, diameters of 2.0 mm contain the highest amount of As. Although few studies have performed a physical characterization such as the one herein, their scientific contributions are crucial, especially for environmental issues. By combining the physical characterization with geochemical data and remediation studies, a comprehensive perspective can be obtained for the management of sites affected by mining waste.

Keywords: Distribution of Arsenic, dispersion of Arsenic, runoff speeds, sizes of particles, riverbed.

Recibido: 16/07/2014
Aceptado: 28/05/2015

Introducción

Las altas concentraciones de arsénico (As) que se encuentran en la cuenca hidrográfica que incluye el distrito minero de San Antonio-El Triunfo, en Baja California Sur, México, se asocian principalmente con la actividad minera que se ha desarrollado desde hace más de dos siglos, y que en la actualidad ha experimentado una reactivación con la exploración de menas metálicas como oro y plata (Carrillo & Drever, 1997; COREMI, 1999; SGM, 2014).

El distrito minero está localizado a 45 km al SE de la ciudad de La Paz. Las coordenadas geográficas que lo delimitan son 23° 55' norte, 110° 02' oeste y 23° 49' norte, 110° 00' oeste (figura 1).

Entre 1878 y 1911 se conformó la actividad minera con la presencia de varias compañías, dando origen a la mayoría de las zonas con residuos mineros. Entre los años de 1784 y 1983 se extrajeron unas 3.6 toneladas de oro, 700 toneladas de plata, y 2 500 toneladas de plomo. Asociadas con dicha extracción, se calculan alrededor de 800 000 toneladas de residuos mineros (Carrillo & Drever, 1997). Esos residuos mineros se caracterizan por ser material disgregado, fácilmente erosionado, transportado y depositado en otro sitio por la ocurrencia de corrientes superficiales.

La hidrografía del sitio está representada por corrientes intermitentes y cauces de ríos secos. Geomorfológicamente, estos últimos presentan cauces anchos, con sustratos superficiales heterogéneos, además de no presentar patrones espaciales y temporales (Suárez, Vidal, Navarro, Gómez, & López, 2010). Las precipitaciones se presentan en eventos episódicos, que suelen ser de corta duración y gran intensidad, originadas principalmente por la formación de depresiones tropicales, tormentas y huracanes (Marmolejo, Sánchez, Romero, Sánchez, & Magallanes, 2011).

Los valores de As que se reportan en los sedimentos de los ríos son relativamente bajos (inferiores a 0.8 mg/kg), aunque los factores como la precipitación, el drenaje y la actividad minera, junto con los componentes climatológicos y geo-

lógicos, pueden elevar las concentraciones de As en los ecosistemas (Cullen & Reimer, 1989). Las corrientes fluviales localizadas en zonas mineras o en sitios con mineralizaciones metálicas pueden contener sedimentos con concentraciones de As de alrededor de 200 a 400 mg/kg (Appleton, Williams, Orbea, & Carrasco, 2001).

En el arroyo Hondo-Gallinas-El Carrizal, localizado en la cuenca contigua al área de estudio, se han registrado valores de As de 8 890 a 505 000 mg/kg (Marmolejo *et al.*, 2011).

Las partículas con altas concentraciones de As en algunos residuos mineros (como las del presente trabajo) son susceptibles de ser lixiviadas y arrastradas por los escurrimientos hacia porciones más bajas de la cuenca.

Por lo tanto, es importante conocer la dinámica que tiene el contaminante y la relación que guarda con las partículas transportadas por el flujo, suponiendo que al tener un transporte heterogéneo del material, las concentraciones de

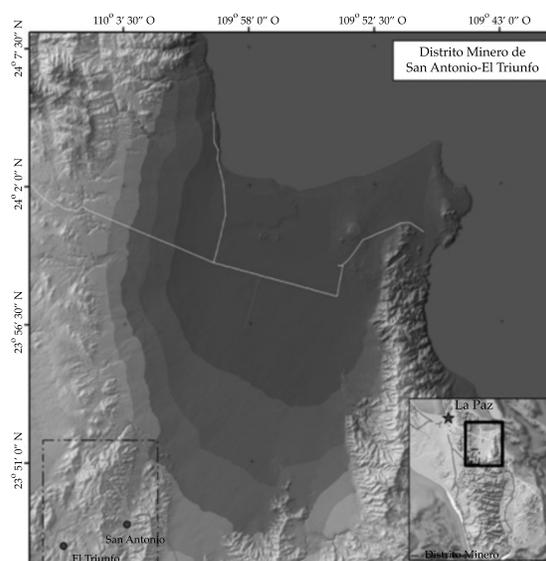


Figura 1. Localización de la zona del distrito minero de San Antonio-El Triunfo. Las mayores elevaciones están entre los 700 y 800 metros. El recuadro punteado muestra el área aproximada de la localización de los residuos mineros. El mapa inferior derecho muestra un recuadro con línea sólida, que indica el área de la cuenca de San Juan de Los Planes.

As también serán heterogéneas y se encontrarán en cualquier tamaño de partícula y no sólo en los materiales finos, como típicamente sucede.

Materiales y métodos

Construcción de los valores de las precipitaciones

Se utilizaron los registros de precipitación diaria de la base de datos del Clima Computarizado del Servicio Meteorológico Nacional (CLICOM). Los registros del CLICOM en la zona representan un área de 756 km² (figura 2).

Para conocer la distribución temporal de la lluvia se construyeron hietogramas. La construcción de los hietogramas se realizó en tres pasos. El primer paso consistió en obtener un conjunto de láminas de lluvia diaria. En el segundo paso se asignó un número de orden a cada lámina de lluvia de acuerdo con su magnitud. En el tercer paso se realizó el acomodo de las láminas de lluvia de los hietogramas, tomando en cuenta

el orden definido por el tren de lluvias máximo identificado.

Simulación de las precipitaciones

Dada la naturaleza de los hietogramas construidos, que toman en cuenta la variación espacial y temporal de la lluvia, el comportamiento del escurrimiento superficial se trabajó con el modelo “Flubidi” del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), utilizado en reportes técnicos de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) y en tesis de maestría del área de hidráulica de la UNAM.

El modelo trabaja con parámetros concentrados, útiles para cuencas pequeñas (menores a 1 000 km²). La simulación se realiza considerando las ecuaciones de aguas someras de Saint-Venant, que representan el flujo en superficie (Fuentes, Domínguez, & Franco, 1981). Asimismo, se emplea el método de volúmenes finitos rectangulares en una malla descentrada,

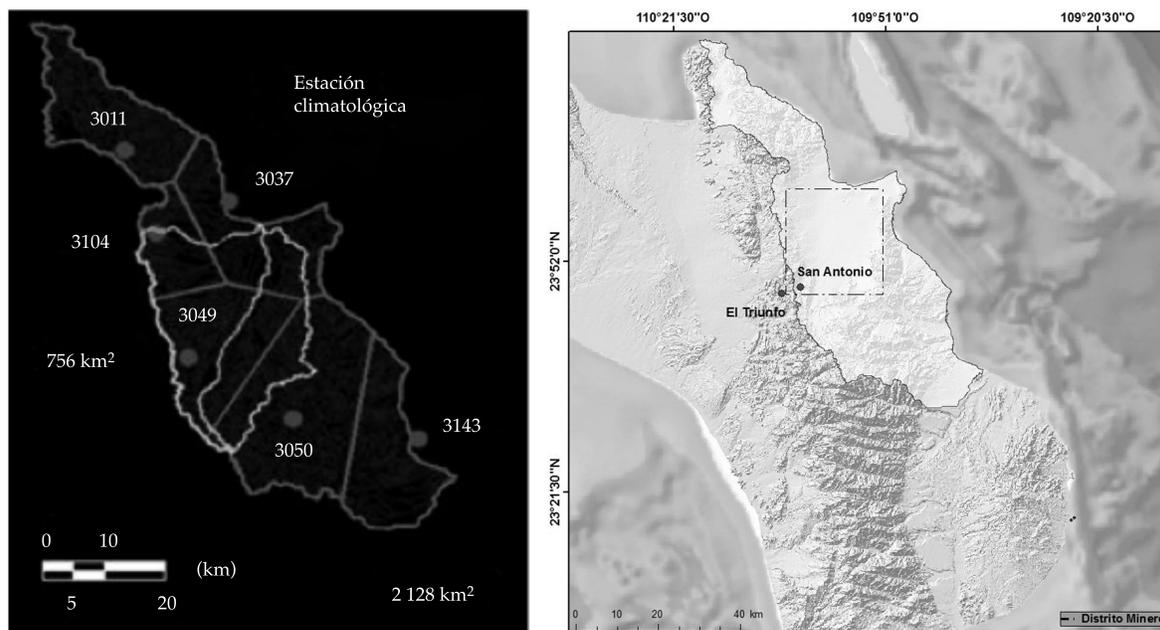


Figura 2. Localización de la cuenca hidrológica en la que se encuentra el distrito minero, así como el área de la subcuenca correspondiente a los registros del CLICOM (contorno blanco) con los que se generaron los hietogramas.

utilizando diferencias finitas de primer orden.

El modelo, además, emplea el principio de conservación de masa en dos dimensiones: tiempo y área, para obtener la velocidad del flujo en superficie. Finalmente, la variable del volumen de lluvia efectiva que ingresa a la cuenca es calculada mediante la ecuación de continuidad e impulso (Fuentes, De Luna, Sánchez, & Lorenzo, 2012).

Construcción de la pluma de distribución del As

Se utilizaron los valores de As en suelos y sedimentos superficiales previamente reportados en informes técnicos de la zona de estudio (Grupo de Biogeoquímica Ambiental, Facultad de Química, Instituto de Geología, 2012). En particular, al norte y noreste de San Antonio existen datos con un espaciamiento regular que cubren una superficie aproximada de 63 km².

La campaña de muestreo que realizó el grupo de trabajo fue sistemática y se obtuvo una gran cantidad de muestras, por lo que se puede establecer como un muestreo representativo del lugar; sin embargo, aunado a los datos reportados, se hizo un muestreo aleatorio en campo para comprobar las concentraciones de As. Ambos resultados son consistentes.

Con los datos obtenidos de As se realizó una interpolación, utilizando el método Kriging (con el uso del *software IDRISI Taiga*), para generar un mapa de la distribución superficial del contenido de As del área de estudio.

La pluma de distribución de As obtenida se sobrepuso con la red de drenaje para relacionar la dispersión de As y el agente hídrico.

Relación de los valores de precipitación y tamaño de partículas

Las velocidades del escurrimiento se relacionan con el comportamiento de los diferentes tamaños de partículas que pueden depositarse, transportarse o erosionarse, dependiendo de la velocidad del flujo. Mediante el diagrama de

Hjulström, se puede reconocer el umbral de cada tamaño de partícula, dada la velocidad del flujo (figura 3) (Boggs, 2006).

Se elaboró un mapa para representar las velocidades obtenidas en los modelos de simulación matemática, y tomando como referencia la información del diagrama de Hjulström se identifican los sitios de depósito de partículas, dependiendo del tamaño de éstas. Con la información obtenida se puede establecer si existe un tamaño preferencial de partículas depositadas que genere el aumento en la concentración de As.

Resultados y discusión

En el cálculo de la acumulación de lluvia se observó que la tendencia principal de las precipitaciones es la ocurrencia de lluvias muy intensas, con un periodo de duración menor a 24 horas (figura 4). En la figura 4 se tienen dos gráficas: en la primera se tienen todos los periodos de retorno separados en diferentes tonos de gris; la segunda representa de forma detallada el día con mayor acumulación de lluvia (día 3).

Los datos registraron una intensidad máxima de lluvia de 92.7 mm/h. Dicho resultado representa 64.3% de la lluvia de 24 horas, en tanto que 88.8% de la lluvia de 24 horas se precipitó aproximadamente después de ocho horas de iniciado el evento y 100% (144.16 mm) se acumuló en 20 horas (figura 5).

El resultado de la simulación de los flujos reporta la relación que existe entre las lluvias y los escurrimientos. La velocidad del flujo se presenta en m/s (figura 6). La figura 6 muestra un mapa con siete puntos de control que fueron utilizados para distinguir la porción alta, media y baja de la cuenca. La máxima velocidad del escurrimiento se encuentra en la porción media de la cuenca (números 7 y 8); las velocidades menores están en la porción baja (números 12, 14 y 15).

De acuerdo con el diagrama de Hjulström, las velocidades presentan una velocidad suficiente para la erosión de material consolidado de partículas de diámetro de 0.001 hasta 10 mm,

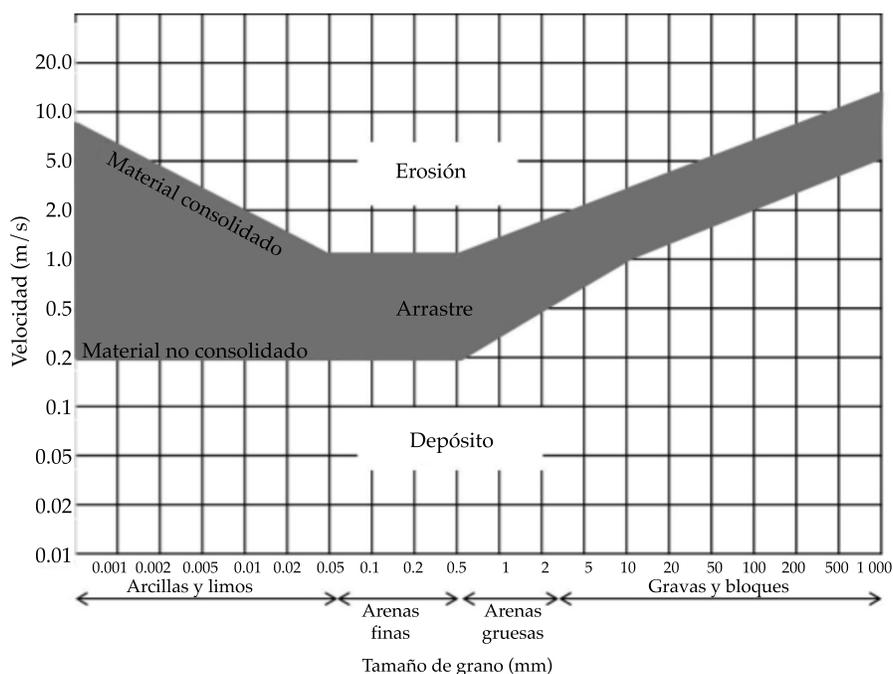


Figura 3. Diagrama experimental de Hjulström. La línea gris muestra la frontera entre la erosión y el depósito de las partículas. El límite superior de la línea gris es el umbral del arrastre de partículas consolidadas, mientras que el límite inferior es el umbral cuando las partículas no están consolidadas (Boggs, 2006).

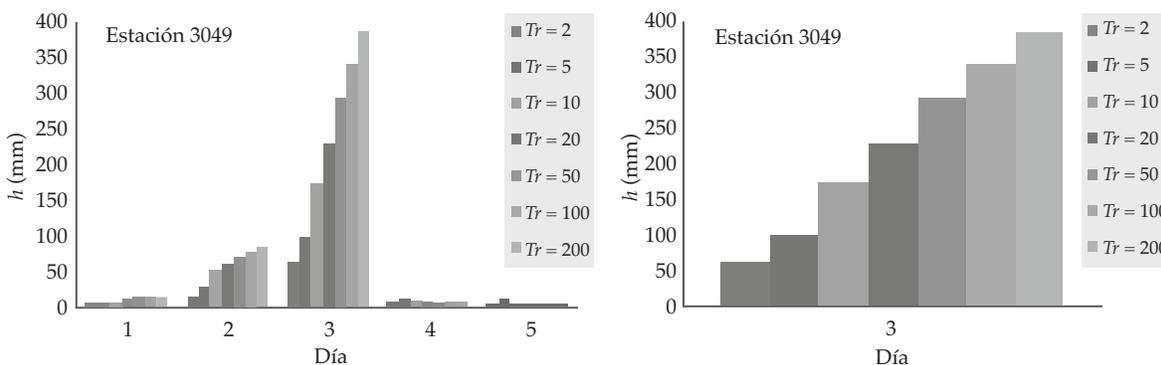


Figura 4. Láminas de acumulación de lluvia. La gráfica A presenta los resultados en la estación climatológica 3049. El eje horizontal hace referencia a la cantidad de días y el eje vertical a la lámina de lluvia en milímetros. La gráfica B presenta los datos con el día de máxima acumulación de lluvia.

y el arrastre de material no consolidado desde partículas finas hasta del tamaño de gravas y bloques (10-200 mm).

A lo largo de al menos 12 kilómetros del cauce se presenta heterogeneidad de los ma-

teriales, con presencia de granulometrías del tamaño de gravas y bloques entre 2.0 y 100 mm de diámetro.

En la porción alta de la cuenca, representada con los números 4 y 2 del mapa de la figura 6,

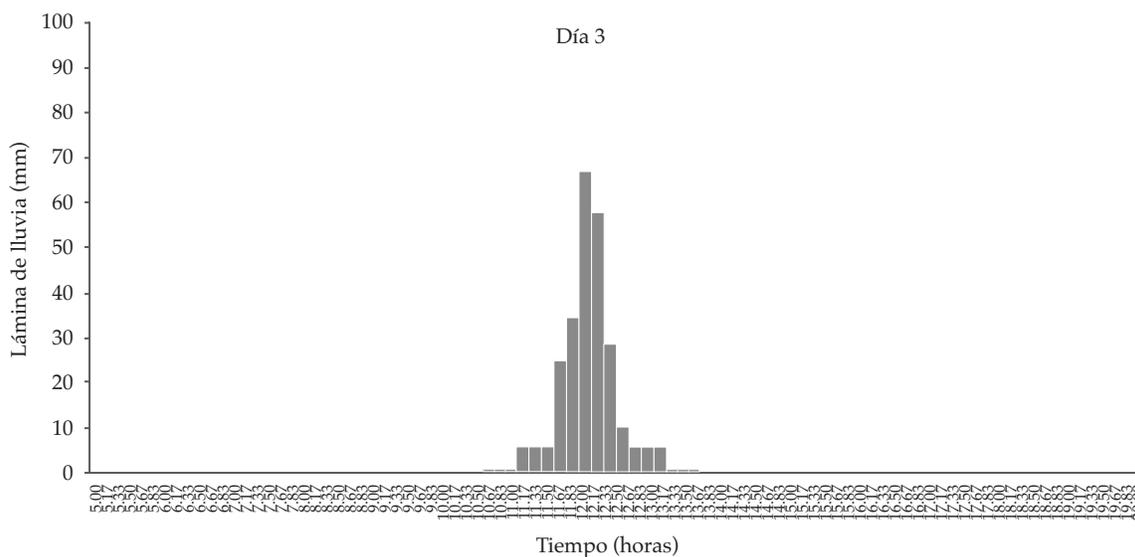


Figura 5. Distribución de la lluvia de 24 horas en intervalos de 10 minutos. El gasto máximo de lluvia se alcanza cuando comienza la hora 12 de lluvia; el tirante máximo de lluvia es de unos 70 mm.

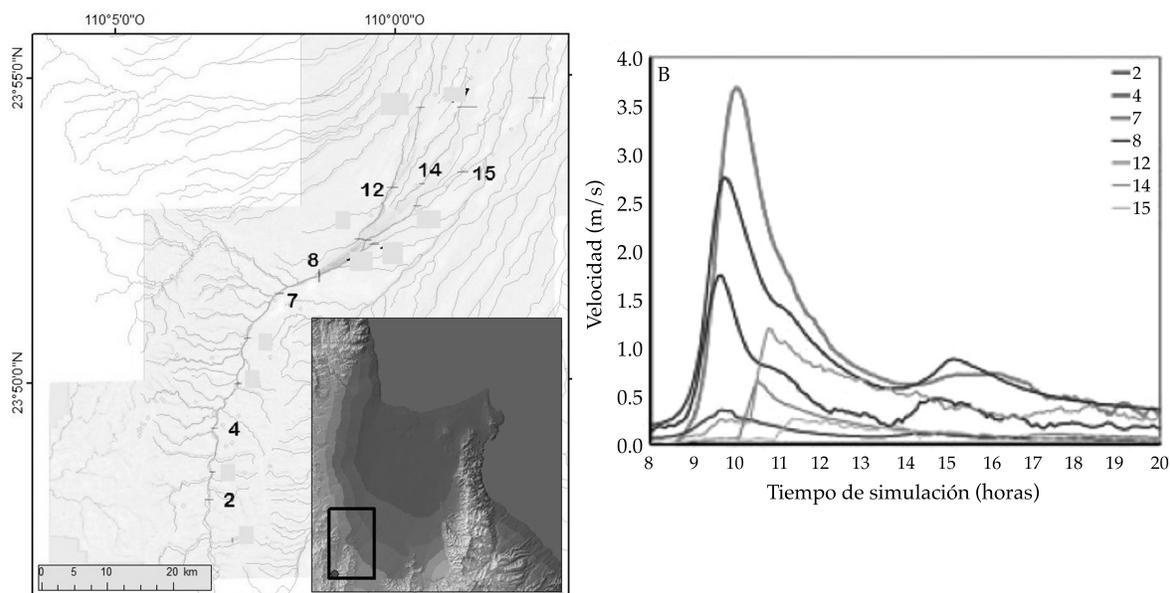


Figura 6. Resultados de la simulación de los escurrimientos: a) mapa que representa los puntos de control graficados en la figura b y su localización en la cuenca (recuadro negro del mapa); b) tendencia de las velocidades del flujo. El eje vertical indica el tirante de lluvia en mm y el eje horizontal representa el tiempo de simulación de la lluvia.

se localizan los residuos mineros, que presentan diferentes granulometrías. Las partículas del cauce principal tienen una tendencia de partículas de arenas gruesas (0.5-2.0 mm) a gravas y bloques (2.0- > 1 000 mm). Las velocidades que se desarrollan dentro de esta área son superiores a 2.5 m/s (figura 6).

Si el arroyo San Antonio presentara velocidades inferiores a 2.5 m/s, las granulometrías gruesas, que tienen altas concentraciones de As, no podrían ser movilizadas hacia las porciones medias de la cuenca, y con ello se descartaría la posibilidad de que partículas gruesas puedan ser el posible movilizador de As hacia porciones bajas de la cuenca.

Cuando las velocidades se encuentran por debajo de los 2.5 m/s, observado con el número 8 en la gráfica de la figura 6, se comienzan a depositar algunos tamaños de partículas (figura 7). En la figura 7 se puede observar la heterogeneidad del material presente, dado un cambio de la velocidad del flujo.

En la porción media de la cuenca (definida con los números 8-11 del mapa de la figura 6) se presenta una mayor heterogeneidad de las partículas, habiendo depósitos de material de todos los tamaños; no obstante, predomina una característica: los tamaños de bloques y gravas se quedan en las márgenes del cauce y entre la

vegetación, y los materiales finos se concentran en el cauce (figura 8).

Finalmente, cuando la velocidad del flujo fluctúa entre 0.3 y 1.0 m/s (dentro de la gráfica de la figura 6 se pueden observar con los números 12, 14 y 15), las partículas van tendiendo a ser homogéneas; aún existen puntos donde se encuentran materiales gruesos; sin embargo, éstos se localizan de forma escasa si existe vegetación circundante, la cual tiende a desaparecer en toda esta porción baja de la cuenca, y predominan los materiales finos tanto en el cauce como en las márgenes del mismo (figura 9).

Las concentraciones de As mayores que 300 y hasta 1 000 mg/kg que se presentan hacia el noreste se asocian con el depósito de partículas mayores que 100 μ m, pues la velocidad sigue siendo suficiente para movilizar las partículas finas, y depositar gravas y bloques (figura 10). En el arroyo de las Higuierillas (localizado al oeste, figura 10), las velocidades van de 3.0 a 5.0 m/s durante todo el cauce hasta el encuentro con el arroyo San Antonio, en donde se unen.

La velocidad es capaz de transportar por todo el cauce las partículas gruesas; por ende, los valores de As son bajos. En el arroyo San Antonio no sucede lo mismo, y hay alternancia entre velocidades de 2.0-3.0 m/s y velocidades mayores a 3.0 m/s; esta alternancia también

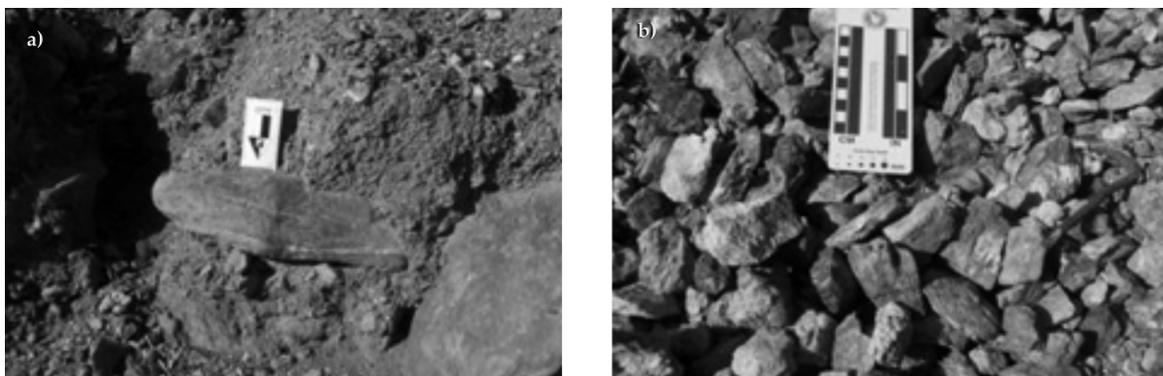


Figura 7. Granulometrías de la porción alta de la cuenca: a) material consolidado en los residuos mineros; b) material no consolidado en superficie.

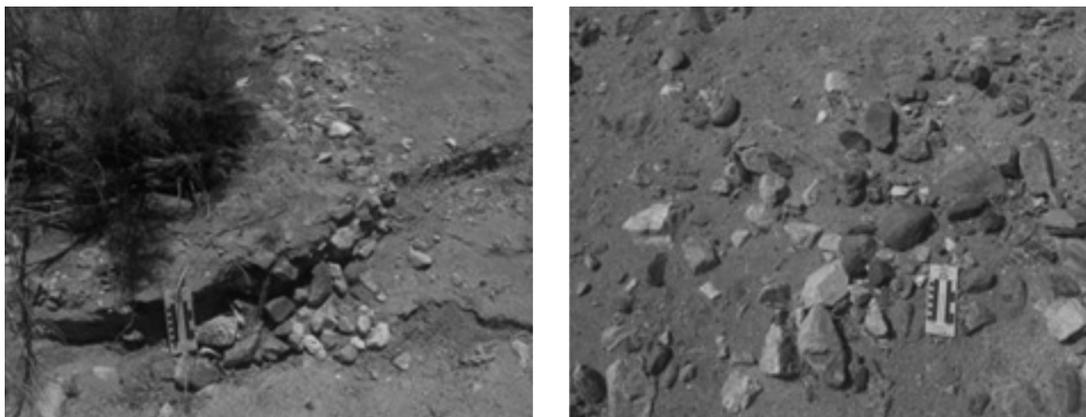


Figura 8. Porción media de la cuenca. Las partículas del tamaño de bloques son angulosas, lo que señala poco arrastre del material. El material fino se encuentra sobre el cauce y entre las partículas gruesas que están en las márgenes del mismo.

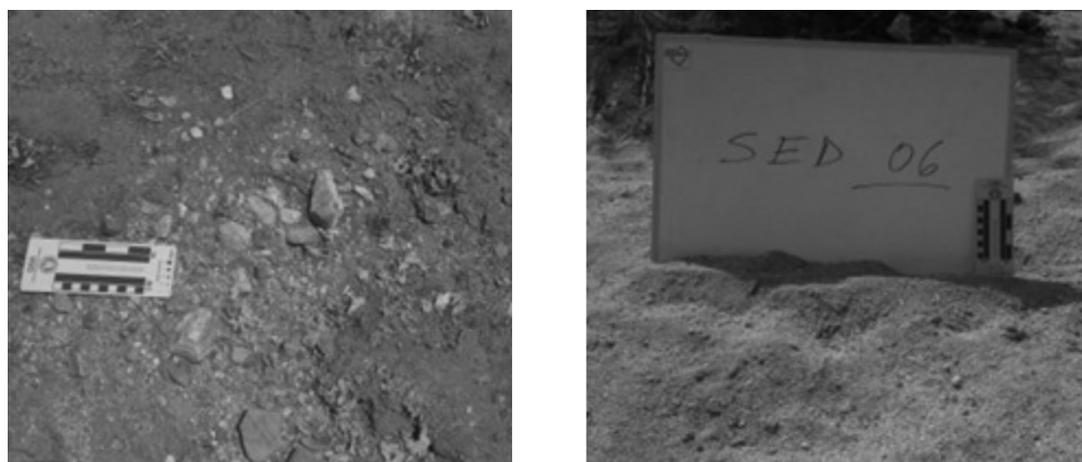


Figura 9. Porción baja de la cuenca. Los sedimentos que predominan son sedimentos finos, hay un mayor desarrollo de suelo en las paredes de los cauces donde se encuentra una escasa cubierta vegetal.

se ve reflejada en las concentraciones de As, que van aumentando o disminuyendo según se vayan depositando materiales gruesos en el cauce (figura 11).

Conclusiones

Los datos de los hietogramas marcan una clara tendencia de lluvias intensas y de corta duración. Estas características favorecen el escurrimiento con respecto a la capacidad de

infiltración del agua, por lo que es factible que la movilización de partículas se presente toda vez que sucede una precipitación.

Las velocidades del flujo superiores a 2.5 m/s son las que arrastran a las partículas que contienen As y transportan al contaminante hasta la porción baja de la cuenca. Cuando la velocidad se encuentra por debajo de los 2.5 m/s no existen concentraciones de As superiores a 114 mg/kg, registrado como el valor natural.

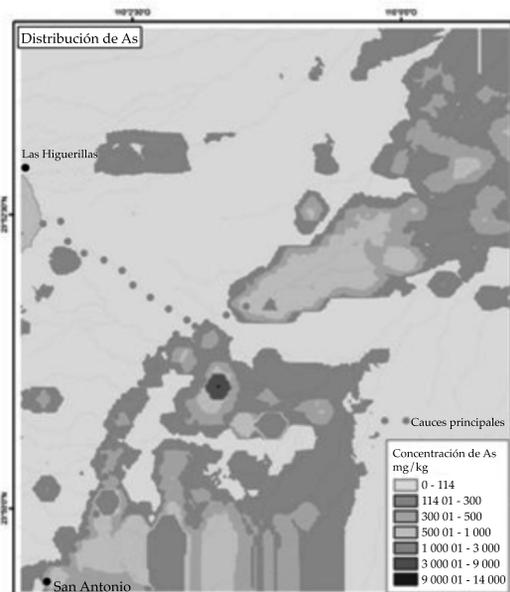


Figura 10. Mapa hidrográfico. Los puntos grises señalan los dos cauces de los arroyos principales. Al norte de San Antonio está el cauce cercano al poblado Las Higuierillas y el otro nace al sur, justo en el poblado de San Antonio. En tonos que van de distinto tono de gris se muestran las concentraciones de As.

Las partículas superiores al tamaño de gravas y bloques (≥ 100 mm) se asocian con el aumento de As debido a que las velocidades no son capaces de mover este tamaño de partícula y lo depositan aguas abajo, es donde se localiza el aumento o presencia de As. En el arroyo cercano al poblado de Texcalama, las velocidades iniciales no pueden movilizar las partículas superiores a 100 mm y por ende se ve que la pluma de distribución no aumenta aguas abajo de dicho arroyo.

Con respecto a la parte baja de la cuenca, los valores de As son bajos (114 mg/kg) debido a que no pueden darse velocidades de escurrimiento suficientemente altas como para erosionar y transportar partículas del tamaño de grava que son movilizadas desde la parte alta de la cuenca donde están los residuos mineros. Lo anterior representa una ventaja para la población, y en general al ecosistema, dado que las concentraciones altas de As sólo se encuentran en el cauce del arroyo San Antonio y algunos cauces secundarios del mismo.

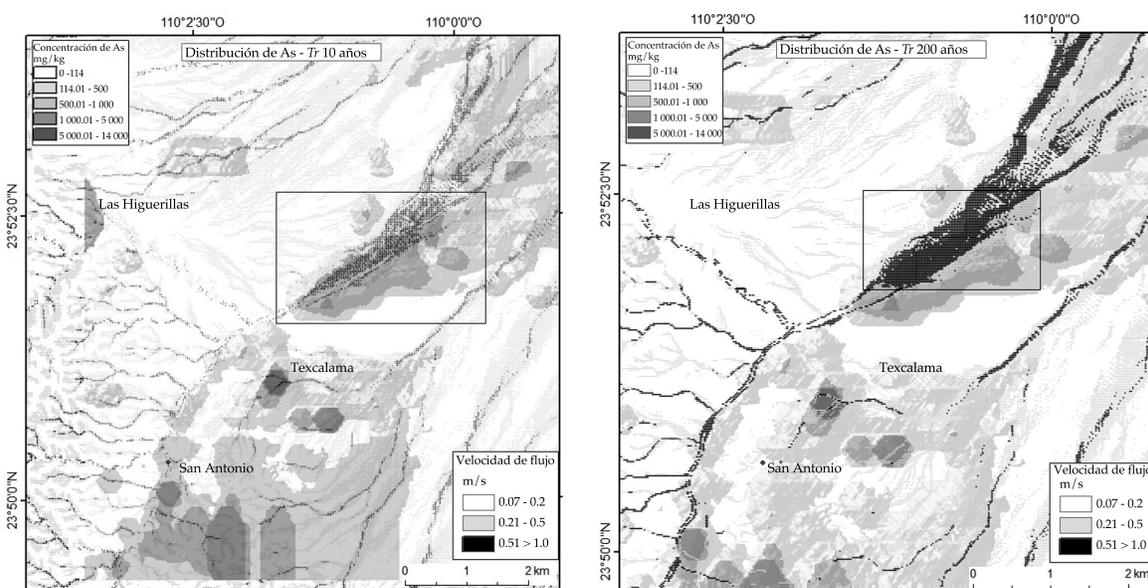


Figura 11. Relación de la velocidad del escurrimiento con dos periodos de retorno de 10 y 200 años, y concentración de As. En el recuadro negro se observa el punto con mayor concentración de As y al mismo tiempo un flujo de entre 0.5 y 1.0 m/s, que no es capaz de movilizar As aguas abajo.

Agradecimientos

Se agradece al proyecto “Estudio ambiental del arsénico en el distrito minero de San Antonio-El Triunfo”; a la compañía Minera Pitalla, S. A. de C.V., por la base de datos de arsénico proporcionada, así como por el apoyo otorgado durante los trabajos de campo. Además, un agradecimiento especial para el ingeniero Rodrigo Hernández Ordóñez y el doctor Carles Canet Miquel por los comentarios tan oportunos al presente manuscrito.

Referencias

- Appleton, J., Williams, T., & Orbea, H. (2001). Fluvial Contamination Associated Artisanal Gold Mining in the Ponce Enriquez, Portovelo-Zamura and Nambija Areas, Ecuador. *Water, Air and Soil Pollution*, 131(1-4), 19-39.
- Boggs, S. (2006). *Principles of Sedimentology and Stratigraphy*. Upper Saddle River USA: Pearson Prentice Hall.
- Carrillo, A., & Drever, I. (1997). Environmental Assessment of the Potential for Arsenic Leaching into Groundwater from Mine Wastes in Baja California Sur, Mexico. *Geofísica Internacional*, 37(1), 1-8
- COREMI. (1999). *Monografía geológico minera del estado de Baja California Sur*. México, DF: Consejo de Recursos Minerales, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial.
- Cullen, W., & Reimer, K. (1989). Arsenic Speciation in the Environment. *Chem. Rev.*, 89(4), 713-764.
- Fuentes, O., De Luna, F., Sánchez, J., & Lorenzo, H. (2012). Obtención de hietogramas correspondientes a diferentes periodos de retorno. *Memorias del XXV Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. San José, Costa Rica: Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidro-Ambientales (IAHR), 102-115.
- Fuentes, O., Dominguez, R., & Franco, V. (1981). Relación entre Precipitación y Escurrimiento (pp. 1-66). En *Manual de Diseño de Obras Civiles, Sección Hidrotecnia*. México, DF: Comisión Federal de Electricidad.
- Grupo de Biogeoquímica Ambiental, Facultad de Química, & Instituto de Geología (2012). *Estudio ambiental de arsénico en el distrito minero de San Antonio- El Triunfo*. México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Marmolejo, J., Sánchez, M., Romero, J., Sánchez, A., & Magallanes, V. (2011). Migration of As, Hg and Zn in Arroyo Sediments from Semiarid Coastal System Influenced by the Abandoned Gold Mining District at

El Triunfo, Baja California Sur, Mexico. *Environ. Monit.*, 13(8), 2182-2189.

SGM (2014). *Listado de proyectos mineros*. Dirección General de Desarrollo Minero. México, DF: Servicio Geológico Mexicano, Centro de documentación de la Dirección General de Desarrollo Minero, Secretaría de Economía.

Suárez, M., Vidal, M., Navarro, I., Gómez, R., & López, F. (2010). Los arroyos de Baja California Sur (México): caracterización ambiental y aplicación de un índice de estado de alteración. (*IAR*), *Rev C. & G.*, 24(1-2), 63-77.

Dirección institucional de los autores

Dra. Berenice Hernández-Cruz

Facultad de Filosofía y Letras
Universidad Nacional Autónoma de México
Ciudad Universitaria, Avenida Universidad 3000,
Delegación Coyoacán
04510 México D.F., México
bere@geofisica.unam.mx

M.I. Faustino de Luna-Cruz

Instituto de Ingeniería
Universidad Nacional Autónoma de México
Ciudad Universitaria, Avenida Universidad 3000,
Delegación Coyoacán
04510 México D.F., México
Teléfono: +52 (55) 5623 3600 ext. 14
flunaC@iingen.unam.mx

M.I. José Alberto Sánchez-Cruz

Instituto de Ingeniería
Universidad Nacional Autónoma de México
Ciudad Universitaria, Avenida Universidad 3000,
Delegación Coyoacán
04510 México D.F., México
Teléfono: +52 (55) 5623 3600 ext.
JSanchezC@iingen.unam.mx

Dr. Francisco Martín Romero

Instituto de Geología
Universidad Nacional Autónoma de México
Delegación Coyoacán
04510 México D.F., México
Teléfono: +52 (55) 5622 4284 ext.129
fmrch@geologia.unam.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Aplicación de isótopos ambientales en la determinación de la biodegradación de compuestos orgánicos

• Luis E. Lesser-Carrillo* •

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey

*Autor de correspondencia

Resumen

Lesser-Carrillo, L. E. (septiembre-octubre, 2015). Aplicación de isótopos ambientales en la determinación de la biodegradación de compuestos orgánicos. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 123-129.

Se realizaron experimentos de microcosmos para determinar el fraccionamiento de los isótopos estables de carbono durante la biodegradación de naftaleno. Los microcosmos se realizaron bajo condiciones aeróbicas, anaeróbicas (con adiciones de sulfatos, con adiciones de nitratos y sin adiciones) y controles estériles. Se analizó la fase líquida para determinar la concentración e isótopos estables de carbono de naftaleno. Los microcosmos aeróbicos muestran que el naftaleno se degradó aeróbicamente en menos de 60 horas. El $d^{13}C$ se incrementó de -25.5 a -25.1‰ (enriquecimiento de $0.4 \pm 0.08\text{‰}$) en una sola muestra, en la que 95% del naftaleno había sido biodegradado. Los microcosmos anaeróbicos muestran que después de 288 días, los microcosmos sin adiciones, con adición de NO_3^- y con adición de SO_4^{2-} habían consumido, respectivamente, 30, 50 y 60% de naftaleno en promedio, comparados con los microcosmos de control. Bajo condiciones desnitrificantes, el $d^{13}C$ de naftaleno aumentó de -25.2 a -23.9‰ (enriquecimiento de $1.3 \pm 0.3\text{‰}$) después de una biodegradación de 95% del naftaleno. Para los microcosmos sin adiciones se detectó un ligero enriquecimiento en $d^{13}C$ de naftaleno de -25.2 a -24.5‰ (enriquecimiento de $0.7 \pm 0.3\text{‰}$) después de una biodegradación de un 65% (después de 288 días). Para los microcosmos en condiciones reductoras de SO_4^{2-} no se percibieron cambios significativos en el $d^{13}C$ de naftaleno durante su biodegradación.

Palabras clave: naftaleno, fraccionamiento, isótopo, biodegradación, aeróbica, anaeróbica.

Abstract

Lesser-Carrillo, L. E. (September-October, 2015). Application of Environmental Isotopes to Determine the Biodegradation of Organic Compounds. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(5), 123-129.

Microcosm experiments were conducted to determine the fractionation of stable carbon isotopes during naphthalene biodegradation. The experiments were developed under aerobic and anaerobic conditions (sulfate-amended, nitrate-amended and unamended) and with sterile controls. The liquid phase was analyzed to determine the carbon concentration and stable carbon isotopes of the naphthalene. The aerobic microcosms showed that naphthalene aerobically biodegraded in less than 60 hours. The $d^{13}C$ increased from -25.5 to -25.1‰ (enrichment of $0.4 \pm 0.08\text{‰}$) in only one sample, in which 95% of naphthalene was biodegraded. After 288 days, the anaerobic microcosms showed a naphthalene consumption of 30, 50 and 60% on average for the unamended, NO_3^- amended and SO_4^{2-} amended microcosms, respectively, relative to sterile controls. Under denitrifying conditions, $d^{13}C$ increased from -25.2 to -23.9‰ (enrichment of $1.3 \pm 0.3\text{‰}$) after a 95% biodegradation of naphthalene. The unamended microcosms demonstrated a slight enrichment ($0.7 \pm 0.3\text{‰}$) of $d^{13}C$ from -25.2 to -24.5‰ after a biodegradation of 65% (after 288 days). For microcosms with SO_4^{2-} reduction conditions, no significant changes were detected in the $d^{13}C$ of naphthalene during biodegradation.

Keywords: Naphthalene, isotope, fractionation, biodegradation, aerobic, anaerobic.

Recibido: 04/05/2012
Aceptado: 18/05/2015

Introducción

La contaminación de acuíferos con hidrocarburos ha sido ampliamente documentada (Fetter, 1993; Iturbe & Silva, 1989, Lesser-Carrillo, 2006). El naftaleno es el hidrocarburo aromático polinuclear (HAP) producido de forma principal por la refinación de petróleo y es encontrado en especial en la brea. El naftaleno es un contaminante del agua subterránea que se encuentra por lo común en instalaciones de preservación de la madera (Environment Canada, 1993; USEPA, 1992). Se ha demostrado que el naftaleno se biodegrada aeróbicamente (Ehrlich, Goerlitz, Gody, & Hult, 1982; Heitkamp & Cerniglia, 1989) bajo condiciones anóxicas (Agarry & Owabor, 2011; Maillacheruvu & Pathan, 2009; Kleemann & Meckenstock, 2011), bajo condiciones reductoras de hierro (Blum *et al.*, 2009), en condiciones desnitrificantes (Mihelcic & Luthy, 1998; Al-Bashir, Cseh, Leduc, & Samson, 1990) y bajo condiciones reductoras de sulfato (Thierrin, Davis, & Barber, 1995; Rockne & Strand, 1998).

El carbono tiene dos isótopos estables (^{13}C y ^{12}C) y un isótopo radiactivo (^{14}C) ($T_{1/2} = 5\,730$ años). La abundancia natural del ^{13}C es de 1.11% (Clark & Fritz, 1997). Por razones cinéticas existe una preferencia de los microorganismos para romper enlaces ^{12}C - ^{12}C en vez de enlaces ^{12}C - ^{13}C durante la biodegradación de compuestos orgánicos (Van de Velde, Marley, Studer, & Wagner, 1995). Por tanto, la relación $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del compuesto que está siendo degradado podría aumentar en el proceso de biodegradación. Varios estudios han demostrado un cambio en la relación de isótopos de carbono estables durante la biodegradación de los solventes clorados (Hunkeler, Aravena, & Butler, 1999; Bloom, Aravena, Hunkeler, Edwards, & Frape, 2000; Sherwood-Lollar *et al.*, 1999). Los compuestos BTEX producen fraccionamientos isotópicos muy pequeños en carbono durante su biodegradación (Sherwood-Lollar *et al.*, 1999; Stehmeier *et al.*, 1999; Ahad, Sherwood-Lollar, Edwards, Slater, & Sleep, 2000), así como el MTBE (Lesser *et al.*, 2008). Richnow, Annweiler, Michaelis y Meckenstock (2003) encontraron un fracciona-

miento isotópico en naftaleno muy bajo en un estudio de campo.

Para estudiar este fenómeno en laboratorio, se puede reproducir la biodegradación del naftaleno en microcosmos y se esperaría que la relación de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ dentro del naftaleno aumentaría con el tiempo al avanzar la biodegradación del compuesto. El objetivo de este estudio es determinar, mediante pruebas de laboratorio, el fraccionamiento de los isótopos estables de carbono durante la biodegradación aeróbica y anaeróbica de naftaleno.

Métodos

Experimentos de microcosmos

Se realizaron experimentos de microcosmos bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas con controles estériles. Los microcosmos anaeróbicos se llevaron a cabo con adiciones de sulfatos, con adiciones de nitratos y sin adiciones. El propósito de las adiciones fue promover la biodegradación anaeróbica de naftaleno mediante la adición de aceptores de electrones que pudieran haberse agotado en los sedimentos y aguas utilizadas. Todos los experimentos se hicieron por triplicado. Los microcosmos se realizaron en viales de vidrio de 60 ml. Cada microcosmo fue llenado con 20 g de sedimentos provenientes de un acuífero contaminado con naftaleno, y aproximadamente 55 ml de agua subterránea sin dejar aire en los viales. Los microcosmos anaeróbicos fueron preparados en una cámara anaeróbica. Se realizó un total de 144 microcosmos.

Los microcosmos fueron sacrificados de forma periódica en triplicado y la fase líquida se analizó para determinar la concentración de compuestos orgánicos y, en su caso, oxígeno disuelto, nitratos o sulfatos. Las muestras de agua de los microcosmos que iban a ser analizadas para isótopos estables de carbono se tomaron en viales de vidrio de 4.8 ml, con un tapón de teflón y sin dejar espacios de aire. Estas muestras se conservaron con azida de sodio a una tasa de 1 μl por cada ml de muestra, y se almacenaron a 4 °C hasta que fueron analizadas.

Análisis de laboratorio

Las concentraciones de los compuestos orgánicos e inorgánicos de las muestras de agua y los análisis de isótopos estables de carbono fueron analizados tanto por el Organic Geochemistry Laboratory como por el Environmental Isotope Laboratory de la Universidad de Waterloo, Canadá.

Resultados y discusión

Microcosmos aeróbicos

Los microcosmos aeróbicos muestran que el naftaleno se degradó aeróbicamente en menos de 60 horas. Estos resultados concuerdan con estudios previos que han demostrado la biodegradación aeróbica de naftaleno (Ehrlich *et al.*, 1982; Heitkamp & Cerniglia, 1989). Los datos obtenidos de estos experimentos muestran que después de 48 horas había diferencias significativas en la cantidad consumida de naftaleno en cada microcosmo (de 50 a 95%).

Tomando en cuenta los resultados de la biodegradación de naftaleno se analizaron 13

muestras para $d^{13}C$ provenientes de los microcosmos. Los resultados muestran que se observó un ligero enriquecimiento del $d^{13}C$ durante la biodegradación aeróbica. El $d^{13}C$ se incrementó de -25.5 a $-25.1‰$ (enriquecimiento de $0.4 \pm 0.08‰$), en una sola muestra, en la que 95% del naftaleno había sido biodegradado. Los datos muestran con claridad que este enriquecimiento es sólo aparente después de que la mayor parte del naftaleno ha sido degradado (figura 1).

Otros investigadores, como O'Malley, Abranjano Jr. y Hellou (1994) también han observado muy pequeños enriquecimientos isotópicos en naftaleno en las etapas finales de su biodegradación aeróbica. Como comparación con otros compuestos, Stehmeier *et al.* (1999) encontraron un enriquecimiento isotópico de $1.1‰$ durante la biodegradación aeróbica de benceno y Sherwood-Lollar *et al.* (1999) no encontraron ningún fraccionamiento significativo en tolueno durante su biodegradación aeróbica.

Este fraccionamiento isotópico puede no ser suficiente para demostrar la biodegradación de naftaleno en situaciones de campo, donde muchos otros procesos, como la advección, dispersión y adsorción también contribuyen a dis-

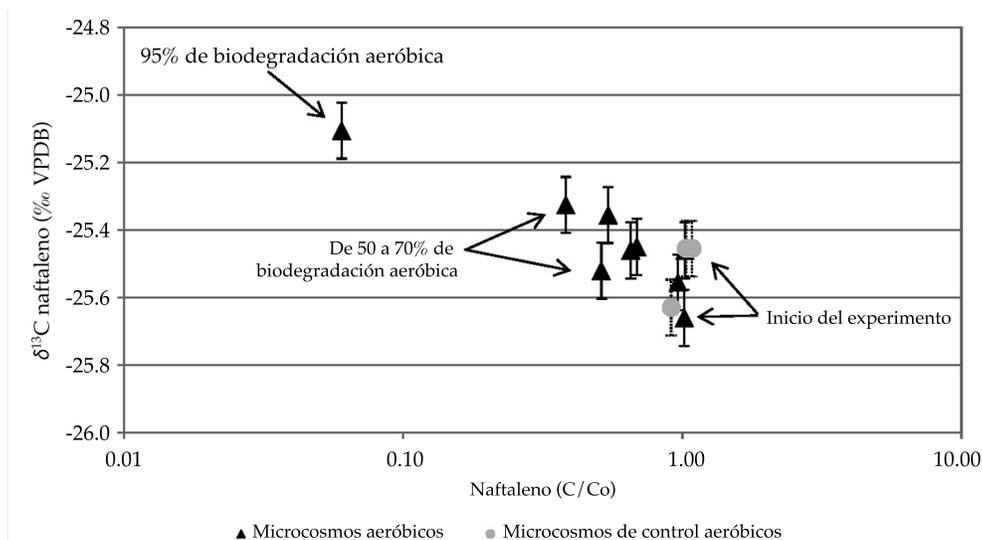


Figura 1. $d^{13}C$ de naftaleno durante la biodegradación aeróbica en microcosmos. La concentración de naftaleno está normalizada y las barras de error representan el error analítico.

minuir las concentraciones de los contaminantes.

Microcosmos anaeróbicos

Estos experimentos también se hicieron por triplicado. Los resultados muestran que después de 288 días, los microcosmos sin adiciones, con adición de NO_3^- y con adición de $\text{SO}_4^{=}$ habían consumido, respectivamente, 30, 50 y 60% de naftaleno en promedio, en relación con los microcosmos de control. El naftaleno fue prácticamente consumido en su totalidad en cuatro de los microcosmos. La concentración de naftaleno en los controles estériles disminuyó tan sólo ligeramente durante el mismo tiempo; por lo tanto, la mayor parte de la disminución en la concentración de naftaleno en los microcosmos activos se atribuye a la biodegradación.

Las tasas de biodegradación se calcularon restando la pérdida de masa en los controles estériles. Para las tasas de biodegradación aparente de orden cero (λ_0) se obtuvieron 0.26, 0.77 y 0.58 años⁻¹ para los microcosmos sin adiciones, con adición de NO_3^- y con adición de $\text{SO}_4^{=}$, respectivamente. Las tasa de biodegradación de primer orden (λ_1) obtenidas fueron 0.51, 1.50 y 2.23 años⁻¹ para para los microcosmos sin adiciones, con adición de NO_3^- y con adición de $\text{SO}_4^{=}$, respectivamente. Estas tasas de biodegradación son considerablemente inferiores a las obtenidas para la degradación aeróbica. Blum *et al.* (2009) obtuvieron una λ_0 de 1.39 años⁻¹, similar a lo reportado en este estudio; sin embargo Agarry y Owabor (2011) reportan λ_0 de 5 a 31 años⁻¹.

En los microcosmos anaeróbicos también se analizaron las concentraciones de NO_3^- y $\text{SO}_4^{=}$ para monitorear su actividad como receptores de electrones. Los resultados muestran que la disminución en la concentración de naftaleno en los microcosmos con adición de $\text{SO}_4^{=}$ se correlaciona con una baja en la concentración de $\text{SO}_4^{=}$ (datos no mostrados). Esto evidencia que la biodegradación de naftaleno se produjo en un medio reductor de sulfatos. De la misma manera, la disminución en la concentración de naftaleno en los microcosmos con adición de NO_3^- también se correlaciona con una merma en

la concentración de NO_3^- (datos no mostrados), evidenciando que la biodegradación de naftaleno se produjo bajo condiciones desnitrificantes.

Tomando en cuenta los resultados de la biodegradación de naftaleno, se analizaron 20 muestras para d^{13}C provenientes de los microcosmos. Los resultados muestran que bajo condiciones desnitrificantes, el d^{13}C de naftaleno aumentó de -25.2 a -23.9‰ (enriquecimiento de $1.3 \pm 0.3\%$) después de una biodegradación de 95% del naftaleno (figura 2). Dicho fraccionamiento significa que bajo condiciones desnitrificantes en situaciones de campo, este efecto pudiera no ser apreciado con facilidad.

Para los microcosmos sin adiciones se detectó un ligero enriquecimiento en d^{13}C de naftaleno de -25.2 a -24.5‰ (enriquecimiento de $0.7 \pm 0.3\%$) después de una biodegradación de un 65%. En este experimento no se perciben cambios significativos en el d^{13}C de naftaleno durante su biodegradación y no se observa ningún microcosmo con un d^{13}C estadísticamente diferente.

Richnow *et al.* (2003) encontraron un fraccionamiento isotópico en naftaleno de 1.2‰ en un acuífero anaeróbico. Sin embargo Kelley, Coffin y Mueller (1998) analizaron el d^{13}C de varios HAPs (incluido el naftaleno) en un acuífero con condiciones anaeróbicas. En sus datos de su campo se aprecia un muy pequeño enriquecimiento en el d^{13}C de naftaleno, sin embargo no le dan importancia, quizás debido a la incertidumbre de un enriquecimiento tan bajo. Los resultados de este estudio están de acuerdo con los resultados de Kelley *et al.* (1998).

Conclusiones

Los microcosmos aeróbicos muestran que el naftaleno se degradó aeróbicamente en menos de 60 horas. Las tasas de biodegradación calculadas fueron $\lambda_1 = 2.4 \text{ d}^{-1}$ y $\lambda_0 = 0.72 \text{ d}^{-1}$. El d^{13}C se incrementó de -25.5 a -25.1‰ (enriquecimiento de $0.4 \pm 0.08\%$) en una sola muestra, en la que 95% del naftaleno había sido biodegradado. Este resultado fue estadísticamente diferente de otras tres muestras con menor grado de biodegrada-

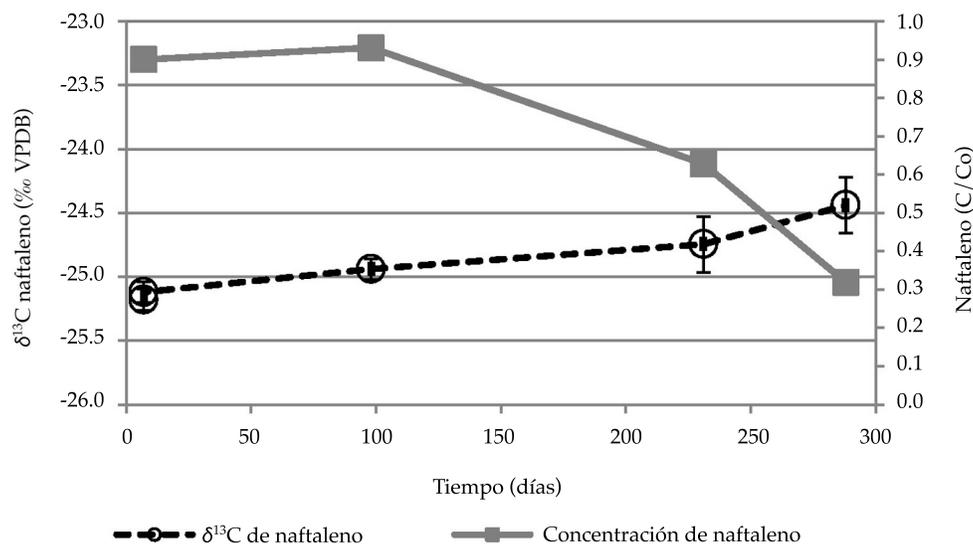


Figura 2. $\delta^{13}\text{C}$ de naftaleno durante la biodegradación anaeróbica en microcosmos en condiciones de desnitrificación (adición de NO_3^-). La concentración de naftaleno está normalizada y las barras de error representan el error analítico.

ción. El factor de enriquecimiento (e) para la biodegradación aeróbica según la destilación de Rayleigh fue de -0.16.

Los microcosmos anaeróbicos muestran que después de 288 días, los microcosmos sin adiciones, con adición de NO_3^- y con adición de SO_4^{2-} habían consumido, respectivamente, 30, 50 y 60% de naftaleno en promedio, en relación con los microcosmos de control. Las tasas de biodegradación calculadas para λ_0 fueron 0.26, 0.77 y 0.58 años⁻¹ para los microcosmos sin adiciones, con adición de NO_3^- y con adición de SO_4^{2-} , respectivamente. Para los mismos casos, λ_1 fue 0.51, 1.50 y 2.23 años⁻¹.

Bajo condiciones desnitrificantes, el $\delta^{13}\text{C}$ de naftaleno aumentó de -25.2 a -23.9‰ (enriquecimiento de $1.3 \pm 0.3\text{‰}$) después de una biodegradación de 95% del naftaleno, mientras se obtuvo un e de -0.3. Para los controles estériles, los valores $\delta^{13}\text{C}$ demostraron ser estadísticamente iguales. Para los microcosmos sin adiciones se detectó un ligero enriquecimiento en $\delta^{13}\text{C}$ de naftaleno de -25.2 a -24.5‰ (enriquecimiento de $0.7 \pm 0.3\text{‰}$) después de una biodegradación de un 65% (después de 288 días), con e de -0.62.

Para los microcosmos en condiciones reductoras de SO_4^{2-} no se perciben cambios significativos en el $\delta^{13}\text{C}$ de naftaleno durante su biodegradación y no se observa ningún microcosmo con un $\delta^{13}\text{C}$ estadísticamente diferente.

El enriquecimiento isotópico observado durante las biodegradaciones aeróbica y anaeróbica de naftaleno, aunque pequeño, es estadísticamente significativo. Sin embargo, este enriquecimiento isotópico puede no ser suficiente para demostrar la biodegradación de naftaleno en situaciones de campo, donde muchos otros procesos, como la advección, dispersión y adsorción, también contribuyen a disminuir las concentraciones de los contaminantes.

Agradecimientos

El autor externa su más profundo agradecimiento a los doctores Jim Barker y Ramón Aravena de la Universidad de Waterloo, Canadá, por todo su apoyo para la realización de estos experimentos. Los análisis isotópicos fueron realizados en el Laboratorio de Isotopía Ambiental (Environmental Isotope Lab) de la Universidad de Waterloo.

Referencias

- Agarry, S. E., & Owabor, C. N. (2011). Anaerobic Bioremediation of Marine Sediment Artificially Contaminated with Anthracene and Naphthalene. *Environmental Technology*, 13(12), 1375-1381.
- Ahad, J. M. E., Sherwood-Lollar, B., Edwards, E. A., Slater, G. F., & Sleep, B. E. (2000). Carbon Isotope Fractionation during Anaerobic Biodegradation of Toluene: Implications for Intrinsic Bioremediation. *Environmental Science and Technology*, 34(5), 892-896.
- Al-Bashir, B., Cseh, T., Leduc, R., & Samson, R. (1990). Effect of Soil/Contaminant Interactions on the Biodegradation of Naphthalene in Flooded Soil under Denitrifying Conditions. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 34, 414-419.
- Bloom, Y., Aravena, R., Hunkeler, D., Edwards, E., & Frappe, S. K. (2000). Carbon Isotope Fractionation during Microbial Dechlorination of Trichloroethene, Cis-1,2-Dichloroethene, And Vinyl Chloride: Implications for Assessment of Natural Attenuation. *Environmental Science and Technology*, 34(13), 2768-2772.
- Blum, P., Hunkeler, D., Weede, M., Beyer, C., Grathwohl, P., & Morasch, B. (2009). Quantification of Biodegradation for O-Xylene and Naphthalene Using First Order Decay Models, Michaelis-Menten Kinetics and Stable Carbon Isotopes. *Journal of Contaminant Hydrology*, 105, 118-130.
- Clark, I., & Fritz, P. (1997). *Environmental Isotopes in Hydrogeology* (328 pp.). Boca Ratón, USA: Lewis Publishers.
- Ehrlich, G. G., Goerlitz, D. F., Godsy, E. M., & Hult, M. F. (1982). Degradation of Phenolic Contaminants in Ground Water by Anaerobic Bacteria: St. Louis Park, Minnesota. *Ground Water*, 20(6), 703-710.
- Environment Canada (1993). Creosote-Impregnated Waste Materials. Priority Substance List Assessment Report (23 pp.). Environment Canada. (<https://www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/Default.asp?lang=En&n=5018787E-1>)
- Fetter, C. W. (1993). *Contaminant Hydrogeology* (458 pp.). New York: MacMillan Publishing Company.
- Heitkamp, M. A., & Cerniglia, C. E. (1989). Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Degradation by a Mycobacterium Sp. In a Microcosm Containing Sediment and Water from a Pristine Ecosystem. *Applied and Environmental Microbiology*, 55(8), 1968-1973.
- Hunkeler, D., Aravena, R., & Butler, B. J. (1999). Monitoring Microbial Dechlorination of Tetrachloroethene (PCE) in Groundwater Using Compound-Specific Stable Carbon Isotope Ratios: Microcosm and Field Studies. *Environmental Science and Technology*, 33(16), 2733-2738.
- Iturbe, R., & Silva, A. (1989). Revisión bibliográfica sobre contaminación de suelos y acuíferos. *Ingeniería Hidráulica en México* (ahora *Tecnología y Ciencias del Agua*), 4(3), 51-56.
- Kelley, C. A., Coffin, R. B., & Mueller, J. G. (1998). Stable Isotope Analyses – An Innovative Technique to Monitor Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons. *Geotechnical News*, 16(2), 20-24.
- Kleemann, R., & Meckenstock, R. U. (2011). Anaerobic Naphthalene Degradation by Gram-Positive, Iron-Reducing Bacteria. *FEMS Microbial Ecology*, 78, 488-496.
- Lesser-Carrillo, L. E. (2006). Situación actual del MTBE (metal terbutil éter) en sistemas acuíferos. *Ingeniería Hidráulica en México* (ahora *Tecnología y Ciencias del Agua*), 21(2), 117-123.
- Lesser, L. E., Johnson, P. C., Aravena, R., Spinnler, G., Bruce, C., & Salanitro, J. (2008). An Evaluation of Compound-Specific Isotope Analyses for Assessing the Biodegradation of MTBE at Port Hueneme, CA., *Environmental Science & Technology*, 42(17), 6637-6643.
- Maillacheruvu, K. Y., & Pathan, I. A. (2009). Biodegradation of Naphthalene, Phenanthrene and Pyrene under Anaerobic Conditions. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 44(13), 1315-1326.
- Mihelcic, J. R., & Luthy, R. G. (1998). Microbial Degradation of Acenaphthene and Naphthalene under Denitrification Conditions in Soil-Water Systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 54(5), 1188-1198.
- O'Malley, V. P., Abrajano Jr., T. A., & Hellou, J. (1994). Determination of the ¹³C/¹²C Ratios of Individual PAH from Environmental Samples: Can PAH Sources be Apportioned? *Organic Geochemistry*, 21(6-7), 809-822.
- Richnow, H. H., Annweiler, E., Michaelis, W., & Meckenstock, R. U. (2003). Microbial In Situ Degradation of Aromatic Hydrocarbons in a Contaminated Aquifer Monitored by Carbon Isotope Fractionation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 65, pp. 101-120.
- Rockne, K. J., & Strand, S. E. (1998). Biodegradation of Bicyclic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Anaerobic Enrichments. *Environmental Science and Technology*, 32(24), 3962-3967.
- Sherwood-Lollar, B., Slater, G. F., Ahad, J., Sleep, B., Spivack, J., Brenan, M., & Mackenzie, P. (1999). Contrasting Carbon Isotope Fractionation during Biodegradation of Trichloroethylene and Toluene: Implications for Intrinsic Bioremediation. *Organic Geochemistry*, 30, 813-820.
- Stehmeier, L. G., Francis, M., Jack, T. R., Diegor, E., Winsor, L., & Abrajano Jr., T. A. (1999). Field and In Vitro Evidence for In-Situ Bioremediation using Compound-Specific ¹³C/¹²C Ratio Monitoring. *Organic Geochemistry*, 30, 821-833.
- Thierrin, J., Davis, G. B., & Barber, C. (1995). A Ground-Water Tracer Test with Deuterated Compounds for Monitoring In Situ Biodegradation and Retardation of Aromatic Hydrocarbons. *Ground Water*, 33(3), 469-475.
- USEPA (1992). *Contaminants and Remedial Options at Wood Preserving Sites* (pp. 152). Washington, DC: Office of Research and Development, EPA/600/R-92/182.

Van De Velde, K. D., Marley, M. C., Studer, J., & Wagner, D. M. (1995). Stable Carbon Isotope Analysis to Verify Bioremediation and Bioattenuation (pp. 241-257). In R.E. Hinchee, G. S. Douglas, & S. K. Ong (Eds.). *Monitoring and Verification of Remediation*. Columbus, USA: Battelle Press.

Dirección institucional del autor

Dr. Luis E. Lesser-Carrillo

Director de la Carrera de Ingeniería Civil
Departamento de Ingeniería Civil
División de Ingeniería y Arquitectura
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de
Monterrey, Campus Querétaro
Av. Epigmenio González 500, Fraccionamiento San Pablo
76000, Querétaro, Querétaro, MÉXICO
Teléfono: +52 (442) 2383 100, extensión 3512
lelesserc@itesm.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Amanece sobre el tanque Aguilereño en el río Aguanaval en Viesca, Coahuila, México.

Foto: Francisco Valdés Perezgasga
(Premio Nacional a la Conservación de la Naturaleza 2015).

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.



Paraje Puente de Dios, municipio de Tamasopo, San Luis Potosí, en la cuenca del río Tampaón, México.

Foto: Juan Alberto Velázquez.

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.xxxxxxx>

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> , año)
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, integrado con artículos y notas técnicas inéditas, relacionadas con el agua, derivadas 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 de 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 técnico: 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 de agua.

Nota técnica: texto que trata avances en el campo de la ingeniería hidráulica y de la práctica profesional en materia de agua, sin que necesariamente se trate de una aportación original, aunque siempre deberá tratarse de un trabajo inédito.

Algunos trabajos sometidos al proceso de arbitraje 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. Ambos 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 sea 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.

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 para publicación.

Cuando los dictámenes se contrapongan o resulten poco consistentes, se podrá optar por solicitar la intervención de otros revisores o de los miembros del Consejo Editorial.

En ocasiones se podrá decidir sobre la aprobación o no de un artículo con el dictamen de dos revisores, más la opinión del editor por tema correspondiente, o la del editor en jefe.

Un artículo rechazado no se admitirá para un nuevo proceso de revisión.

El proceso de arbitraje se desarrollará de tal manera que tanto los autores como los revisores no conozcan el nombre de su contraparte.

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 para posible publicación.

Esta participación se considera una contribución profesional, que se realiza de manera honorífica.

Los árbitros cuentan con la "Guía para el revisor", que les proporciona la Coordinación Editorial de la revista.

Dictamen final

El dictamen derivado del proceso de arbitraje es inapelable.

Autores

Se publican trabajos de autores de cualquier nacionalidad que presenten sus contribuciones en español; sin embargo, también aceptamos trabajos que remitan en español o inglés.

Responsabilidad de los autores

La propuesta de un trabajo compromete a su autor a no someterlo simultáneamente a la consideración de otras publicaciones. En caso de que el artículo haya sido entregado a otro medio para su eventual publicación, se compromete 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.

Los colaboradores, cuyos artículos hayan sido aceptados, cederán formalmente los derechos de autor a **Tecnología y Ciencias del Agua**.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde a los autores.

El autor es responsable de la calidad del español que utilice. Si su redacción es deficiente, se rechazará su contribución. **Tecnología y Ciencias del Agua** sólo se hará cargo del cuidado editorial.

El autor se compromete a realizar los ajustes que sean señalados por el editor temático en el tiempo fijado por éste; en caso de incumplimiento, el artículo será retirado del proceso de dictaminación y será calificado como rechazado.

El autor deberá estar atento para resolver las dudas y propuestas que presenten el editor y el coordinador editorial.

Cada autor deberá aprobar las pruebas finales de imprenta de sus textos.

Se sugiere revisar la "Guía para colaboradores".

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. Aparecerá en el segundo mes del bimestre.

Suscripción y distribución

La revista se distribuye por medio de suscripciones pagadas y honorarias.

Acceso abierto

Tecnología y Ciencias del Agua, antes *Ingeniería hidráulica en México*, permite consultar en su versión digital todo el material publicado desde 1985.

Ediciones especiales y números extraordinarios

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.

De la misma manera, 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.

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 técnicos

k-ε Flow Modelling of Osmosis
 Cristiana Laranjeira
 Luís Sanches-Fernandes
 Amadeu Borges
 Nuno Cristelo

Hydrological Modeling of the Tropaon River in the Context of Climate Change
 Juan Alberto Velázquez
 Magali Troin
 Daniel Caya

Efectos de los estrógenos como contaminantes emergentes en la salud y el ambiente
 Irwing M. Ramírez-Sánchez
 Polioptro Martínez-Austria
 Marco A. Quiroz-Alfaro
 Erick R. Bandala

Study of Water Flow in Dams using Successive Over-Relaxation
 Norma Patricia López-Acosta
 José León González-Acosta

Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México
 Hipólito Muñoz
 Saturnino Orozco
 Andrea Vera
 Juan Suárez
 Edelmira García
 Mercedes Neria
 José Jiménez

Monitoreo de humedad en suelo a través de red inalámbrica de sensores
 María Flores-Medina
 Francisco Flores-García
 Víctor Velasco-Martínez
 Guillermo González-Cervantes
 Francisco Jurado-Zamarripa

La infraestructura hidroagrícola ante escenarios del cambio climático
 Mauro Iñiguez
 Waldo Ojeda-Bustamante
 Carlos Díaz-Delgado

Diseño de riego por melgas empleando las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt
 Heber Saucedo
 Manuel Zavala
 Carlos Fuentes
 Oscar G. Gutiérrez

Notas técnicas

Dispersión hídrica de arsénico en el distrito minero de San Antonio-El Triunfo, Baja California Sur, México
 Berenice Hernández-Cruz
 Faustino De Luna-Cruz
 José A. Sánchez-Cruz
 Francisco Martín Romero

Aplicación de isótopos ambientales en la determinación de la biodegradación de compuestos orgánicos
 Luis E. Lesser-Carrillo

Discusión
 Guía para colaboradores

Technical articles

k-ε flujo modelado de ósmosis 5
 Cristiana Laranjeira
 Luís Sanches-Fernandes
 Amadeu Borges
 Nuno Cristelo

Modelación hidrológica del río Tropaón en el contexto del cambio climático 17
 Juan Alberto Velázquez
 Magali Troin
 Daniel Caya

Effects of Estrogens, as Emerging Pollutants, on Health and the Environment 31
 Irwing M. Ramírez-Sánchez
 Polioptro Martínez-Austria
 Marco A. Quiroz-Alfaro
 Erick R. Bandala

Estudio del flujo de agua en presas con sobre relajaciones sucesivas 43
 Norma Patricia López-Acosta
 José León González-Acosta

Relationship between Dissolved Oxygen, Rainfall and Temperature: Zahuapan River, Tlaxcala, Mexico 59
 Hipólito Muñoz
 Saturnino Orozco
 Andrea Vera
 Juan Suárez
 Edelmira García
 Mercedes Neria
 José Jiménez

Monitoring Soil Moisture using a Wireless Sensor Network 75
 María Flores-Medina
 Francisco Flores-García
 Víctor Velasco-Martínez
 Guillermo González-Cervantes
 Francisco Jurado-Zamarripa

Hydro-Agricultural Infrastructure under Climate Change Scenarios 89
 Mauro Iñiguez
 Waldo Ojeda-Bustamante
 Carlos Díaz-Delgado

Border Irrigation Design with the Saint-Venant and Green & Ampt Equations 103
 Heber Saucedo
 Manuel Zavala
 Carlos Fuentes
 Oscar G. Gutiérrez

Technical notes

Hydric Dispersion of Arsenic in the San Antonio-El Triunfo Mining District, Baja California Sur, Mexico 113
 Berenice Hernández-Cruz
 Faustino De Luna-Cruz
 José A. Sánchez-Cruz
 Francisco Martín Romero

Application of Environmental Isotopes to Determine the Biodegradation of Organic Compounds 123
 Luis E. Lesser-Carrillo

Discussion 131
Contributor's guide 133