



Tecnología y Ciencias Agua

ISSN 2007-2422

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

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





Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

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

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

Editor en Agua y Energía
Dr. Humberto Marengo Mogollón
Consultor

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

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

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

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

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

Editor en Hidrología
Dr. Fco. Javier Aparicio Mijares
Consultor

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

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

Coordinación editorial y cuidado de edición: 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:** Carlos Ramón Peña Montiel.

• **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 Marcana**, 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 Vitório Andreoli**, Centro Universitário Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A. Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schneir**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, 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 Rananah**, University of Florida, Estados Unidos • **Dr. Gerardo Buélna**, 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 Vizcaíno**, Waterloo University, Canadá • **Dr. Luis Texeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luísa 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 Matos**, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Teresa Oré**, Pontificia Universidad Católica del Perú • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de Colombia • **M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky**, consultor, México • **Dr. Miguel A. Medina**, Duke University, Estados Unidos • **Dr. Moisés Berezowsky Verduzco**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Omar A. Miranda**, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dra. Natalia Uribe Pando**, Water Lex, Suiza • **Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández**, 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 Leonard 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. VII, núm. 1, enero-febrero de 2016, 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, 29 de enero de 2016.

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. VII, núm. 1, enero-febrero de 2016



[Para suscripciones, dé clic aquí](#)



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

Portada: atardecer en el arroyo La Azotea, sistema del río Paraná, provincia de Entre Ríos, Argentina. La fotografía fue tomada en el Parque Nacional Pre-Delta y pueden observarse algunas plantas de *Eichhornia crassipes* (camalote o jacinto de agua), una especie de macrófita flotante libre característica de estos ambientes. Debido a la capacidad de acumular contaminantes en sus tejidos, las plantas de los humedales del sistema del río Paraná se utilizan en humedales construidos para el tratamiento de efluentes. Ver el artículo "Humedales construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas en Santa Fe, Argentina" de María Alejandra Maine *et al.* (pp. 5-16).

Foto: Hernán R. Hadad.





Cascada de los Chorillos, Provincia de Córdoba, Argentina (2014).

Foto: Antoine Patalano.

Artículos técnicos

Humedales construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas en Santa Fe, Argentina

María Alejandra Maine
Gabriela Cristina Sánchez
Hernán Ricardo Hadad
Sandra Ester Caffaratti
María del Carmen Pedro
Gisela Alfonsina Di Luca
María de las Mercedes Mufarrege

Coagulación-floculación, filtración y ozonización de agua residual para reutilización en riego agrícola

Eliet Veliz
José Guadalupe Llanes
Lidia Asela Fernández
Mayra Bataller

Temporal River Flow Patterns in Mexico's Northern Watersheds

José Návar
Liliana Lizárraga-Mendiola

Validación de un modelo para estimar la extensión del bulbo de humedecimiento del suelo con riego por goteo

Fidencio Cruz-Bautista
Alejandro Zermeño-González
Vicente Álvarez-Reyna
Pedro Cano-Ríos
Miguel Rivera-González
Mario Siller-González

Caracterización de válvulas de admisión y expulsión de aire comerciales

Pedro L. Iglesias-Rey
Vicente S. Fuertes-Miquel
Francisco J. García-Mares
F. Javier Martínez-Solano

Análisis de frecuencias no estacionario de series de lluvia anual

Gabriela Álvarez-Olguín
Carlos Agustín Escalante-Sandoval

Universalidad de la función de estado que guía la dinámica de los solutos en los cauces naturales en "equilibrio dinámico": un nuevo método de cálculo de la pendiente mediante trazadores

Alfredo Constaín
Jorge Corredor

Technical articles

Constructed Wetlands for Effluent Treatment from Metallurgical Industries in Santa Fe, Argentina 5

María Alejandra Maine
Gabriela Cristina Sánchez
Hernán Ricardo Hadad
Sandra Ester Caffaratti
María del Carmen Pedro
Gisela Alfonsina Di Luca
María de las Mercedes Mufarrege

Coagulation-Flocculation, Filtration and Ozonation of Wastewater for Reuse in Agricultural Irrigation 17

Eliet Veliz
José Guadalupe Llanes
Lidia Asela Fernández
Mayra Bataller

Patrones temporales de flujo del río en las cuencas del norte de México 35

José Návar
Liliana Lizárraga-Mendiola

Modeling Validation to Estimate the Dimensions of the Wet Bulb in Trickle Irrigation 45

Fidencio Cruz-Bautista
Alejandro Zermeño-González
Vicente Álvarez-Reyna
Pedro Cano-Ríos
Miguel Rivera-González
Mario Siller-González

Air Release and Air Vacuum Commercial Air Valves Characterization 57

Pedro L. Iglesias-Rey
Vicente S. Fuertes-Miquel
Francisco J. García-Mares
F. Javier Martínez-Solano

Non-Stationary Frequency Analysis of Annual Rainfall 71

Gabriela Álvarez-Olguín
Carlos Agustín Escalante-Sandoval

Universality of State Function that Guides the Dynamics of Solute in Natural Streams in "Dynamic Equilibrium" Condition: A New Calculation Method for Slope by Means of Tracers 89

Alfredo Constaín
Jorge Corredor

Water Footprint of Growing Potatoes in Cuba Juan José Cabello Alexis Sagastume Eduardo López-Bastida Carlo Vandecasteele Luc Hens	<i>Huella hídrica del cultivo de la papa en Cuba</i> Juan José Cabello Alexis Sagastume Eduardo López-Bastida Carlo Vandecasteele Luc Hens	107
Estimación de parámetros de infiltración a partir de mediciones de avance de riego por melgas empleando las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt Heber Saucedo Manuel Zavala Carlos Fuentes	<i>Infiltration Parameter Estimation from Advance Data in Border Irrigation Based on the Saint-Venant and Green & Ampt Equations</i> Heber Saucedo Manuel Zavala Carlos Fuentes	117
Notas técnicas	<i>Technical notes</i>	
Identificación y caracterización de sequías hidrológicas en Argentina Erica Díaz Andrés Rodríguez Oscar Dölling Juan Carlos Bertoni Marcelo Smrekar	<i>Identification and Characterization of Hydrological Drought in Argentina</i> Erica Díaz Andrés Rodríguez Oscar Dölling Juan Carlos Bertoni Marcelo Smrekar	125
Discusión	<i>Discussion</i>	135
Guía para colaboradores	<i>Contributor's guide</i>	137

Humedales construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas en Santa Fe, Argentina

• María Alejandra Maine* •

*Universidad Nacional del Litoral, Argentina
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina*

*Autor de correspondencia

• Gabriela Cristina Sánchez •

Universidad Nacional del Litoral, Argentina

• Hernán Ricardo Hadad •

*Universidad Nacional del Litoral
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina*

• Sandra Ester Caffaratti • María del Carmen Pedro •

Universidad Nacional del Litoral, Argentina

• Gisela Alfonsina Di Luca • María de las Mercedes Mufarrege •
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina

Resumen

Maine, M. A., Sánchez, G. C., Hadad, H. R., Caffaratti, S. E., Pedro, M. C., Di Luca, G. A., & Mufarrege, M. M. (enero-febrero, 2016). Humedales construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas en Santa Fe, Argentina. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 5-16.

En Argentina, el uso de humedales construidos para tratamiento de efluentes es aún limitado, a pesar de que las condiciones para su implementación son ideales (gran disponibilidad de terrenos marginales de bajo costo, clima templado con inviernos poco rigurosos y gran disponibilidad de macrófitas adaptadas al clima). El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de dos humedales construidos (HC1 y HC2) para el tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas y determinar si los contaminantes son retenidos por el sedimento o por la plantas, conocimientos clave para llevar a cabo un correcto manejo del humedal. En ambos humedales se trata el efluente cloacal junto con el industrial que contiene metales. Como los volúmenes a tratar y la composición química de los efluentes es diferente, los humedales construidos presentan distintas características de diseño. HC1 está en operación desde hace 12 años y HC2 desde hace cinco años. Ambos humedales funcionaron de manera eficiente, mostrando eficiencias de remoción satisfactorias para PRS, P total, especies nitrogenadas, DQO, DBO, sulfato, y metales. *Typha domingensis* (totora), especie dominante en ambos casos, presentó alta capacidad de retención de metales, en especial en su zona radicular, lo que demuestra su capacidad de fitoestabilización. Las concentraciones de metales y P aumentaron en el sedimento de la zona de entrada en fracciones químicamente estables, que no los liberarán al agua si se mantienen las condiciones ambientales. Los detritos de *Typha domingensis* acumularon

Abstract

Maine, M. A., Sánchez, G. C., Hadad, H. R., Caffaratti, S. E., Pedro, M. C., Di Luca, G. A., & Mufarrege, M. M. (January-February, 2016). *Constructed Wetlands to Treat Effluents from Metallurgy Industries in Santa Fe, Argentina*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(1), 5-16.

The use of constructed wetlands in Argentina to treat effluents is still limited, even though ideal conditions exist for their implementation (large availability of low-cost marginal land, temperate climate with mild winters and large availability of macrophytes that are adapted to the climate). The objective of this work was to evaluate the efficiency of two constructed wetlands (CW1 and CW2) to treat effluents from metallurgy industries and determine whether the sediments or plants retain the pollutants. This knowledge is key to correctly managing the wetland. Both wetlands treated sewage along with industrial waste containing metals. Since the volumes to be treated and the chemical composition of the effluents were different, the constructed wetlands presented distinct design characteristics. CW1 has been in operation for 12 years and CW2 for 5 years. Both function efficiently, with satisfactory removal efficiencies for SRP, total phosphorus, nitrogen species, COD, BOD, sulfate and metals. *Typha domingensis* (cattail), the dominant species in both cases, had a high capacity to retain metals, especially by its root zone, which demonstrates its phytostabilization capacity. The concentration of metals and phosphorus increased in the sediment in the inlet area, in chemically stable fractions which are not released into the water if the environmental conditions are maintained. *Typha domingensis* detritus accumulated high concentrations of metals and can be easily removed for final disposal.

Keywords: Effluents, depuration, metals, sediment, macrophytes, wetlands, Argentina.

altas concentraciones de metales. Estos detritos pueden ser removidos con facilidad para su disposición final.

Palabras clave: efluentes, depuración, metales, sedimento, macrófitas, humedales, Argentina.

Recibido: 08/04/2015
Aceptado: 18/08/2015

Introducción

Los humedales naturales se han utilizado como receptores de aguas residuales desde la antigüedad. El siglo XX trajo el desarrollo de humedales construidos por el hombre, diseñados para optimar los procesos que se producen de manera natural en la vegetación del humedal, el sedimento o sustrato, y los microorganismos asociados, con el fin de mejorar la eficiencia del sistema en la depuración de agua. Esta tecnología comenzó a usarse en la década de 1970 y debido a su eficiencia, bajo costo de instalación y mantenimiento, su empleo se ha incrementado desde entonces. Los humedales construidos han sido ampliamente estudiados (Maine, Suñé, Hadad, Sánchez, & Bonetto, 2006, 2007; Maine, Hadad, Sánchez, Caffaratti, & Bonetto, 2009; Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2011; Zhang *et al.*, 2014). Sin embargo, la mayoría de las investigaciones se han hecho para la depuración de efluentes domiciliarios para pequeñas comunidades, viviendas unifamiliares y hoteles, así como para aguas de escorrentía, donde los contaminantes a eliminar son fósforo (P) y nitrógeno (N). Hay cientos de estos humedales funcionando, en especial en países como Alemania, Francia, Reino Unido, España, Italia, Dinamarca, Australia y Estados Unidos. En Latinoamérica, en países como México, Colombia, Perú y Bolivia, tal tecnología ha encontrado una importante implementación para depuración de efluentes sanitarios de pequeños poblados, complejos turísticos, campus universitarios, etc. (García, Paredes, & Cubillos, 2013; Rivas-Hernández, Barceló-Quintal, & Moeller-Chávez, 2014). En Argentina, el uso de humedales construidos para tratamiento de efluentes es aún limitado, a pesar de que las

condiciones para su implementación son ideales (gran disponibilidad de terrenos marginales de bajo costo, clima templado con inviernos poco rigurosos y suma disponibilidad de macrófitas adaptadas al clima).

De acuerdo con la experiencia de diferentes especialistas expuestas en las últimas conferencias internacionales de humedales construidos, en Argentina, como en otros países de América latina, existen empresas que se dedican a la construcción de humedales sin el estudio previo necesario y sin monitoreos posteriores para su control y optimación. Esto trae como consecuencia un funcionamiento inadecuado de los sistemas o que queden fuera de operación, generando la idea de que dicha tecnología no es eficiente. Por esto es importante llevar a cabo estudios previos específicos para cada caso y monitoreos de los sistemas a lo largo del tiempo; no sólo para comprender los mecanismos de depuración sino también para optimar el funcionamiento del sistema.

Los humedales funcionan de manera eficiente también para tratar efluentes industriales (Dunbabin & Bowmer, 1992; Chen, Kao, Yeh, Chien, & Chao, 2006; Khan, Ahmad, Shah, Rehman, & Khaliq, 2009; Kadlec & Wallace, 2009). Dos industrias metalúrgicas de la zona en estudio realizan el tratamiento final de sus efluentes empleando humedales construidos. Como los volúmenes a tratar y la composición química de los efluentes es diferente, los humedales construidos presentan diferentes características de diseño. El objetivo de este trabajo fue comparar la eficiencia de los dos humedales construidos (HC1 y HC2) y determinar si los contaminantes son retenidos por el sedimento o por la plantas, conocimientos clave para llevar a cabo un correcto manejo de los humedales.

Metodología

Descripción de los humedales

Los dos humedales estudiados son de flujo superficial. Se construyeron para el tratamiento final de los efluentes de dos industrias metalúrgicas. Tanto en el HC1 como el HC2, el efluente sanitario de las industrias se trata junto con el efluente industrial. Antes de ingresar a los humedales, ambos efluentes reciben tratamiento primario previo. En trabajos en invernadero, se corroboró la hipótesis de que el enriquecimiento del efluente con nutrientes podría mejorar la tolerancia de las plantas a los metales (Hadad, Maine, Natale, & Bonetto, 2007), por lo que se decidió tratar en ambas industrias el efluente sanitario junto con el efluente industrial.

El HC1 está en operación desde hace 12 años, sus dimensiones son 50 m de largo por 40 m de ancho y 0.3-0.6 m de profundidad. Un tabique central obliga al efluente a recorrer el doble de distancia, logrando una relación largo:ancho de 5:1, que favorece la hidráulica del sistema. Se impermeabilizó con seis capas de bentonita compactada (lográndose una conductividad hidráulica de 10^{-7} m/s). Sobre la misma se colocó 1 m de tierra, donde se arraigaron las plantas. Inicialmente, se trasplantaron varias especies comunes de la zona, siendo *Eichhornia crassipes* y *Typha domingensis* las de mayor cobertura. Se tratan 100 000 l/día (efluente industrial de alto pH y salinidad, que contiene Fe, Cr, Ni y Zn con el efluente sanitario). El tiempo de residencia es entre 7 y 12 días. Después de atravesar el humedal, el efluente es conducido por un canal hacia una laguna de 1.5 ha, localizada en el mismo predio (figura 1).

El HC2 se encuentra en operación desde hace cinco años, sus dimensiones son 7 m x 20 m y 0.5 m de profundidad (relación largo:ancho 3:1). Se impermeabilizó con una geomembrana de polietileno de alta densidad (PAD) de 1.5 mm de espesor. Sobre la misma se colocó una capa de tierra de aproximadamente 1.50 m, que sirve como sustrato de las plantas enraizadas. De acuerdo con la experiencia con el HC1, la



Figura 1. Fotografía de satélite donde se observa el humedal construido 1 (HC1), la laguna (a) e instalaciones de la empresa (b).

especie seleccionada para este humedal fue *Typha domingensis*. Se trasplantaron ejemplares que crecen en la laguna existente en el predio de la empresa, lo que garantiza que las plantas se adapten al lugar. Las plantas se podaron a una altura aproximada de 30 cm, conservando los rizomas y se plantaron con una densidad de 3 plantas por m². Para favorecer el desarrollo de las plantas en la zona más profunda y aumentar el recorrido del efluente a través del humedal, se construyeron taludes de 0.50 m de ancho, transversales al sentido de circulación del agua, sobre los cuales se plantaron los vegetales. El nivel de agua sobre ellos es de 0.30 a 0.40 m. En las otras zonas, la profundidad se encuentra entre 0.5 y 0.7 m. El humedal funcionó con efluente sanitario (previo tratamiento primario), efluente pluvial y efluente del circuito de enfriamiento durante un año. Luego comenzó a volcarse además el efluente industrial. El efluente industrial (que proviene de los efluentes del baño de cromado) y el efluente sanitario reciben tratamiento primario y son conducidos junto con el efluente del circuito de enfriamiento y el desagüe pluvial a una cámara ecualizadora, para luego ingresar al humedal. El volumen diario que ingresa al humedal es de unos 10 m³. El tiempo de residencia mínimo es de siete días; al cabo de ese lapso, el efluente, ya depurado,

abandona el humedal por un canal de salida en forma de cascada, para volcar en una pileta de hormigón de 4 m x 2 m, con una profundidad de 40 cm. En este lugar se toman las muestras del efluente tratado para monitorear el sistema. El efluente tratado abandona la pileta a través de un salto de agua por rebase, llegando por un canal a una laguna adyacente en el mismo predio (figura 2).

Muestras y determinaciones analíticas

Se realizaron cada mes muestreos del efluente, sedimentos y vegetales, en las zonas de entrada y salida de ambos humedales. Se determinó su eficiencia a partir de las concentraciones del efluente de entrada y salida.

Las determinaciones analíticas en agua se llevaron a cabo de acuerdo con APHA (1998). La conductividad del agua se midió con conductímetro YSI, modelo 33, y el pH con un pHmetro Orion. El oxígeno disuelto (OD) se midió utilizando un oxímetro Hanna HI 91-46. El fósforo Total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS) y nitrito se determinaron mediante técnicas colorimétricas, utilizando un espectrofotómetro UV-VIS Perkin Elmer Lambda 20. La concentración de nitrato y amonio en agua se determinó por potenciometría, utilizando un electrodo Orion Ion plus 93-07 y Orion 9512 BN, respectivamente. La

determinación de demanda química de oxígeno (DQO) se realizó por el método de reflujó abierto y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) por el test de cinco días. La determinación de alcalinidad y dureza se hizo por titulometría y la de sulfato por turbidimetría. Las determinaciones de Fe, Cr, Ni y Zn en agua se realizaron por espectrofotometría de absorción atómica (por llama o atomización electrotérmica, de acuerdo con la concentración de la muestra, Perkin Elmer AAnalyst 200).

En sedimentos y macrófitas (hojas y raíces) se determinaron las concentraciones de fósforo (P), y los metales cromo (Cr), níquel (Ni) y zinc (Zn). Las determinaciones se realizaron por espectrofotometría de absorción atómica, previa digestión con mezcla ácida de HCl:HNO₃:HClO₄ (5:3:2). En las mismas digestiones se determinó el PT mediante la técnica colorimétrica de Murphy y Riley (1962). Para evaluar la cantidad y forma química en la que estos contaminantes se acumulan en el sedimento, se realizó además el fraccionamiento químico de Cr, Ni y Zn, con base en el método de Tessier, Campbell y Bisson (1979). Este método se basa en sucesivas extracciones con soluciones ácidas, alcalinas o complejantes de forma secuencial, a fin de disolver las sales y óxidos, y extraer sus metales asociados.

Se utilizó el test T de a pares para comprobar si existía diferencia estadística entre las concentraciones de la entrada y la salida del humedal ($p < 0.05$).

Resultados y discusión

La figura 3a muestra la cobertura de las macrófitas en el HC1 desde que comenzó a funcionar. Como se observa, *Eichhornia crassipes* se desarrolló con rapidez y fue la dominante, llegando a cubrir alrededor de 80% de la superficie del agua durante dos años, pero luego su cobertura comenzó a bajar. En octubre de 2005, se disminuyó el nivel de agua del humedal y se agregaron taludes de sedimento perpendiculares al sentido de circulación de la corriente, para favorecer el desarrollo de la especie enraizada *Typha domingensis*. Desde entonces, la misma

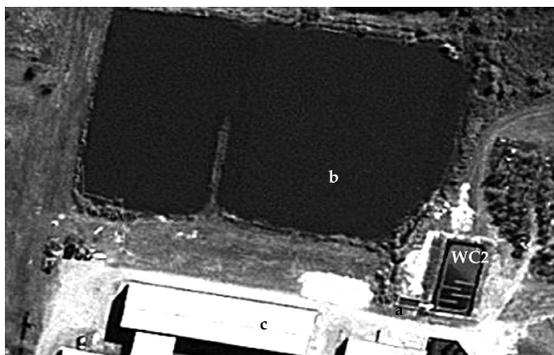


Figura 2. Fotografía de satélite donde se observa el humedal construido 2 (HC2), la pileta de salida (a), la laguna (b) e instalaciones de la empresa (c).

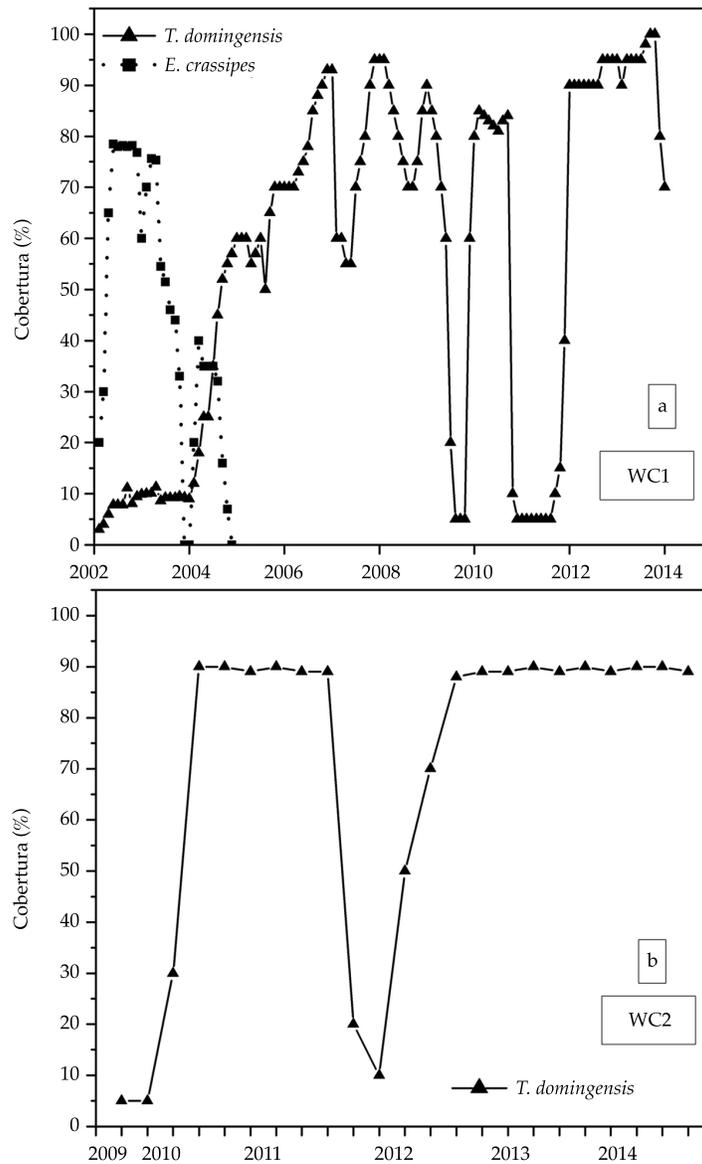


Figura 3. Cobertura vegetal registrada a lo largo de los periodos estudiados en los HC1 (a) y HC2 (b).

aumentó su cobertura, convirtiéndose en la dominante durante los últimos 10 años. Su cobertura media fue de 80%. Las mermas en su cobertura se deben a que son podadas de forma periódica para favorecer su crecimiento. Durante los años 2009 y 2011, se observa una marcada disminución de la cobertura debido a que las plantas del humedal sufrieron una depredación por carpinchos (*Hydrochoerus hy-*

drochaeris). El humedal se presentaba como una laguna con escasa vegetación, ya que la parte aérea de la vegetación había sido depredada por estos animales. Sin embargo, las raíces y rizomas de las plantas emergentes no habían sido dañadas (Maine et al., 2013), y las plantas se recuperaron luego de la colocación de un cerco perimetral que impidió el acceso de los animales al humedal.

La cobertura de *Typha domingensis* en el HC2 se muestra en la figura 3b. Puede observarse que la misma llegó a 90% después de unos pocos meses. La disminución de cobertura que puede apreciarse durante los primeros meses de 2012 se debió a un volcado accidental de efluente sin el adecuado tratamiento. Sin embargo, se registró una rápida recuperación de las plantas. Es de resaltar que el ambiente se preservó debido a que los contaminantes quedaron retenidos en el humedal, cumpliendo una de las funciones para las que se le construyó. Como se expuso, ambos humedales sufrieron disminuciones en su cobertura de plantas debido a diferentes eventos, pero pudieron recuperarse demostrando la robustez de estos sistemas.

Ambos humedales funcionaron de modo eficiente, presentando altos porcentajes de remoción de contaminantes, disminuyendo no

sólo los valores medios sino la variabilidad de los mismos, a pesar de la alta heterogeneidad del efluente de entrada (cuadros 1 y 2). Si bien el pH de ambos efluentes fue diferente a la entrada, los valores a la salida no fueron significativamente diferentes. El efluente presentó menores valores de OD y mayores valores de conductividad en el HC1 que en el HC2. En el HC1, las concentraciones de nitrato y nitrito disminuyeron de manera satisfactoria, mientras que el amonio, PRS y PT presentaron bajos porcentajes de remoción, probablemente debido a las bajas concentraciones de OD. Las condiciones aeróbicas favorecen la retención de P a los sedimentos. En cuanto al amonio, las bajas concentraciones de oxígeno desfavorecen el proceso de nitrificación. Mientras que en el HC2, el amonio presentó la mayor remoción, el nitrito aumentó a la salida del humedal, de-

Cuadro 1. Concentraciones medias de los parámetros medidos en el efluente de entrada y salida del HC1. (*) indica diferencia estadísticamente significativa entre el valor del parámetro medido antes y después de atravesar el humedal.

Parámetros	Entrada		Salida		% remoción
	Media	Rango	Media	Rango	
pH	10.8	10.4-11.5	8.3*	7.9-9.3	-
Temperatura	19.5	14-23.9	17.6	12.5-23	-
OD (mg l ⁻¹)	3.40	0-6.2	2.12*	0.3-5.2	-
Conductividad (umho/cm)	5 113.3	3 890-7 700	1 955.6*	1 400-2 500	-
Dureza (mg CaCO ₃ l ⁻¹)	219.6	92.3-305.2	81.3*	51.1-101.2	61.7
Alcalinidad	553.2	114.6-750.4	224.1*	156.8-332.3	36.5
SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	1 872.9	991.4-2 316.1	626.4*	412.1-884.1	66.5
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	50.6	15.4-98.2	9.9*	3.6-24.2	80.4
NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	2.221	0.258-6.22	0.352*	0.017-0.766	84.1
NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	0.88	0.154-2.67	0.77*	0.05-2.14	11.8
PRS (mg l ⁻¹)	0.030	0.005-0.079	0.026	0.005-0.334	13.3
PT (mg l ⁻¹)	0.396	0.064-1.38	0.309	0.129-0.696	22.0
Fe (mg l ⁻¹)	0.824	0.05-2.54	0.087*	0.05-0.230	89.4
Cr (mg l ⁻¹)	0.092	0.023-0.204	0.014*	0.002-0.033	84.7
Zn (mg l ⁻¹)	0.041	0.022-0.070	0.020*	0.015-0.050	51.2
Ni (mg l ⁻¹)	0.048	0.004-0.101	0.023*	0.004-0.082	69.5
DQO (mg l ⁻¹)	85.0	27.9-154.0	37.1*	13.9-42.9	74.6
DBO (mg l ⁻¹)	31.3	9.8-30.9	9.97*	3.0-20.1	73.2

Cuadro 2. Concentraciones medias de los parámetros medidos en el efluente de entrada y salida del HC2. (*) indica diferencia estadísticamente significativa entre el valor del parámetro medido antes y después de atravesar el humedal.

Parámetros	Entrada		Salida		% remoción
	Media	Rango	Media	Rango	
pH	7.9	7.4-8.3	8.0	8.0-8.1	-
Temperatura	22	19-23	16	15-18	-
Oxígeno (mg l ⁻¹)	6.0	3.2-7.4	6.4	4.2-7.8	-
Conductividad (umho/cm)	3 213.0	975-10 060	1 203.6*	1 058-1 358	-
Dureza (mg CaCO ₃ l ⁻¹)	90.5	76.8-120.0	65.2*	48-88.8	36.9
Alcalinidad	690.0	101.7-1 647.0	283.0*	167.9-378.2	63.2
SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	1 428.8	56.3-2 781	133.7*	75.3-181.3	90.6
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	0.745	0.271-1.28	0.564*	0.158-1.084	24.4
NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	0.012	0.004-0.023	0.040*	0.030-0.053	-
NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	6.15	0.957-15.6	2.08*	0.722-3.89	66.1
PRS (mg l ⁻¹)	0.692	0.247-0.903	0.307*	0.291-0.350	58.1
PT (mg l ⁻¹)	0.889	0.642-1.322	0.425*	0.398-0.442	52.8
Fe (mg l ⁻¹)	0.350	0.151-0.561	0.110*	0.061-0.173	70.4
Cr (mg l ⁻¹)	0.310	0.012-1.45	0.022*	0.019-0.025	92.9
Zn (mg l ⁻¹)	0.072	0.006-0.145	0.031*	0.003-0.067	51.7
Ni (mg l ⁻¹)	0.018	0.003-0.082	0.004*	0.004-0.004	77.5
DQO (mg l ⁻¹)	57.1	21.3-160	12.4*	< 6-27	78.2
DBO (mg l ⁻¹)	45.3	10.2-55.5	8.6*	3.2- 17.6	82.5

bido al proceso de nitrificación en condiciones aeróbicas. Sin embargo, es de destacar que las concentraciones de nitrito medidas son bajas y se encuentran dentro de los valores exigidos por la legislación vigente (Ley 11220/94, Resolución 1089, Provincia de Santa Fe, Argentina). En general, en sistemas acuáticos, el amonio es removido por sedimentación, nitrificación, absorción por las plantas o volatilización. Por otra parte, la disminución de NO₃⁻ se debe de modo fundamental al proceso de desnitrificación y absorción por las plantas (Saunders & Kalff, 2001). Este proceso necesita energía, la cual se obtiene de la oxidación de la materia orgánica presente en las zonas anaeróbicas del sedimento. Las macrófitas pueden mejorar las condiciones de desnitrificación, pues suministran C orgánico, el cual puede ser usado de manera directa por las bacterias desnitrificantes o estimular la desni-

trificación de forma indirecta, contribuyendo a disminuir el potencial redox (Weisner, Eriksson, Granéli, & Leonardson, 1994). DQO y DBO mostraron valores significativamente menores a la salida que a la entrada del humedal. Se observó además una importante disminución de sulfato, que es utilizado en los tratamientos primarios, por lo que ingresa a los humedales en altas concentraciones. En el efluente de entrada, las concentraciones de Cr y Zn fueron significativamente más altas en el HC2, y la de Fe y Ni en el HC1. En ambos humedales, la remoción de estos metales fue satisfactoria.

Typha domingensis fue eficiente en la retención de metales, en especial en su zona radicular, lo que demuestra su capacidad de fitoestabilización (cuadro 3). Esto es deseable, pues los metales quedan inmovilizados en el sedimento de los humedales. Las concentraciones de metales y

Cuadro 3. Concentración de P, Cr, Ni y Zn en tejidos de *Typha domingensis*. (*) indica diferencia estadísticamente significativa entre la concentración en los tejidos vegetales de la zona de entrada y la zona de salida.

HC1								
Muestra	Cr (mg g ⁻¹)		Ni (mg g ⁻¹)		Zn (mg g ⁻¹)		P (mg g ⁻¹)	
	Hojas	Raíces	Hojas	Raíces	Hojas	Raíces	Hojas	Raíces
Zona de entrada	0.023*	0.356*	0.014*	0.199*	0.034	0.090	2.24*	1.84*
Zona de salida	0.010	0.034	0.006	0.030	0.035	0.086	1.16	1.02

HC2								
Muestra	Cr (mg g ⁻¹)		Ni (mg g ⁻¹)		Zn (mg g ⁻¹)		P (mg g ⁻¹)	
	Hojas	Raíces	Hojas	Raíces	Hojas	Raíces	Hojas	Raíces
Zona de entrada	0.053*	0.764*	0.009	0.019	0.034*	0.199*	2.48*	1.87*
Zona de salida	0.033	0.195	0.007	0.013	0.014	0.054	1.76	1.29
Detritos (<i>T. domingensis</i>)	2.29		0.013		0.206		1.09	

P en tejidos fueron significativamente mayores en las plantas de la zona de entrada que en las de salida en ambos humedales, debido a que el efluente se va depurando a medida que circula. Tanto en la zona de entrada como en la de salida de HC2, la concentración de Cr en raíces de *Typha domingensis* presentó elevados valores. Esto se debió a que se produjo un volcado con altas concentraciones de Cr. En el HC1, a pesar del mayor tiempo de operación, las concentraciones de Cr en tejidos fueron significativamente menores.

La concentración de Ni en tejidos fue mayor en el HC1 debido a la presencia de este metal en el efluente tratado. Las concentraciones de Zn en las plantas de la entrada del HC2 mostraron mayores concentraciones que las del HC1, debido a que la concentración de Zn en el efluente fue mayor. Es importante resaltar que las macrófitas emergentes, además de acumular contaminantes en sus tejidos, influyen en los ciclos biogeoquímicos del sedimento a través de efectos en el potencial redox, debido a su capacidad para transportar oxígeno desde la raíz a la zona rizosférica (Barko, Gunnison, & Carpenter, 1991; Sorrell & Boon, 1992). De manera cuantitativa, esta capa oxigenada puede visualizarse por el color rojo asociado con las formas oxidadas del hierro en la superficie de las raíces y el sedimento circundante.

En la zona de entrada del HC2 se acumularon detritos de *Typha domingensis*, en los que se encontraron altas concentraciones de metales retenidos. Estos detritos están conformados fundamentalmente por hojas secas que quedan luego del invierno, lo cual es parte del ciclo anual de las macrófitas. Las macrófitas no sólo sorben contaminantes cuando están vivas. Schneider y Rubio (1999) demostraron a escala de laboratorio que la biomasa seca de tres macrófitas flotantes (*Potamogeton lucens*, *Salvinia herzogii* y *Eichhornia crassipes*) resultaron excelentes biosorbentes de metales pesados. Miretzky, Saralegui y Fernandez-Cirelli (2006) reportaron similares resultados cuando trabajaron con biomasa no viva de *Spirodela intermedia*, *Lemna minor* y *Pistia stratiotes* utilizando una solución multimetal (Cu²⁺, Pb²⁺, Cd²⁺, Ni²⁺ y Zn²⁺). Esto sería una importante ventaja para el manejo de humedales construidos, porque cuando las plantas mueren, como su degradación es lenta (Hammerly, Leguizamon, Maine, & Schiver, 1989), siguen reteniendo metales dentro del humedal, tal como se determinó de forma experimental. Estos detritos pueden ser removidos con facilidad del humedal para su disposición final, en caso de que fuera necesario.

Si bien las plantas retienen metales en sus tejidos, teniendo en cuenta no sólo la concentra-

ción sino también la masa, el sedimento fue el principal acumulador tanto de P como de metales. La sorción por el sedimento es el principal mecanismo de acumulación de contaminantes a largo plazo (Machemer, Reynolds, Laudon, & Wildeman, 1993; Wood & Shelley, 1999; Maine et al., 2009). En ambos humedales, el sedimento de la zona de entrada presentó concentraciones de Cr, Ni, Zn y P significativamente mayores que el sedimento de la zona de salida (cuadro 4).

Las concentraciones de la zona de salida no mostraron diferencias significativas con las concentraciones medidas al inicio del estudio, lo cual indicaría que los contaminantes fueron retenidos por el sedimento de la zona de entrada. Las concentraciones de Cr del sedimento de la zona de entrada de ambos humedales no mostraron diferencias significativas, a pesar del distinto tiempo de operación. El Ni se acumuló a la entrada del HC1, lo que no se observó en el sedimento del HC2, debido a que el efluente no contiene Ni. En el caso del Zn, el HC1 mostró las mayores concentraciones tanto en el sedimento de la zona de entrada como en el de

salida. Sin embargo, el sedimento puede liberar los contaminantes si las condiciones ambientales cambian (Boström, Ahlgren, & Bell, 1985). A fin de determinar la perdurabilidad de la retención de contaminantes en los sedimentos de los humedales, se realizó una extracción secuencial que permite evaluar a qué compuestos químicos del sedimento se encuentran retenidos los contaminantes. En ambos humedales el Cr se acumuló en forma significativamente superior en la fracción de óxidos de Fe-Mn y en la materia orgánica (cuadro 5).

La materia orgánica tiene la capacidad de complejar y adsorber cationes debido a la presencia de grupos negativamente cargados (Laveuf & Cornu, 2009). El bajo Eh reduce el Cr(VI) a Cr(III), el cual precipita como Cr(OH)₃ (mayormente Cr(OH)₃) (Guo, Delaune, & Patrick, 1997) o coprecipita con óxidos de Fe y Mn. La baja concentración de Ni en las distintas fracciones del sedimento del HC2 corrobora las bajas concentraciones de este metal en el efluente, indicando que no hubo acumulación en sedimento.

Cuadro 4. Concentración de P, Cr, Ni y Zn en sedimentos al final del periodo estudiado. (*) indica diferencia estadísticamente significativa entre la concentración en sedimento respecto a los valores iniciales.

Muestra	HC1				HC2			
	Cr (mg g ⁻¹)	Ni (mg g ⁻¹)	Zn (mg g ⁻¹)	P (mg g ⁻¹)	Cr (mg g ⁻¹)	Ni (mg g ⁻¹)	Zn (mg g ⁻¹)	P (mg g ⁻¹)
Zona de entrada	0.811*	0.453*	0.096*	0.896*	0.865*	0.017	0.056*	0.496*
Zona de salida	0.057	0.060	0.063	0.379	0.026	0.011	0.025	0.388
Inicial	0.038	0.028	0.060	0.378	0.016	0.011	0.024	0.392

Cuadro 5. Fraccionamiento de Cr, Ni y Zn realizado en sedimentos al final del periodo estudiado en el HC1 y el HC2.

Fracción		Intercambiable	Unido a carbonato	Unido a óxidos de Fe-Mn	Unido a materia orgánica	Residual
Cr	HC1	0.003	0.034	0.285	0.280	0.209
	HC2	0.008	0.024	0.509	0.314	0.011
Ni	HC1	0.032	0.134	0.120	0.072	0.117
	HC2	0.0004	0.004	0.004	0.005	0.003
Zn	HC1	0.002	0.039	0.022	0.011	0.022
	HC2	0.001	0.014	0.018	0.004	0.019

El Ni en el HC1, al igual que el Zn en ambos humedales, se acumularon en forma significativamente superior unidos a carbonatos, unidos a óxidos de Fe-Mn y en la fracción residual. La precipitación de carbonato está termodinámicamente favorecida, y el Ni y el Zn pueden coprecipitar con el mismo. Los óxidos de Fe-Mn representan sumideros de metales pesados. La fracción residual significa formas litogénicas de unión fuerte de los metales, como en las estructuras cristalinas de las arcillas (Di Luca et al., 2011).

La secuencia de la extracción puede verse como una escala inversa de disponibilidad relativa de los metales. La fracción intercambiable de los tres metales, que es la más lábil y biodisponible, presentó en todos los casos una concentración significativamente menor a las demás. Por otra parte, es poco probable que los metales puedan liberarse al agua de las otras dos fracciones más lábiles (unidas a carbonatos y a óxidos de Fe-Mn), pues los efluentes proveen las condiciones (alto pH, alcalinidad, Fe, Ca y concentraciones iónicas) para que el sedimento continúe reteniendo Cr, Ni y Zn.

Conclusiones

En ambos HCs, las eficiencias de remoción de contaminantes fueron satisfactorias, ya que los HCs disminuyeron no sólo el valor medio, permitiendo cumplir con la ley 11220/94 de la Provincia de Santa Fe, Argentina, sino también la variabilidad de la concentración de los contaminantes de los efluentes, a pesar de la alta heterogeneidad del efluente de entrada.

Los metales y el P fueron removidos eficientemente en ambos humedales, quedando retenidos en la zona de entrada tanto en sedimento como en tejido vegetal.

Typha domingensis fue tolerante a los efluentes y eficiente en la retención de metales.

Los detritos de *Typha domingensis* acumularon altas concentraciones de metales. Estos detritos pueden ser removidos con facilidad para su disposición final.

Los humedales estudiados serían altamente eficientes en cuanto a la retención de los tres

metales, pues se encuentran unidos a fracciones que no los liberarán al agua mientras las condiciones químicas y ambientales del sistema se mantengan.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet), al Proyecto CAI+D de la Universidad Nacional del Litoral (UNL), y a la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica, por proveer los fondos necesarios para poder realizar este trabajo.

Referencias

- APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (pp. 1268). New York: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation.
- Barko, J. W., Gunnison, D., & Carpenter, S. R. (1991). Sediment Interactions with Submersed Macrophyte Growth and Community Dynamics. *Aquat. Bot.*, 41, 41-65.
- Boström, B., Ahlgren, L., & Bell, R. (1985). Internal Nutrient Loading in a Eutrophic Lake, Reflected in Seasonal Variations of Some Sediment Parameters. *Verhandlungen*, 44(22), 3335-3339.
- Chen, T. Y., Kao, C. M., Yeh, T. Y., Chien, H. Y., & Chao, A. C. (2006). Application of a Constructed Wetland for Industrial Wastewater Treatment: A Pilot-Scale Study. *Chemosphere*, 64, 497-502.
- Di Luca, G. A., Maine, M. A., Mufarrije, M. M., Hadad, H. R., Sánchez, G. C., & Bonetto, C. A. (2011). Metal Retention and Distribution in the Sediment of a Constructed Wetland for Industrial Wastewater Treatment. *Ecol. Eng.*, 37, 1267-1275.
- Dunbabin, J., & Bowmer, K. (1992). Potential Use of Constructed Wetlands for Treatment of Industrial Wastewaters. *Containing Metals. Sci. Tot. Environ.*, 111, 151-168.
- García, J. A., Paredes, D., & Cubillos, J. A. (2013). Effect of Plants and the Combination of Wetland Treatment Type Systems on Pathogen Removal in Tropical Climate Conditions. *Ecol. Eng.*, 58(6), 57-62.
- Guo, T., Delaune, R., & Patrick, W. (1997). The Effect of Sediment Redox Chemistry on Solubility/Chemically Active Forms of Selected Metals in Bottom Sediment Receiving Produced Water Discharge. *Spill. Sci. Technol.*, 4, 165-175.
- Hadad, H. R., Maine, M. A., Natale, G. S., & Bonetto, C. (2007). The Effect of Nutrient Addition on Metal Tolerance in *Salvinia herzogii*. *Ecol. Eng.*, 31(2), 122-131.

- Hammerly, J., Leguizamon, M., Maine, M. A. & Schiver, D. (1989). Decomposition Rate of Plant Material in the Parana Medio River (Argentina). *Hydrobiologia*, 183, 179-184.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands* (2nd. ed.). Boca Raton, Florida: RC Press.
- Khan, S., Ahmad, I., Shah, M. T., Rehman, S. & Khaliq, A. (2009). Use of a Constructed Wetland for the Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewater. *J. Environ. Manag.*, 90, 3451-3457.
- Laveuf, C., & Cornu, S. (2009). A Review on Potentiality of Rare Earth Elements to Trace Pedogenetic Processes. *Geoderma*, 154, 1-12.
- Machemer, S., Reynolds, J., Laudon, L., & Wildeman, T. (1993). Balance of S in a Constructed Wetland Built to Treat Acid Mine Drainage, Idaho Springs, Colorado, USA. *Appl. Geochem.*, 8, 587-603.
- Maine, M. A., Suñé, N., Hadad, H. R., Sánchez, G., & Bonetto, C. (2006). Nutrient and Metal Removal in a Constructed Wetland for Waste-Water Treatment from a Metallurgic Industry. *Ecol. Eng.*, 26, 341-347.
- Maine, M. A., Suñé, N., Hadad, H. R., Sánchez, G., & Bonetto, C. (2007). Removal Efficiency of a Constructed Wetland for Wastewater Treatment According to Vegetation Dominance. *Chemosphere*, 68, 1105-1113.
- Maine, M.A., Hadad, H. R., Sánchez, G., Caffaratti, S., & Bonetto, C. (2009). Influence of Vegetation on the Removal of Heavy Metals and Nutrients in a Constructed Wetland. *J. Environ. Manag.*, 90, 355-363.
- Maine, M. A., Hadad, H. R., Sánchez, G. C., Mufarrije, M. M., Di Luca, G. A., Caffaratti, S. E., & Pedro, M. C. (2013). Sustainability of a Constructed Wetland Faced with a Depredation Event. *J. Environ. Manag.*, 128, 1-6.
- Miretzky, P., Saralegui, A., & Fernandez-Cirelli, A. (2006). Simultaneous Heavy Metal Removal Mechanism by Dead Macrophytes. *Chemosphere*, 66(2), 247-254.
- Murphy, J., & Riley, J. (1962). A Modified Single Solution Method for Determination of Phosphate in Natural Waters. *Anal. Chim. Acta.*, 27, 31-36.
- Rivas-Hernández, A., Barceló-Quintal, I. D., & Moeller-Chávez, G. E. (2014). Importancia de las constantes cinéticas para el diseño de humedales de tratamiento bajo una condición climática en México (147-151 pp.). En A. Rivas-Hernández, & D. Paredes-Cuervo (Eds.). *Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua. Memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua*, Morelia, Michoacán, México.
- Saunders, D. L., & Kalf, J. (2001). Nitrogen Retention in Wetlands, Lakes and Rivers. *Hydrobiologia*, 443(1), 205-212.
- Schneider, I., & Rubio, J. (1999). Sorption of Heavy Metal Ions by the Nonliving Biomass of Freshwater Macrophytes. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 2213-2217.
- Sorrell, B. K., & Boon, P. L. (1992). Biogeochemistry of Billabong Sediments II. Seasonal Variations in Methane Production. *Freshwater Biol.*, 27, 435-445.
- Tessier, A., Campbell, P., & Bisson, M. (1979). Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Anal. Chem.*, 51(7), 844-851.
- Vymazal, J. (2011). Constructed Wetlands for wastewater Treatment: Five Decades of Experience. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 61-69.
- Weisner, S., Eriksson, P., Granéli, W., & Leonardson, L. (1994). Influence of Macrophytes on Nitrate Removal in Wetlands. *Ambio*, 23(6), 363-366.
- Wood, T., & Shelley, M.A. (1999). Dynamic Model of Bioavailability of Metals in Constructed Wetland Sediments. *Ecol. Eng.*, 12, 231-252.
- Zhang, D. Q., Jinadasa, K. B., Richard, M. G., Liu, Y., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). Application of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Developing Countries: A Review of Recent Developments (2000-2013). *J. Environ. Manag.*, 141, 116-131.

Dirección institucional de los autores

Dra. María Alejandra Maine

Universidad Nacional del Litoral
Facultad de Ingeniería Química
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina
Santiago del Estero 2829
3000 Santa Fe, ARGENTINA
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet)
Teléfono: +549 (0342) 4571 164, extensión 2515
amaine@fiq.unl.edu.ar

M.C. Gabriela Cristina Sánchez

Universidad Nacional del Litoral
Facultad de Ingeniería Química
Santiago del Estero 2829
3000 Santa Fe, ARGENTINA
Teléfono: +549 (0342) 4571 164, extensión 2515
gsanchez@fiq.unl.edu.ar

Dr. Hernán Ricardo Hadad

Universidad Nacional del Litoral
Facultad de Ingeniería Química
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet)
Santiago del Estero 2829
3000 Santa Fe, ARGENTINA
Teléfono: +549 (0342) 4571 164, extensión 2515
hhadad@fiq.unl.edu.ar

M.C. Sandra Ester Caffaratti

Universidad Nacional del Litoral
Facultad de Ingeniería Química
Santiago del Estero 2829
3000 Santa Fe, ARGENTINA
Teléfono: +549 (0342) 4571 164, extensión 2515
cafarati@fiq.unl.edu.ar

M.C. María del Carmen Pedro

Universidad Nacional del Litoral
Facultad de Ingeniería Química
Santiago del Estero 2829
3000 Santa Fe, ARGENTINA
Teléfono: +549 (0342) 4571 164, extensión 2515
maritapv@yahoo.com.ar

Dra. Gisela Alfonsina Di Luca

Universidad Nacional del Litoral
Facultad de Ingeniería Química
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y
Técnicas (Conicet)
Santiago del Estero 2829
3000 Santa Fe, ARGENTINA
Teléfono: +549 (0342) 4571 164, extensión 2515
gdiluca@fiq.unl.edu.ar

Dra. María de las Mercedes Mufarrega

Universidad Nacional del Litoral
Facultad de Ingeniería Química
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y
Técnicas (Conicet)
Santiago del Estero 2829
3000 Santa Fe, ARGENTINA
Teléfono: +549 (0342) 4571 164, extensión 2515
mmufarrega@fiq.unl.edu.ar



Haga clic aquí para escribir al autor

Coagulación-floculación, filtración y ozonización de agua residual para reutilización en riego agrícola

• Eliet Veliz* •

Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Cuba

*Autor de correspondencia

• José Guadalupe Llanes •

Universidad Autónoma de Sinaloa, México

• Lidia Asela Fernández • Mayra Bataller •

Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Cuba

Resumen

Veli, E., Llanes, J. G., Fernández, L. A., & Bataller, M. (enero-febrero, 2016). Coagulación-floculación, filtración y ozonización de agua residual para reutilización en riego agrícola. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 17-34.

El objetivo del trabajo fue la evaluación a escala de banco de los procesos de coagulación-floculación, filtración y ozonización (cada uno por separado y con la combinación de todos) en el tratamiento de agua residual municipal para su reutilización en riego agrícola. Se evaluaron tres coagulantes: sulfato de aluminio, sulfato férrico y policloruro de aluminio, dos gradientes de velocidad de agitación y tres valores de pH. Para la filtración se utilizaron tres medios filtrantes: arena sílice, antracita y lecho mixto, para cuatro velocidades de filtración. En la ozonización se realizó un diseño experimental 2^3 para dos concentración de ozono en el gas (20 y 40 mg/l), dos flujo de gas (30 y 60 l/h) y dos tiempos de contacto (15 y 30 min): como variable respuesta se consideraron los contaminantes evaluados, se aplicaron dosis de ozono entre 37 y 300 mg/l. Los coagulantes más eficientes fueron policloruro de aluminio y sulfato de aluminio. Se obtienen mejores resultados con el aumento de la velocidad de agitación en la mezcla rápida (278 G-S⁻¹) y se reducen las dosis de coagulante (50-66%). Se seleccionó la arena sílice por su mejor eficiencia como medio filtrante. En la etapa de ozonización se obtuvieron modelos estadísticos para predecir los niveles de reducción de los contaminantes evaluados, se propone una dosis mínima de ozono de 40 mg/l. Con el esquema de tratamiento propuesto se logran eficiencias de reducción de los parámetros físico-químicos (84-98%) y microbiológicos (99.98-100%), que permiten cumplir con las normas para reutilización en riego agrícola.

Palabras clave: coagulación-floculación, filtración, ozonización, tratamiento de agua residual, reutilización.

Abstract

Veli, E., Llanes, J. G., Fernández, L. A., & Bataller, M. (January-February, 2016). Coagulation-Flocculation, Filtration and Ozonation of Wastewater for Reuse in Crop Irrigation. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(1), 17-34.

The aim of this work was to perform a bench-scale evaluation of coagulation-flocculation, filtration and ozonation processes (each one separately and all combined) for the treatment of municipal wastewater for reuse in crop irrigation. Three coagulants (aluminum sulfate, ferric sulfate and aluminum polychloride), two stirring speeds and three pH values were evaluated. Three filter medias were used (silica sand, anthracite and mixed media bed) with four filtration speeds. For ozonation, a 2^3 experimental design was performed with two ozone gas concentrations (20 and 40 mg/l), two gas flows (30 and 60 L/h) and two contact times (15 and 30 min). The pollutants evaluated were treated as response variables. Ozone doses between 37 and 300 mg/l were applied. The most efficient coagulants were aluminum polychloride and aluminum sulfate. The best results were obtained with faster stirring speeds (278 G-S⁻¹) for rapid mixing, and the coagulant doses were reduced (50-66%). Silica sand was the filter medium selected since it had the best efficiency. During the ozonation stage, statistical models were obtained to predict the reduction levels of the pollutants evaluated. A minimum dose of 40 mg/l is proposed. With the treatment scheme presented, reduction efficiencies of 84-98% were obtained for the physiochemical parameters and 99.98-100% for microbiological parameters, which enables complying with the norms for reuse in crop irrigation.

Keywords: Coagulation-flocculation, filtration, ozonation, wastewater treatment, reuse.

Recibido: 28/03/2014

Aceptado: 09/09/2015

Introducción

Debido a la escasez de agua, la actividad agrícola se ha visto seriamente afectada y en muchos países se ha optado por el uso de agua residual sin tratamiento en el riego agrícola como única alternativa. En la región de América Latina existen más de 500 000 ha agrícolas irrigadas de manera directa con agua residual sin tratar (IDRC-OPS/HEP/CEPIS, 2002). En otras regiones del mundo sobresale China con unas 1 300 000 ha agrícolas, Pakistán con alrededor de 26% de su producción nacional de vegetales regadas con agua residual (Ensink, Mehmood, Vand der Hoeck, Raschid-Sally, & Amerasinghe, 2004) y Ghana con aproximadamente 11 500 ha (Keraita & Drechsel, 2004).

El agua residual ha sido utilizada desde hace más de doscientos años, aumentando la productividad del terreno debido a los altos contenidos en nutrientes para las plantas, ejemplo de esto son los estudios realizados por Miralles de Imperial *et al.* (2003), Zamora, Rodríguez, Torres y Yendis (2008), Simonete, Kiehl y Andrade (2003), Andrade, Marcet, Reyzábal y Montero (2000), Nascimento, Barros, Melo y Oliveira (2004), y Rodríguez, Arruda, Cleidson, Machado y Arnaldo (2006), donde refieren que el riego con agua residual de cultivos como el maíz, cebada, tomate, avena para forraje, alfalfa, chile, trigo y frijoles, entre otros, incrementa la producción entre un 67 y 150%.

En contraparte, otros autores (Cifuentes *et al.*, 2000) demuestran un aumento considerable de las enfermedades gastrointestinales, como consecuencia de los patógenos contenidos en el agua residual, originando problemas de salud pública, en especial en la población infantil. Otros estudios plantean que alrededor de un 40% de la población urbana contrae enfermedades infecciosas asociadas con el agua, por lo que este problema demanda urgente atención (Moscoso & Egocheaga, 2003; Angelakis, Bontoux, & Lazarova, 2003). El agua residual sin tratamiento puede contener sustancias químicas peligrosas que provienen de fuentes industriales, principalmente metales pesados, sustancias hormonales activas y antibióticos

(Yuan, 1998; Kuo, Zappi, & Chen, 2000; Joss *et al.*, 2005; Snyder, Wert, Rexing, Zegers, & Dnury, 2006; Nakonechny, Ikekata, & Gamal-El-Din, 2008). Los riesgos asociados con estas sustancias pueden constituir mayor amenaza para la salud a largo plazo y ser de más difícil manejo que el riesgo causado por los agentes patógenos excretados (Yuan, 1998; Kuo *et al.*, 2000; Joss *et al.*, 2005; Snyder *et al.*, 2006; Nakonechny *et al.*, 2008). Se estima que una décima parte de toda la población mundial consume productos agrícolas que se riegan con agua residual (RUAF Foundation, 2002).

Muchos países disponen de normas propias para la reutilización del agua residual, que pueden llegar a ser más estrictas, como la norma de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US-EPA, 1992), que exige entre 0 y 200 coliformes fecales en 100 ml según el tipo de cultivo, una DBO₅ entre 10 y 30 mg/l y sólidos suspendidos de 30 mg/l; otros países se guían por normas de organismos internacionales, como la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2006), que propone un máximo de mil coliformes fecales en 100 ml; la mayoría de las normas coinciden en la necesidad de eliminar los nematodos intestinales a menos de un huevo de helminto por litro de agua tratada.

Las tecnologías de tratamiento necesarias para el cumplimiento de estas normas implican el desarrollo de procesos de tratamiento y técnicas de desinfección más eficientes, para lograr una reutilización adecuada de las aguas tratadas, asegurando productos agrícolas seguros para consumidores y trabajadores, lo que al mismo tiempo permitiría minimizar su impacto al medio ambiente a un costo razonable.

Los tratamientos primarios avanzados (TPA) emplean la combinación de procesos de coagulación-floculación-sedimentación y filtración. Se logran reducciones de sólidos totales de 70 a 90%, lo cual es superior al tratamiento primario convencional y ligeramente inferior al tratamiento secundario, además pueden alcanzarse DBO₅ en el efluente del orden de 30 a 40 mg/l (Santiago, 2002).

La eficiencia del ozono como agente oxidante y desinfectante es bien conocida, inactivando

gérmenes muy resistentes al cloro con relativa facilidad (Roustan, Stambolieva, Duguet, Wable, & Mallevialle, 1991; Lezcano, Perez-Rey, Baluja, & Sanchez, 1999; Liberti, Notarnicola, & Lopez, 2000; Finch, Haas, Oppenheimer, Gordon, & Trussel, 2001; Orta-de-Velásquez, Rojas-Valencia, & Vaca-Mier, 2002; Pei-Xu, Janex, Savoye, Cockx, & Lazarova, 2002; Thompson & Leong, 2007; Zhang, Huck, Anderson, & Stublely, 2007). Lo mismo ocurre con la inactivación de virus, quistes de parásitos como *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium parvum* y diferentes especies de amebas (Hertemann, Block, Joret, Foliguet, & Richard, 1983; Vaughn, Chen, Lindburg, & Morales, 1987; Herbold, Flehming, & Botzenhart, 1989; Janex et al., 2000; Finch et al., 2001; Rojas-Valencia, 2004).

El gran poder oxidante del ozono determina su empleo para la oxidación de un gran número de sustancias orgánicas, la obtención de compuestos oxigenados, el tratamiento de mezclas de compuestos orgánicos para aumentar su biodegradabilidad, y para disminuir los contaminantes químicos de agua residuales industriales o domésticas (Haapea, Coronen, & Tunkanen, 2002; Beltrán, 2004; Snyder et al., 2006; Ried, Mielckle, & Wieland, 2007; Yasunaga & Hirotsuji, 2008), y para la oxidación de compuestos que no se oxidan con facilidad por métodos convencionales (Ried, Mielckle, & Kampmann, 2003; Haapea et al., 2002; Wang, Gamal El-Din, & Smith, 2004; Zinder, Pert, & Rexing, 2006; Naghashkar & Gamal-El-Din, 2005; Bataller et al., 2005; Hernández et al., 2008; Fernández et al., 2010).

El objetivo del presente trabajo fue la evaluación a escala de banco de la combinación de los procesos de coagulación-floculación, filtración y ozonización (cada uno por separado y con la combinación de todos) en el tratamiento de agua residual municipal para su reutilización en riego agrícola.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el Laboratorio de Tecnologías de Tratamiento con Ozono del Centro

Nacional de Investigaciones Científicas de Cuba, en colaboración con especialistas de la Universidad Autónoma de Sinaloa, México. El agua residual fue colectada en el punto de entrada a la laguna de estabilización del Reparto San Agustín, en el municipio La Lisa, provincia La Habana, Cuba. El muestreo se realizó de forma puntual, en un día aleatorio de cada mes, durante un año (septiembre 2011-agosto 2012), para un total de 12 muestreos en periodos que abarcaron todas las estaciones climatológicas de esta región tropical. Las aguas se colectaron en tanques plásticos de 20 l de capacidad para su inmediato uso en los experimentos. Cuando fue necesario almacenarlas por 24 h, se guardaron en refrigeración entre 4 y 8 °C (277 y 281 K).

Los procesos de coagulación-floculación, filtración y ozonización se estudiaron de manera independiente, para comprobar la efectividad de cada uno en la reducción de contaminantes. Después se combinaron todos los procesos de tratamiento, funcionando el esquema de tratamiento en continuo. El trabajo se realizó a escala de banco.

Proceso de coagulación-floculación (C-F)

Se empleó la prueba de jarras, empleando un equipo de seis unidades con paletas de 0.05 m de diámetro y vasos de precipitado de 2 l de capacidad con diámetro de 0.12 m, lo que implica una relación $d_{\text{paleta}}/d_{\text{vaso}}$ de 0.41.

Se evaluaron tres coagulantes: sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$) marca AnalaR, sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) de igual procedencia y un coagulante comercial de la firma Prosfloc (policloruro de aluminio en polvo PAC); los tres coagulantes se estudiaron en un intervalo de dosis entre 50 y 400 mg/l.

Todo el estudio se realizó para dos gradientes de velocidad de agitación, con el objetivo de evaluar la influencia de la agitación rápida (100 y 250 rpm (72 y 278 $\text{G}\cdot\text{S}^{-1}$) durante 1 min) en la disolución del reactivo y en la eficiencia del proceso; en ambos casos, la agitación lenta fue de 50 rpm (30 $\text{G}\cdot\text{S}^{-1}$) durante 20 min y la sedimentación de 30 min.

Utilizando el mejor coagulante, dosis y gradiente de velocidad obtenidos en los estudios previos, se evaluó el proceso de coagulación floculación para tres valores de pH (5, 7, 9). Se utilizó un pHmetro marca HANNA.

Finalmente, con el mejor coagulante, dosis, pH y gradiente de velocidad obtenido en el estudio previo, se realizó el proceso en un tanque de 40 l de capacidad y diámetro interno de 0.3 m; se utilizó un agitador mecánico marca Janke&Kunkel modelo RW20DZM. El diámetro de la paleta de agitación usada fue de 0.10 m (relación $d_{\text{paleta}}/d_{\text{vaso}}$ de 0.33). Una vez terminado el proceso y sedimentados los lodos, el agua residual tratada se separó por reboso, quedando disponible para ser empleada en el estudio de filtración.

Proceso de filtración

Se evaluaron tres medios filtrantes: arena sílice, antracita y lecho mixto de ambos materiales. Se determinó el tamaño efectivo, para la arena sílice de 0.43 mm y para la antracita de 0.66 mm. El coeficiente de uniformidad resultó ser de 1.32 y 2.50, respectivamente. El lecho mixto se conformó con un 70% de antracita ubicada en la parte superior del filtro y un 30% de arena sílice ubicada en la parte inferior (Maldonado, 2000). Utilizando un filtro rápido a presión con área transversal de 43.56 cm² (0.004356 m²), se estudiaron velocidades de filtración de 44, 66, 132 y 209 m³/m²/d, que según el área del filtro corresponden a caudales de filtración de 8, 12, 24 y 38 l/h. Se escogieron estas velocidades de filtración para hacer el estudio por debajo y por encima de los valores de trabajo recomendados en la literatura para filtros rápidos a presión (120-150 m³/m²/d) (Maldonado, 2000).

Proceso de ozonización

Se empleó el agua residual que antes había sido coagulada-floculada y filtrada con las mejores condiciones de operación obtenidas en los estudios anteriores. La ozonización se realizó en una columna de 5 l de capacidad y diámetro

de 0.10 m, con difusor poroso de boro silicato en su parte inferior y una válvula para la toma de muestras ubicada en la mitad de la columna de líquido. En la parte superior de la columna, en la salida de gases, se conecta un sistema de recolección de espuma, ubicado antes del sistema de destrucción de ozono gaseoso residual. Se realizó un diseño experimental 2³, para la determinación de las mejores condiciones de operación, realizándose los experimentos en régimen semicontinuo.

Las condiciones experimentales fueron:

- Concentración de ozono en el gas $C(O_3)_g$: 20 y 40 mg/l.
- Flujo de gas (Q_g): 30 y 60 l/h (0.5 y 1.0 l/min).
- Tiempos de contacto (t_c): 15 y 30 minutos.

Como variable respuesta se consideraron los contaminantes evaluados.

La combinación de estas condiciones experimentales permite calcular las dosis de ozono aplicadas por la siguiente expresión:

$$D_a(O_3) = \frac{C(O_3)_g(\text{ent}) * Q_g * t_c}{V}$$

Donde:

- $D_a(O_3)$: dosis aplicada de ozono (mg/l).
- $C(O_3)_g(\text{ent})$: concentración de ozono en el gas a la entrada de la columna (mg/l).
- Q_g : flujo del gas (l/h).
- V : volumen de residual (l).
- t_c : tiempo de contacto (h).

Este diseño implicó la aplicación de dosis de ozono entre 37 y 300 mg/l y la realización de 24 corridas experimentales en tres bloques aleatorios.

Determinación de la dosis de ozono a escala de banco

La ozonización se hizo en régimen continuo, empleando un diseño experimental 3², con-

siderando como variables independientes la concentración de ozono en el gas y el flujo de gas. Se fijó como parámetro de medición la concentración de ozono disuelto en el líquido para un tiempo de contacto de 20 minutos. Las condiciones experimentales fueron:

- Concentración de ozono en el gas $C(O_3)_g$: 20, 30 y 40 mg/l.
- Flujo de gas (Q_g): 30, 60 y 90 l/h (0.5; 1.0 y 1.5 l/min).

Se tomó como criterio de aceptación la dosis mínima en la cual se comienzan a detectar concentraciones de ozono disuelto en el agua igual o superior a 0.1 mg/l. Esta concentración de ozono residual indica que se han completado la mayoría de las reacciones con los contaminantes, fundamentalmente los de origen microbológico (Paraskeva, Lambert, & Graham, 1998; Janex et al., 2000).

El esquema completo de tratamiento utilizado se muestra en la figura 1.

Determinaciones físico-químicas y microbiológicas

Los siguientes análisis se realizaron por las técnicas descritas en el Standard Methods

(APHA 2005, ed. 21): pH, turbiedad (2130-A), color (2120-C), demanda química de oxígeno (DQO) (5220-D), sólidos suspendidos totales (SST) (2540-D). Además se midió:

- Absorbancia a 254 nm: se miden la mayoría de los compuestos aromáticos e insaturados, compuestos precursores de trihalometanos y organoclorados, así como compuestos fenólicos (Beltrán, 2004).
- Concentración de ozono gaseoso: se midió con un espectrofotómetro Ultrospec III de la firma Pharmacia, por medición directa del ozono a longitud de onda de 256 nm, empleando una cubeta de flujo de 1 mm.
- Concentración de ozono en el líquido: se midió de forma continua durante toda la etapa de ozonización, utilizando un equipo de medición directa de ozono con electrodo selectivo, marca Dulcometer de la firma Prominent, calibrado por el método del índigo trisulfonato de sodio.

Se determinaron microorganismos coliformes fecales por ser un organismo indicador de contaminación fecal regulado en normas para vertimiento o reutilización de agua residual, mediante la técnica de fermentación en tubos múltiples (9221-C). Además, se cuantificaron

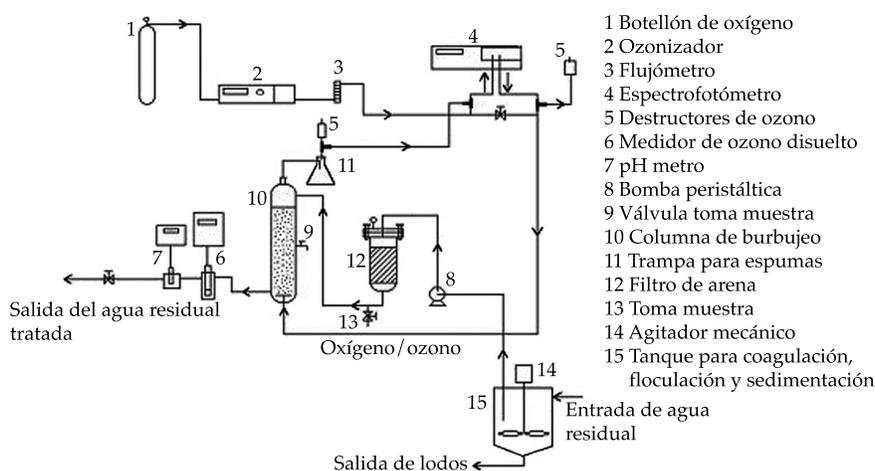


Figura 1. Diagrama de flujo utilizado a escala de banco.

microorganismos del género *Pseudomona* sp. y *Salmonella/Shigella*, por siembra directa en medio de cultivo diferencial (9260-E). La determinación cuantitativa de huevos de helminto se realizó por un procedimiento de sedimentación descrito por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1996).

Análisis estadístico

El procesamiento de los resultados, así como el análisis de optimización, se llevó a cabo utilizando el programa de cómputo *Statgraphics Plus* versión 5.0. Se determinó la media y desviación estándar de todos los grupos de datos mediante análisis de varianza (Anova) para un 95% de confianza. Para determinar si existían o no diferencias significativas entre los grupos, se realizó una prueba de rangos múltiples (Duncan) también para un 95% de confianza. Cada experimento se hizo por triplicado ($n = 3$).

Resultados

En el cuadro 1 se presentan los valores promedios y sus respectivas desviaciones estándar, así como los valores mínimos y máximos de los parámetros físico-químicos y microbiológicos

del agua residual durante el periodo de estudio. Al analizar estos valores se puede observar que la mayor contaminación es debida a partículas y coloides en suspensión que aportan al agua una elevada turbidez y color aparente, así como una considerable presencia de organismos patógenos.

Los valores promedio de DQO obtenidos indican que existe una contaminación media del agua y pudieran estar asociados, entre otros, a compuestos surfactantes (detergentes), grasas y aceites, y compuestos orgánicos en general, todos ellos característicos de estas aguas, cuya procedencia es fundamentalmente de origen doméstico. La relación DBO_5/DQO promedio es de 0.56, lo que indica una buena biodegradabilidad de las mismas (Menéndez & Pérez, 2007). Las concentraciones de los metales pesados evaluados se encuentran en niveles muy bajos y no representan riesgo en tal agua, aun sin tratamiento. Como se puede observar, esta agua residual dispone de concentraciones elevadas de nutrientes, que en este caso resultan favorables como fertilizantes orgánicos para la agricultura.

Debido a la variabilidad observada en todos los parámetros, se sugiere que la tecnología de tratamiento que se implemente disponga

Cuadro 1. Caracterización del agua residual durante todo el estudio (septiembre 2011-agosto 2012); $n = 12$.

Parámetros	Unidades	Promedio	Mín.-máx.
pH	-	7.35	6.57 - 7.55
Turbiedad	UNT	201 ± 101	82 - 458
SST	mg/l	221 ± 66.7	90 - 435
Color	U Pt-Co	990 ± 380	310 - 2 140
Absorbancia a 254 nm	nm	0.98 ± 0.27	0.447 - 1.381
DQO	mg/l	431.4 ± 186.8	115 - 946
Coliformes totales	NMP/100 ml	$(1.45 \pm 0.87) \times 10^7$	$(1.1 - 3.2) \times 10^7$
Coliformes fecales	NMP/100 ml	$(6.18 \pm 3.46) \times 10^6$	$(0.24 - 1.2) \times 10^7$
Huevos de helminto	HH/l	4.3 ± 1.2	1 - 6
<i>Pseudomona</i> sp.	UFC/ml	$(6.02 \pm 1.65) \times 10^3$	$(3.8 - 8.1) \times 10^3$
<i>Shigella/Salmonella</i>	UFC/ml	$(8.2 \pm 3.2) \times 10^3$	$(0.45 - 1.3) \times 10^4$

UNT: unidades nefelométricas de turbiedad; U Pt-Co: unidades de platino-cobalto.

NMP: número más probable; HH: huevos de helminto.

UFC: unidades formadoras de colonias.

de tanques colectores iniciales, con el objetivo de homogenizar el agua residual que llega al sistema de tratamiento. Estos tanques iniciales sirven además como sedimentadores primarios, con el objetivo de contener los sólidos más gruesos que son fácilmente sedimentables.

Proceso de coagulación-floculación

Obtención del mejor coagulante, dosis de trabajo y gradiente de agitación

En la figura 2 se presentan los resultados de las condiciones experimentales evaluadas para el gradiente 1 de velocidad de agitación. Debido a que posterior a esta etapa de tratamiento existen otras etapas que disminuyen aún más la turbiedad del agua, se decidió escoger como dosis mínima de cada coagulante la que estuviera por debajo de 25 unidades nefelométricas de turbiedad (UNT). Las muestras iniciales (0), para los muestreos realizados con sus réplicas se consideran homogéneas.

En las figuras 3 (a y b) se muestra la comparación estadística de los valores promedios de turbiedad entre los tres coagulantes para cada dosis y entre cada una de las dosis para cada coagulante para el gradiente 1.

Se observa en la figura 3a que se obtienen las mayores eficiencias de reducción de turbiedad con el sulfato de aluminio y el PAC, sin diferencias significativas entre ambos para las dosis evaluadas. Los resultados en el caso del sulfato férrico son estadísticamente diferentes a los obtenidos con los otros dos coagulantes.

En la figura 3b, al comparar estadísticamente las dosis para cada coagulante y teniendo en cuenta el valor de 25 UNT, se obtiene que las dosis que cumplen son:

PAC = 100 mg/l, sulfato de
aluminio = 150 mg/l,
sulfato férrico = 300 mg/l.

Al realizar el mismo análisis anterior para el gradiente 2 de velocidad de agitación se presentan las figuras 4 y 5 (a y b).

En la figura 5b se observa que con la menor dosis estudiada, con el PAC se logra obtener valores de turbiedad menores de 25 UNT con diferencias significativas con respecto a los otros dos coagulantes. El sulfato de aluminio, a partir de 100 mg/l, permite cumplir con el criterio fijado y se iguala estadísticamente con el PAC. El sulfato férrico cumple con el criterio de selección a partir de los 200 mg/l, aunque

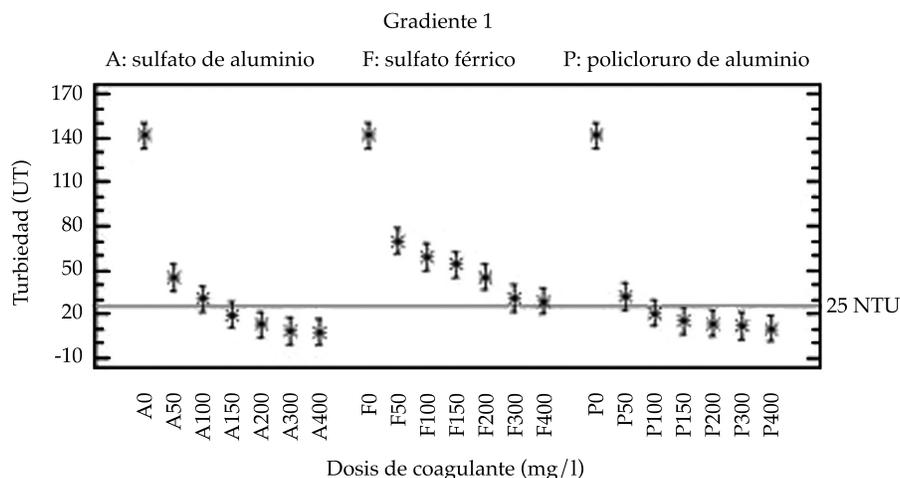


Figura 2. Comparación de los tres coagulantes para las seis dosis aplicadas y el empleo del gradiente 1.

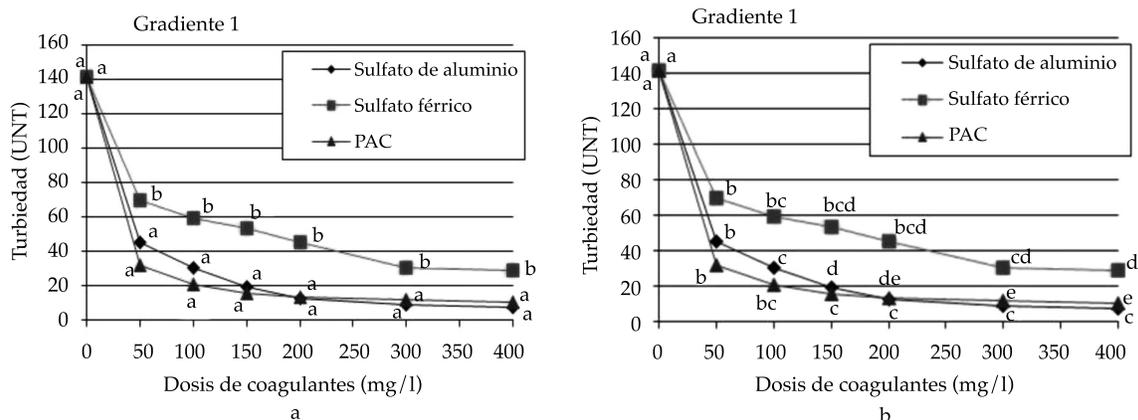


Figura 3. Comparación estadística para el gradiente 1: a) comparación entre coagulantes para cada dosis; b) comparación entre dosis para cada coagulante.

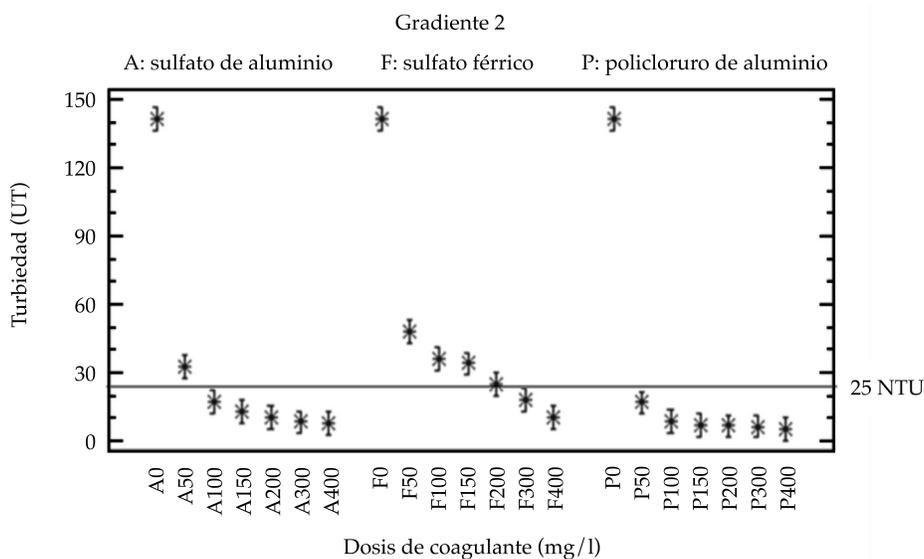


Figura 4. Comparación de los tres coagulantes para las seis dosis aplicadas y el empleo del gradiente 2. A: sulfato de aluminio, F: sulfato férrico, P: policloruro de aluminio.

difiere de modo significativo de los otros dos coagulantes.

De este análisis se decide escoger para este gradiente las siguientes dosis:

PAC = 50 mg/l, sulfato de aluminio = 100 mg/l y sulfato férrico = 200 mg/l.

Estas dosis son similares a las reportadas por otros investigadores para aguas residuales (Durán, González, & Ramirez, 2001; Jubersay & Gilceira, 2011; Ramírez & Sierra, 2014). En otros trabajos se reportan dosis menores, pero en la mayoría de los casos el empleo del coagulante fue seguido de la aplicación de algún producto floculante que ayuda y favorece el proceso, por

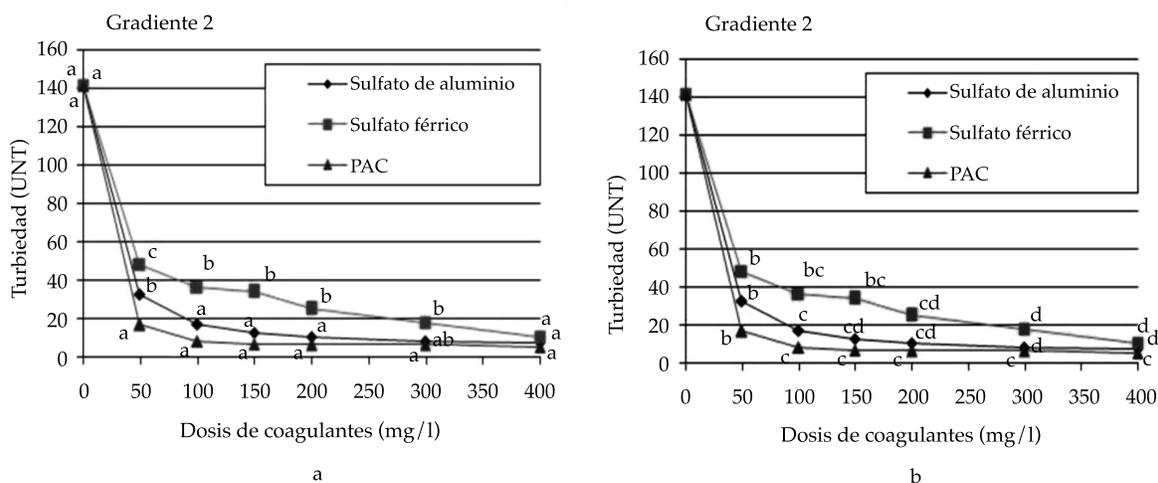


Figura 5. Comparación estadística para el gradiente 2: a) comparación entre coagulantes para cada dosis; b) comparación entre dosis para cada coagulante.

lo que en esos casos se logró reducir las dosis de los coagulantes evaluados (Tsukamoto, 2002).

Al realizar la comparación estadística entre ambos gradientes de velocidad de agitación, se obtuvo que en todos los coagulantes, para las dosis de 50 y 100 mg/l, existan diferencias significativas entre ambos gradientes, obteniéndose los mejores resultados con el gradiente 2. Para las dosis mayores no existen diferencias significativas entre ambos gradientes.

Teniendo en cuenta esta influencia positiva del aumento de la velocidad de agitación en la mezcla rápida para las menores dosis, se recomienda la implementación a escala industrial de sistemas que incrementen la eficiencia de mezcla y disolución de los coagulantes con el agua a tratar, para de esta manera aumentar la posterior formación de flóculos en números y tamaños.

Influencia del pH en el proceso de coagulación-floculación

Para estudiar la influencia que pueda presentar la variabilidad del pH del agua residual en el proceso de coagulación-floculación, se realizó un estudio con tres pH (5, 7, 9), empleando como coagulante sulfato de aluminio en dosis

de 100 mg/l y aplicando el gradiente 2 de velocidad de agitación.

La condición más desfavorecida fue a valores de pH = 9, debido a la formación de aluminatos ($Al_2O_3^{3-}$), que por su carga negativa se repelen entre ellos y con las cargas negativas de los coloides presentes en el agua residual; por este motivo se incrementa la formación de microfloculos que quedan en suspensión y no sedimentan, aportando mayor turbiedad al agua y disminuyendo de forma significativa la eficiencia del proceso.

En la figura 6 (a y b) se presenta la influencia del pH en la reducción de turbiedad y materia orgánica medida a 254 nm en cinco experimentos realizados con agua residual muy contaminada, con valores iniciales de turbiedad superiores a 120 UNT y absorbancia a 254 nm superiores a 1.0.

El análisis estadístico de estos resultados se presenta en la figura 7, donde se aprecia que no existen diferencias significativas entre los valores promedio de turbiedad en las aguas a valores de pH de 5 y 7; lo mismo ocurre al comparar las aguas con valores de pH de 7 y 9. Por el contrario, se evidencian diferencias significativas para la turbiedad en los valores de pH de 5 y 9.

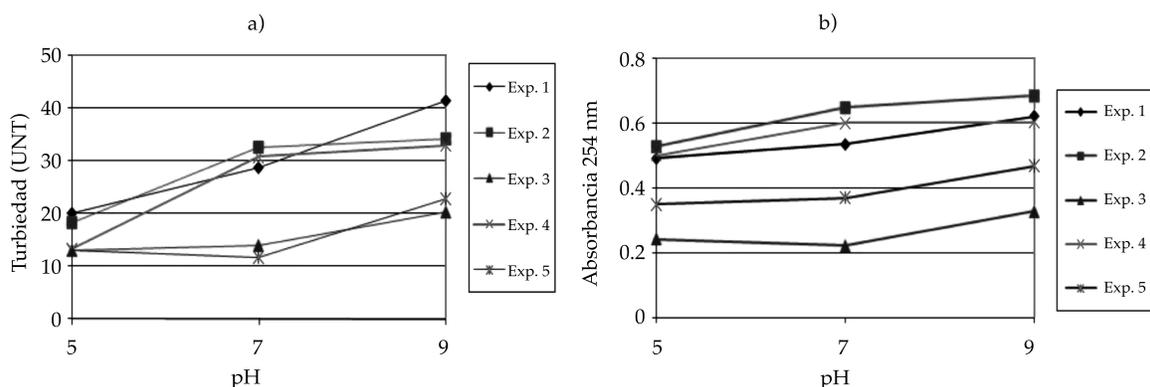


Figura 6. Influencia del pH en la reducción de turbidez (a) y materia orgánica medida a 254 nm (b); $n = 5$.

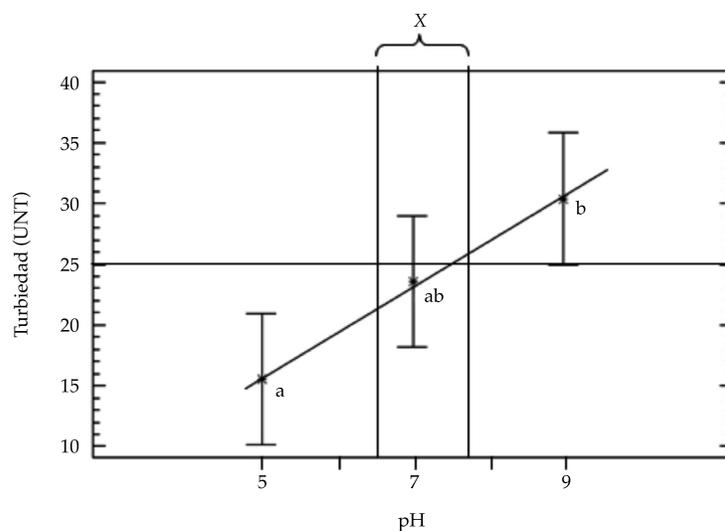


Figura 7. Comparación estadística entre los valores de pH evaluados; $n = 5$.
X: intervalo de pH de las aguas residuales estudiadas.

Teniendo en cuenta que el intervalo de pH de las aguas residuales estudiadas se encontró entre 6.5 y 7.8, y que los valores de turbiedad alcanzados con el ajuste de $\text{pH} = 7$ son inferiores a 25 UNT y no difieren de modo significativo de los obtenidos a $\text{pH} = 5$, se puede plantear que no es necesario la implementación de sistemas de ajuste de pH.

Proceso de filtración

En la figura 8 (a y b) se muestra la influencia de los tres medios filtrantes (a) y los caudales de filtración (b) evaluados en la retención de partículas que aportan turbiedad al agua. Se observa que en todas las condiciones experimentales se logran reducciones de turbiedad con diferencias

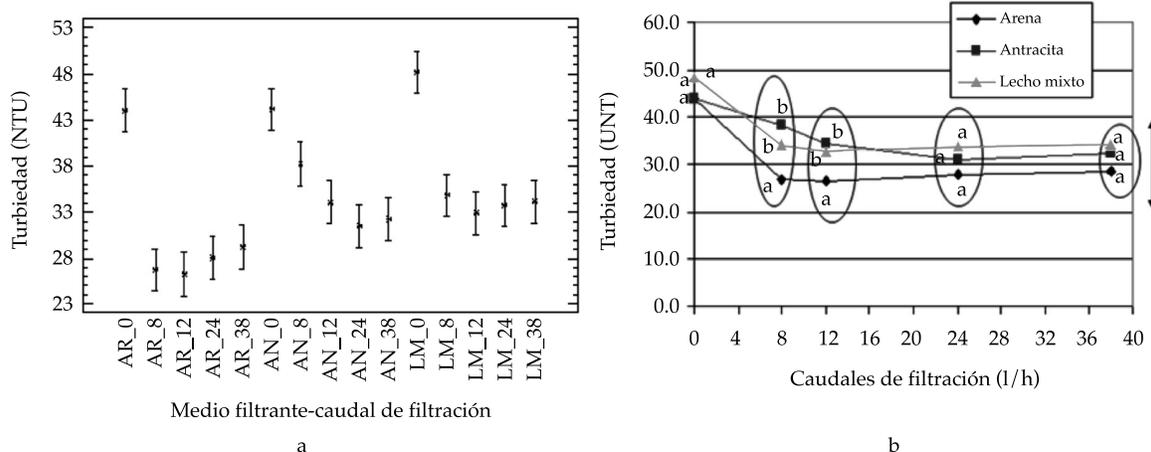


Figura 8. Comparación estadística entre los tres medios filtrantes (a) para cada caudal de filtración (b). AR: arena, AN: antracita, LM: lecho mixto.

significativas con respecto a la muestra inicial, por lo que se considera una buena etapa de seguridad para retener partículas que no fueron sedimentadas en el proceso de coagulación-floculación. En el caso de los menores caudales de filtración (8 y 12 l/h), se logra una mayor reducción de turbiedad con la filtración por arena, con diferencias significativas con respecto a los otros medios filtrantes. Esta diferencia es importante para escoger el medio filtrante si se decidiera utilizar un filtro lento por gravedad.

Para los caudales de filtración de 24 l/h (132 m³/m²/d) y 38 l/h (209 m³/m²/d), se logran para los tres medios filtrantes remociones de turbiedad sin diferencias significativas entre ellos. Esto indica que para filtros rápidos a presión, trabajando con los caudales de filtración recomendados (120-150 m³/m²/d), se puede emplear cualquiera de los medios de filtración evaluados.

Por otra parte, en este estudio se emplearon filtros de material acrílico transparente y se comprobó que en la operación de retrolavado de los filtros (lavado a contracorriente del material filtrante), la arena, al tener mayor peso específico que la antracita (1.7 veces superior), permite mayores caudales y presiones de retrolavado y mejor limpieza del material filtrante sin perder

en el proceso sus partículas más finas, que son las que permiten un mejor filtrado y que no se formen canales dentro del material filtrante. En el caso de la antracita, al aumentar la presión de retrolavado para expandir la capa filtrante, las partículas más finas y de menor peso son arrastradas hacia la salida superior del filtro por el agua de lavado.

Teniendo en cuenta los resultados anteriores y que la arena sílice es uno de los materiales más baratos, comunes y de mejor operación que se emplean en la filtración de aguas, se seleccionó como medio filtrante para el esquema de tratamiento a proponer a mayores escalas. Autores como McNeilla, Almasrib y Mized (2009), y Bakopoulou, Emmanouil y Kungolos (2011) refieren el uso de la filtración por arena sílice en los esquemas de tratamiento de aguas residuales. De igual forma, Jiménez (2002) propone el empleo de este medio filtrante para retener partículas que salen de la etapa de coagulación floculación, así como en la retención de huevos de helminto.

Proceso de ozonización

En las condiciones experimentales evaluadas se obtuvieron modelos estadísticos para varios

contaminantes fisicoquímicos y microbiológicos, en un intervalo de dosis de ozono entre 37 y 300 mg/l. El análisis de estos modelos permite conocer cuáles de los parámetros de operación tiene una mayor influencia en la eficiencia de esta etapa de tratamiento. Se presentan a continuación los modelos obtenidos para los parámetros evaluados.

$$\text{– Turbiedad (NTU)} = 34.6 - 0.481 * C(O_3)_g - 0.229 * Q_g$$

$$R^2 = 78.4\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.009; Q_g: 0.0083)$$

$$\text{– Color (UPt-Co)} = 126 - 3.16 * C(O_3)_g - 2.01 * Q_g + 0.05 * C(O_3)_g * Q_g$$

$$R^2 = 78.0\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.0026; Q_g: 0.0076; C(O_3)_g * Q_g: 0.0076)$$

$$\text{– Abs 254 nm} = 0.711 - 0.00693 * C(O_3)_g - 0.00265 * Q_g - 0.00536 * t_c$$

$$R^2 = 83.5\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.0001; Q_g: 0.0069; t_c: 0.0065)$$

$$\text{– DQO (mgO}_2\text{/L)} = 335.98 - 2.411 * C(O_3)_g - 1.797 * Q_g$$

$$R^2 = 75.3\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.0388; Q_g: 0.0235)$$

$$\text{– Coliformes fecales (NMP/100 ml)} = 9\,965.0 - 246.75 * C(O_3)_g - 162.392 * Q_g + 4.023 * C(O_3)_g * Q_g$$

$$R^2 = 82.0\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.0015; Q_g: 0.0022; C(O_3)_g * Q_g: 0.0028)$$

$$\text{– Salmonella y Shigella (UFC/ml)} = 189.0 - 4.725 * C(O_3)_g - 3.083 * Q_g + 0.077 * C(O_3)_g * Q_g$$

$$R^2 = 81.2\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.0017; Q_g: 0.0029; C(O_3)_g * Q_g: 0.0029)$$

Se observa, de forma general, que la concentración de ozono en el gas ($C(O_3)_g$) y el flujo de gas (Q_g) son los parámetros que mayor influencia tienen en la reducción de los contaminantes.

La importancia del flujo de gas y de la concentración de ozono en el mismo también se ve reflejada en el cuadro 2, donde se muestran los resultados de la optimización local de los factores de ozonización, con un criterio de minimización de cada contaminante en el proceso. Se observa que para reducir al mínimo estos contaminantes es necesario aplicar la mayor concentración y flujo de gas evaluado, no siendo así para el tiempo de contacto, donde en varios casos sólo es necesario 15 minutos de ozonización. Esto último es importante si se tiene en cuenta que la mayor contaminación que llega a esta etapa de tratamiento es por microorganismos patógenos, que de acuerdo con los resul-

Cuadro 2. Optimización local de los factores de ozonización para contaminantes físico-químicos y microbiológicos evaluados.

Parámetro	Factores			Valor óptimo del parámetro minimizado
	CO _{3g} (mg/l)	Q _g (l/h)	t _c (min)	
Turbiedad	40.0	60.0	30.0	1.59 NTU
Color	40.0	60.0	15.0	0.0 (U Pt-Co)
Abs. 254 nm	40.0	60.0	30.0	0.114
SAAM	40.0	60.0	30.0	0.1 mg/l
DQO	40.0	60.0	15.0	131.7 mg/l
Coliformes fecales	40.0	60.0	15.0	8.5 NMP/100 ml
Salmonella/Shigella	40.0	60.0	15.0	0.0 UFC/ml

tados obtenidos son eliminados con un menor tiempo de ozonización, permitiendo reducir las dosis de ozono y el costo del tratamiento.

Determinación de la dosis de ozono para posteriores escalados

En el cuadro 3 se muestran las concentraciones promedio de ozono disuelto obtenidas para cada dosis de ozono aplicada según el diseño experimental desarrollado. Las dosis sombreadas corresponden a las concentraciones de ozono disuelto ($C(O_3)_L$) iguales o superiores a 0.1 mg/l. Se escogió este valor como criterio de selección, pues existen investigaciones que demuestran que bajas concentraciones de ozono en líquido son suficientes para obtener altas eficiencias de inactivación de microorganismos (Paraskeva et al., 1998; Janex et al., 2000). Además, con esta concentración de ozono disuelto y un tiempo de contacto de 20 a 30 min, se estaría aplicando un valor de CT entre 2 y 3 mg/l-min, suficiente para lograr la desinfección requerida (Janex et al., 2000). De igual forma, la medición en el agua tratada de concentraciones residuales del desinfectante que se esté aplicando es indicativo que se satisfizo la demanda inicial del mismo y que la mayoría de las reacciones con los contaminantes presentes se completó.

La dosis mínima de ozono que cumple con el criterio de selección mencionado con anterioridad es la de 80 mg/l, y corresponde a la combinación de la mayor concentración de ozono en el gas y el menor flujo de gas. De igual

forma se aprecia, para la menor concentración de ozono en el gas, la influencia positiva del aumento del flujo de gas.

Del análisis de este diseño experimental se obtuvo el siguiente modelo estadístico:

$$CO_{3 \text{ líquido}} \text{ (mg/l)} = -0.1775 + 0.0139(Q_g \cdot CO_{3 \text{ g}}) R^2 = 90\%, N = 27$$

Este modelo permite estimar las concentraciones promedio de ozono disuelto que se obtendrían con la aplicación de la combinación del flujo de gas y la concentración de ozono en el gas, para este tipo de agua residual que previamente se trató por procesos de coagulación-floculación y filtración. Esta estimación también se puede realizar empleando el gráfico de la figura 9 para un 95% de confianza.

Estudio de la combinación de los procesos funcionando en continuo

En el cuadro 4 se muestra la comparación estadística de los resultados obtenidos con la aplicación de tres dosis de ozono (40, 80 y 160 mg/l), en la reducción de los contaminantes físico-químicos y microbiológicos presentes después del proceso de coagulación-floculación y filtración.

En la operación en continuo del esquema de tratamiento se comprueba que las primeras etapas de tratamiento (C-F+F) son muy eficientes en la reducción de turbiedad, SST y color, con niveles de eliminación entre 83 y 91%, y

Cuadro 3. Concentraciones promedio de ozono disuelto para las dosis de ozono evaluadas.

$C(O_3)_g$ (mg/l)	Q_g (l/min)					
	0.5		1.0		1.5	
	Dosis (mg/l)	$C(O_3)_L$ (mg/l) ± DE	Dosis (mg/l)	$C(O_3)_L$ (mg/l) ± DE	Dosis (mg/l)	$C(O_3)_L$ (mg/l) ± DE
20	40	0.05 ± 0.04	80	0.07 ± 0.05	120	0.18 ± 0.09
30	60	0.06 ± 0.04	120	0.16 ± 0.02	180	0.46 ± 0.06
40	80	0.16 ± 0.06	160	0.38 ± 0.11	240	0.84 ± 0.22

$C(O_3)_g$: concentración de ozono en el gas; Q_g : flujo de gas.

$C(O_3)_L$: concentración de ozono en el líquido; DE: desviación estándar.

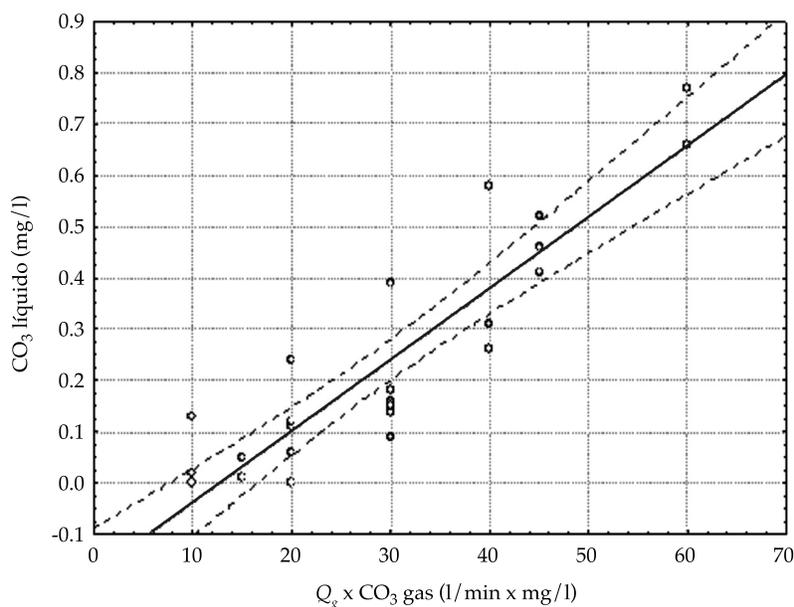


Figura 9. Gráfico para estimar niveles promedio de ozono disuelto.

Cuadro 4. Valores promedio y porcentajes de reducción de cada proceso y totales para todo el esquema de tratamiento a escala de banco. Comparación entre dosis de ozono.

Etapas/parámetros		AC	C - F + F	Ozonización. Dosis O ₃ (mg/l)			ET (%)
				40	80	160	
Turbidez	UNT ± DE	312.7 ± 21.2 ^a	28.2 ± 8.4 ^b	5.7 ± 1.1 ^c	5.2 ± 0.8 ^c	5.0 ± 1.0 ^c	98
	R (%)	-	91	80	82	82	
SST	mg/l ± DE	283.0 ± 19.3 ^a	33.6 ± 8.2 ^b	10.2 ± 2.8 ^c	9.2 ± 1.1 ^c	8.8 ± 0.7 ^c	96
	R (%)	-	88	70	73	74	
Color	U Pt-Co ± DE	1 270.0 ± 90.6 ^a	215.2 ± 18.3 ^b	56.5 ± 5.6 ^c	51.5 ± 3.6 ^c	28.6 ± 4.2 ^d	96
	R (%)	-	83	74	76	87	
Abs. 254 nm	Abs. ± DE	0.988 ± 0.103 ^a	0.543 ± 0.09 ^b	0.155 ± 0.01 ^c	0.137 ± 0.01 ^c	0.111 ± 0.01 ^d	84
	R (%)	-	45	71	75	80	
DQO	mg O ₂ /L ± DE	281.3 ± 10.7 ^a	74.9 ± 14.6 ^b	41.2 ± 9.1 ^c	27.3 ± 6.9 ^c	15.6 ± 1.5 ^d	85
	R (%)	-	73	45	64	79	
Coliformes fecales	NMP/100 ml ± DE	8.10 ± 0.15 × 10 ^{6a}	1.22 ± 0.50 × 10 ^{5b}	830 ± 35 ^c	110 ± 25.0 ^d	0 ^e	99.98
	R (%)	-	98.49	99.32	99.91	100	
Huevos de helminto	HH/L	4.3 ± 1.2 ^a	2.2 ± 0.8 ^b	0 ^c	0 ^c	0 ^c	100

DE: desviación estándar.

AC: agua cruda sin tratamiento. Muestra inicial.

C - F + F: agua residual tratada por coagulación-floculación con sulfato de aluminio en dosis de 100 mg/l, y una posterior filtración por arena sílice.

Dosis O₃: dosis de ozono aplicada en la etapa de ozonización (mg/l).

R (%): porcentaje de reducción parcial, al compararse los valores obtenidos en cada etapa con respecto a la muestra en la etapa anterior.

ET (%): porcentaje de eficiencia total entre AC y la dosis de ozono aplicada de 80 mg/l.

Letras iguales en el superíndice (para cada parámetro): no existen diferencias estadísticamente significativas en relación con el valor de la muestra anterior.

Letras diferentes en el superíndice (para cada parámetro): existen diferencias estadísticamente significativas en relación con el valor de la muestra anterior.

diferencias estadísticamente significativas de sus valores de concentración con respecto a los del agua residual inicial. Con la ozonización se logra disminuir los SST por debajo de 30 mg/l, el valor que exige la norma de reutilización en riego agrícola en Estados Unidos (US-EPA, 1992). Muchas de las normas locales no regulan este parámetro, sin tener en cuenta que es importante garantizar una baja turbidez del agua para evitar taponamiento u obstrucciones en los sistemas de riego por boquillas y aspersión.

En el caso de los compuestos que son medidos a 254 nm, además de los contaminantes que aportan valores de DQO, se verifica que una parte importante de ellos, relacionada de modo fundamental con los compuestos no solubles presentes, son eliminados en las primeras etapas de tratamiento (45 y 73%, respectivamente); los compuestos solubles disminuyen después en la etapa de ozonización. Al compararse estadísticamente los valores obtenidos para las tres dosis de ozono con respecto a la etapa previa, se observa que con la dosis de ozono de 40 mg/l se logran remociones significativas de los mismos.

En cuanto a la eliminación de los coliformes fecales, en las primeras etapas de tratamiento (C-F+F) se logra disminuir más de una unidad logarítmica, con un 98.49% de eficiencia, pero no es suficiente para lograr la calidad microbiológica que exigen las normas establecidas para riego agrícola (WHO, 2006; US-EPA, 1992).

El proceso de ozonización fue muy efectivo en la eliminación de los coliformes fecales. Con la menor dosis evaluada (40 mg/l) se lograron reducciones superiores a 99% y permite cumplir con las regulaciones de la OMS sobre reutilización de agua residual para riego agrícola (< 1 000 NMP/100 ml de coliformes fecales). Para lograr el cumplimiento de las normativas más estrictas establecidas por algunos estados y países (< 200 NMP/100 ml de coliformes fecales) (US-EPA, 1992) sería necesario aumentar la dosis de ozono hasta 80 mg/l. De igual forma, si el objetivo de la desinfección fuera obtener un 100% de eliminación de coliformes fecales, sería necesario aplicar dosis de ozono de 160 mg/l.

El análisis estadístico demostró que existen diferencias significativas entre las dosis de ozono aplicadas y de todas ellas con respecto a la muestra inicial. La decisión de recomendar una dosis de ozono de 40 u 80 mg/l depende del nivel de exigencia que disponga cada país, de la normatividad de reutilización que empleen y de la disponibilidad de financiamiento que posibilite disponer de equipos de ozonización de mayor capacidad. En el caso de Cuba se exige niveles de coliformes fecales iguales a los recomendados por la OMS, por lo que se recomienda una dosis de ozono de 40 mg/l.

En el cuadro 4 se muestra la eficiencia (49%) de las primeras etapas de tratamiento en la retención de los huevos de helminto, y la capacidad ovicida del ozono para destruirlos totalmente (eficiencia de 100%), aun con la menor dosis de ozono aplicada. Esto es muy importante si se tiene en cuenta que estos parásitos son muy controlados en las normas de reutilización de agua residual de origen doméstico, sobre todo en alimentos que se ingieren sin proceso de cocción.

Con el esquema de tratamiento en conjunto se logran eficiencias totales de reducción de los parámetros físico-químicos entre 84 y 98% y para los contaminantes microbiológicos entre 99.98 y 100%, para la menor dosis de ozono evaluada.

Conclusiones

La eficiencia de los coagulantes resultó ser polícloruro de aluminio > sulfato de aluminio > sulfato férrico. Al aumentar las velocidades de agitación en la mezcla rápida (de 72 a 278 G-S⁻¹) se obtienen mejores resultados en la reducción de turbidez y permite disminuir las dosis de coagulante entre 33 y 50%. Se seleccionó el sulfato de aluminio, en dosis de 100 mg/l, como coagulante a recomendar para mayores escalas de tratamiento, por ser más económico y más fácil de emplear que el polícloruro de aluminio.

Se seleccionó la arena sílice por su eficiencia como medio filtrante, ser más económico y duradero que las otras opciones, y con mejor operación de filtrado y retrolavado.

El proceso de ozonización fue muy efectivo en la desinfección de agua residual municipal. Se propone aplicar dosis de ozono entre 40 y 80 mg/l.

Con el esquema de tratamiento propuesto se logran obtener efluentes tratados con una calidad físico-química y microbiológica que cumple con los requisitos para su reutilización en riego agrícola, establecidos por la norma de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US-EPA, 1992) y la norma de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2006), que son las principales referencias internacionales para las normas locales de muchos países.

Referencias

- Andrade, M. L., Marcet, P., Reyzábal, M. L., & Montero, M. J. (2000). Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. *Edafología*, 7(3), 21-29.
- Angelakis, A. N., Bontoux, L., & Lazarova, V. (2003). Challenges and Prospectives for Water Recycling and Reuse in EU Countries. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 3(4), 59-68.
- Bakopoulou, S., Emmanouil, C., & Kungolos, A. (February, 2011). Assessment of Wastewater Effluent Quality in Thessaly Region, Greece, for Determining its Irrigation Reuse Potential. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 74(2), 188-194, doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.06.022. Epub 2010 Aug 16.
- Bataller, M., Hernández, C., Fernandez, L. A., Lopez, A., Veliz, E., & Alvarez, C. (2005). Effect of O₃/H₂O₂ Molar Concentration Ratio Different pH Values on Cyclophosphamide Degradation. *Journal of Water Supply Research and Technology, AQUA*, 54, 403-410.
- Beltrán, F. J. (2004). *Ozone Reaction Kinetics for Water and Wastewater Systems* (pp. 7-26). Florida: Lewis Publishers.
- Cifuentes, E., Gómez, M., Blumental, U., Tellez-Rojo, M., Romieu, I., Ruiz-Palacios, G., & Ruiz-Velazco, S. (2000). Risk Factors for *Giardia intestinalis* Infection in Agricultural Villages Practicing Wastewater Irrigation in Mexico. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 62(3), 388-392.
- Durán, A., González, E., & Ramirez, R. M. (2001). Comparación de dos procesos fisicoquímicos para el pretratamiento de aguas residuales. *Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ)*, 16(1), 28-41.
- Ensink, H. H., Mehmood, T., Vand der Hoeck, W., Raschid-Sally, L., & Amerasinghe, F. P. (2004). A Nation-Wide Assessment of Wastewater Use in Pakistan: An Obscure Activity or a Vitally Important One? *Water Policy*, 6, 197-206.
- Fernández, L. A., Hernández, C., Bataller, M., Veliz, E., Lopez, A., Ledea, O., & Padron, S. (2010). Cyclophosphamide Degradation by Advanced Oxidation Processes. *Water and Environmental Journal*, 24(3), 174-180.
- Finch, G. R., Haas, C. N., Oppenheimer, J. A., Gordon, G., & Trussel, R. R. (2001). Design Criteria for Inactivation of *Cryptosporidium* by Ozone in Drinking Water. *Ozone Science and Engineering*, 23(4), 259-284.
- Haapea, P., Coronen, S., & Tunkanen, T. (2002). Treatment of Industrial Leachates by Chemical and Biological Methods; Ozonation, Ozonation + Hydrogen Peroxide, Hydrogen Peroxide and Biological Post-Treatment for Ozonated Water. *Ozone Science & Engineering*, 24, 369.
- Herbold, K., Flehming, B., & Botzenhart, K. (1989). Comparison of Ozone Inactivation in Flowing Water of Hepatitis A Virus, Poliovirus 1, and Indicator Organism. *Applied and Environmental Microbiology*, 2949-2953.
- Hernández, C., Ramos, Y., Fernandez, L. A., Ledea, O., Bataller, M., Veliz, E., Besada, V., & Rosado, A. (2008). Ozonation of Cisplatin in Aqueous Solution at pH 9. *Ozone Science and Engineering*, 30, 189-196.
- Hertemann, P. H., Block, J. C., Joret, J. C., Foliguet, J. M., & Richard, Y. (1983). Virological Study of Drinking and Wastewater Disinfection by Ozonation. *Water Science and Technology*, 15, 145-154.
- IDRC-OPS/HEP/CEPIS (2002). *Sistemas integrados de tratamiento y uso de aguas residuales en américa latina: realidad y potencial. Resumen ejecutivo, 2000-2002*. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/proyecto/rejecutivo.pdf>.
- Janex, M. L., Savoye, P., Roustan, M., Do-Quang, Z., Lainé, J. M., & Lazarova, V. (2000). Wastewater Disinfection by Ozone: Influence of Water Quality and Kinetics Modeling. *Ozone Science & Engineering*, 22, 113-121.
- Jiménez, B. (Octubre, 2002). *Riego agrícola con agua residual y sus implicaciones en la salud. Caso práctico*. XVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México.
- Joss, A., Keller, E., Alder, A. C., Gobel, A., McArdell, C. S., Ternes, T., & Siegest, H. (2005). Removal of Pharmaceuticals and Fragrances in Biological Wastewater Treatment. *Water Resource*, 39(3), 39-52.
- Jubersay, C., & Gilceira, G. (2011). *Procesos de tratamiento de aguas. Coagulación y floculación*. Santa Ana de Coro, Venezuela: Programa Ciencias Ambientales, Universidad Nacional Experimental Francisco de Miranda.
- Keraita, B. N., & Drechsel, P. (2004). Agricultural Use of Untreated Urban Wastewater in Ghana. In C. A. Scott, N. I. Faruqui, & L. Raschid-Sally, *Wastewater Use in Irrigated Agriculture*. Wallingford, UK: CABI Publishing.
- Kuo, C. H., Zappi, M. E., & Chen, S. M. (2000). Peroxone Oxidation of Toluene and 2, 4, 6 Trinitrotoluene. *Ozone Science & Engineering*, 22, 519.
- Lezcano, I., Perez-Rey, R., Baluja, C., & Sanchez, E. (1999). Ozone Inactivation of *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia*

- coli*, *Shigella sonnei* and *Salmonella thyphimurium* in Water. *Ozone Science & Engineering*, 21(3), 293.
- Liberti, L., Notarnicola, M., & Lopez, A. (2000). Advanced Treatment for Municipal Wastewater Reuse in Agriculture. III-Ozone Disinfection. *Ozone Science & Engineering*, 22, 151-166.
- Maldonado, V. (2000). Capítulo 9: Filtración (pp. 83-152). En *Manual de tratamiento de agua*. CEPIS/OPS.
- Mcneilla, L. S., Almasrib, M. N., & Mizyed, N. (2009). A Sustainable Approach for Reusing Treated Wastewater in Agricultural Irrigation in the West Bank-Palestine, ScienceDirect. *Desalination*, 24(8), 315-321.
- Menéndez, C., & Pérez, J. M. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*. La Habana: Editorial Félix Varela.
- Miralles-de-Imperial, R., Ma. Beltrán, E., Angel, M., Beringola, Ma. Luisa., Valero, J., Calvo, R., Delgado, & Del Mar, M. (2003). Disponibilidad de nutrientes por el aporte de tres tipos de lodos de estaciones depuradoras. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 19(3).
- Moscoso, J., & Egocheaga, L. (2003). Sistemas Integrados de tratamiento y reuso de aguas residuales en América Latina. Realidad y potencial. *Revista Agricultura Urbana*, 8. Recuperado de <http://www.ipes.org/images/agriculturaUrbana/documents/revEsp8/ruaf8p7.pdf>.
- Naghashkar, N. J., & Gamal-El-Din, M. (2005). *Aqueous Pharmaceutical Degradation by Advanced Oxidation Processes: A Review (Part II)*. IOA 17th World Ozone Congress. Strasbourg, France.
- Nakonechny, M., Ikekata, K., & Gamal-El-Din, M. (2008). Kinetics of Estione Ozone/Hydrogen Peroxide Advanced Oxidation Treatment. *Ozone Science & Engineering*, 30, 249-255.
- Nascimento, C., Barros, A., Melo, D., & Oliveira, A. (2004). Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência de Solo*, 28(2), 385-392.
- OMS (Marzo 1996). *Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura*. Ginebra: OMS (1989) (pp. 40-64). Serie de informes técnicos. Reproducido en *Repindex*, 57.
- Orta-de-Velásquez, M. A. T., Rojas-Valencia, M. A. N., & Vaca-Mier, M. (2002). Destruction of Helminth Eggs (*Ascaris suum*) by Ozone: Second Stage. *Water Science and Technology: Water Supply*, IWA Publishing, 2(3), 227-233.
- Paraskeva, P., Lambert, S. D., & Graham, N. J. (1998). Influence of Ozonation Conditions on the Treatability of Secondary Effluents. *Ozone Science & Engineering*, 20(2), 134.
- Pei-Xu, H., Janex, M. L., Savoye, P.H., Cockx, A., & Lazarova, V. (2002). Wastewater Disinfection by Ozone: Main Parameters for Process Design. *Water Research*, 36, 1043-1055.
- Ramírez, L. F., & Sierra, L. F. (2014). Evaluación de coagulantes como alternativa de remoción de fósforo en el pulimiento del efluente del sistema lagunar salguero de Valledupar. *Revista Ambiental*, 5(1).
- Ried, A., Mielckle, J., & Kampmann, M. (2003). Ozone and UV Processes for Additional Wastewater Treatment to Meet Existing and Future Limits Regarding Disinfection, Pharmaceuticals and Endocrine Disrupters. *Proceedings IOA 16th World Congress*, Las Vegas, USA.
- Ried, A., Mielckle, J., & Wieland, A. (2007). Ozonation of municipal Waste Water Effluents: A Tool for the Removal of Pharmaceuticals, EDCs and Pathogens. *Proceedings IOA IUVA 18th World Congress*, Los Angeles, USA.
- Rodríguez, T., Arruda, S., Cleidson, F., Machado, F., & Arnaldo, L. (2006). Produtividade de milho e de feijão consorciados adubados con diferentes formas de lodo de esgoto. *Revista de la Ciencia del Solo y Nutrición Vegetal*, 6(1), 52-63.
- Rojas-Valencia, M.N. (2004). *Tratamiento avanzado de desinfección con ozono para eliminar Vibrio cholerae, Salmonella typhi, amebas y huevos de helmintos en aguas residuales tratadas para reuso*. Doctorado en Ciencias e Ingeniería Ambiental. México, DF: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Roustan, M., Stambolieva, Z., Duguet, J. P., Wable, O., & Mallevialle, J. (1991). Research Note: Influence of Hydrodynamics on *Giardia* Cyst Inactivation by Ozone. Study by Kinetics and by "CT" Approach. *Ozone Science & Engineering*, 13(4), 451.
- RUAF Foundation (2002). *El uso agrícola de aguas residuales urbanas no tratadas en países de bajos ingresos*. Conferencia electrónica, 24 junio-5 julio, 2002. Recuperado de <http://www.ruaf.org>.
- Santiago, J. F. (2002). *Estrategias de tratamiento de residuales y reuso de aguas tratadas como alternativa de solución ante los eventos de sequía*. II Seminario Internacional del Uso Integral del Agua, Centro de Hidrología y Calidad de las Aguas, La Habana, Cuba.
- Simonete, M., Kiehl, J., & Andrade, T. (2003). Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 38(10), 1187-1195.
- Snyder, S., Wert, E., Rexing, D., Zegers, R., & Dnury, D.D. (2006). Ozone Oxidation of Endocrine Disruptors and Pharmaceuticals in Surface Water and Wastewater. *Ozone Science & Engineering*, 28, 445-460.
- Thompson, C., & Leong, L. Y. C. (February, 2007). *30 Years of Experience Using Ozone in the United States Disinfecting Wastewater. Current Practice and Future Trends in Disinfection: Water, Wastewater, Stormwater, Water Reuse, and Biosolids*. WEF Specialty Conference Series, Pittsburgh, PA, USA.
- Tsukamoto, R. Y. (2002). Tratamiento primario avanzado: el paradigma moderno del tratamiento de aguas residuales sanitarias, 2^{da} parte. *Revista Agua Latinoamérica*, 2(2). Recuperado de <http://www.agualatinoamerica.com/docs/pdf/5-6-02int.pdf>.

- US-EPA (1992). Environmental Protection Agency/US Agency for International Development. Guidelines for water reuse. Office of Wastewater Enforcement and Compliance, Technical report No. EPA/625/R-92/004, Washington, DC, USA.
- Vaughn, J. M., Chen, Y. S., Lindburg, K., & Morales, D. (1987). Inactivation of Human and Simian Rotaviruses by Ozone. *Applied and Environmental Microbiology*, 2218-2221.
- Wang, F., Gamal El-Din, M., & Smith, D. W. (2004). Oxidation of Aged Raw Landfill Leachate with O₃ only and O₃/H₂O₂: Treatment Efficiency and Molecular Size Distribution Analysis. *Ozone Science and Engineering*, 26, 287.
- WHO (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. 2: Wastewater Use in Agriculture*. World Health Organization. Recuperado de <http://www.who.int>.
- Yasunaga, N., & Hirotsuji, H. (2008). Efficient Decomposition of Trichloroethylene (TCE) in Groundwater by Ozone-Hydrogen Peroxide Treatment. *Ozone Science & Engineering*, 30(2), 127-135.
- Yuan, Y. (1998). Etiological Study of High Stomach Cancer Incidence among Residents in Wastewater Irrigated Areas. In: World Resources Institute. A Guide to the Global Environment: Environmental Change and Human Health, Oxford University Press, New York. *Environmental Protection Science*, 19(1), 70-73.
- Zamora, F., Rodríguez, N., Torres, D., & Yendis, H. (2008). Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la planicie de Coro, Estado Falcón. *Bioagro*, 20(3).
- Zhang, J., Huck, P. M., Anderson, W. B., & Stubbley, G. (2007). A Computational Fluid Dynamics based Integrated Disinfection Design Approach for Improvement of Full-Scale Ozone Contactor Performance. *Ozone Science & Engineering*, 29(6), 451-460.
- Zinder, A., Pert, E. C., & Rexing, D. J. (2006). Ozone Oxidation of Endocrine Disruptors and Pharmaceuticals in Surface Water and Wastewaters. *Ozone Science & Engineering*, 28(6) 43.

Dirección institucional de los autores

Eliet Veliz
Lidia Asela Fernández
Mayra Bataller

Centro Nacional de Investigaciones Científicas
Dirección de Medio Ambiente
Avenida 25 y 158, Cubanacán, Playa
La Habana, CUBA
eliet.veliz@cnic.edu.cu
asela.fernandez@cnic.edu.cu

José Guadalupe Llanes

Universidad Autónoma de Sinaloa
Facultad de Física y Matemática
Ciudad Universitaria
Blvd. de las Américas y Blvd. Universitarios, s/n, Col
Universitaria
Culiacán, Sinaloa, MÉXICO
Teléfono: +52 (667) 7581 403
fisicomatematicas@live.com.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Temporal Patterns in River Flows in Basins in Northern Mexico

• José Nívar* •

Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria

*Corresponding author

• Liliana Lizárraga-Mendiola •

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México

Abstract

Navar, J., & Lizárraga-Mendiola, L. (January-February, 2016). Temporal Patterns in River Flows in Basins in Northern Mexico. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 7(1), 35-44.

In the dry basins in northern Mexico, concern about rivers is focused on seasonal and long-term variations in river flows that may be attributable to climate change, since it affects the water supply for domestic, industrial, public and agricultural uses. The objective of this research was to separate daily flow components and understand the patterns in 172 time-series corresponding to five rivers in northern Mexico. The headwaters of the San Pedro, Sinaloa, Nazas-Aguanaval, San Juan and San Fernando-Soto La Marina rivers are located in the Sierra Madre Occidental and Oriental, and flow through the plains into the Pacific Ocean, the Gulf of Mexico and the Central Plateau in northern Mexico, providing over 90% of the water supply for all uses. The Rora computer program isolated the base and direct flows from the total. The Mann-Kendall test and the Seno S method evaluated the trends and magnitudes of the changes in annual and monthly flow, monthly standard deviation, and daily maximums and minimums for total, direct and base flows. The results found that the base and direct flows were in equilibrium for most of the rivers. Meanwhile, each one of the variables analyzed had statistically significant trends at 40% of the hydrometric stations. Over 26% of the stations showed a consistent reduction in flow over time. Although additional investigations are needed to quantitatively isolate the potential sources of the variations to explain the temporal trends, the causes can preliminarily be attributed to climate variability in combination with natural resource management practices. The effect of potential climate change cannot be excluded from these patterns.

Keywords: Negative discharge tendency, drought magnification, base flow, direct flow and total discharge.

Resumen

Navar, J., & Lizárraga-Mendiola, L. (enero-febrero, 2016). Patrones temporales de flujo del río en las cuencas del norte de México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 35-44.

En las cuencas áridas del norte de México, las preocupaciones por los ríos se centran en las variaciones estacionales y de largo tiempo en la descarga de los ríos que pudiera ser atribuida al cambio climático porque controla el suministro de agua para los usos domésticos, industriales, públicos y agrícolas. El objetivo de esta investigación fue separar los componentes del caudal diario y entender los patrones de 172 series de tiempo de cinco ríos del norte de México. Los ríos San Pedro, Sinaloa, Nazas-Aguanaval, San Juan y San Fernando-Soto La Marina nacen en las montañas de las Sierras Madre Oriental y Occidental, y fluyen a través de las planicies del océano Pacífico, el Golfo de México y la Mesa Central del norte de México, proveyendo con más de 90% del suministro de agua para todos los usos. El programa de cómputo Rora separó los flujos base y directo del total. La prueba de Mann-Kendall y el método del Seno S evaluaron las tendencias y magnitud del cambio de la descarga anual, mensual, desviación estándar mensual, y mínimo y máximo diario para los flujos total, directo y base. Los resultados mostraron que los flujos base y directo se encuentran en equilibrio para la mayoría de los ríos, pero más de 40% de las estaciones hidrométricas tuvieron tendencias estadísticamente significativas en cada una de las variables analizadas. Más de 26% de las estaciones mostraron una reducción consistente del caudal en tiempo. Aunque se necesita de investigación adicional para aislar de modo cuantitativo las potenciales fuentes de variación que explican las tendencias temporales, éstas pueden ser preliminarmente atribuidas a la variabilidad climática, en combinación con las prácticas de recursos naturales, pero el efecto del potencial cambio climático no puede ser excluido de estos patrones.

Palabras clave: tendencia negativa, magnificación de la sequía, caudal base, directo y total.

Received: 02/09/2014

Accepted: 22/08/2015

Introduction

Conventional management practices of water resources cannot meet future water demands for development in arid, semi-arid, and subtropical countries (UNCED, 1992; Postel, 2000; Comprehensive Assessment Secretariat, 2006). Mexico's northern watersheds span the arid and semi-arid belts of North America of the boreal Hemisphere; where river flow is featured by erratic and variable temporal and spatial discharge (Ward, 1998; Návar-Cháidez, 2012). In addition, agriculture, population, industry, trade and services, among others rely upon river flow to meet conventional water demands (Conagua, 2012). In Mexico's northern drylands, these economic sectors have been steadily growing over the past 60 years due to (a) population growth and (b) economic development by increasing commercial treaties with other nations.

Climate variability coupled with steady increasing water diversions modifies river flow and takes a toll on wetland ecosystems (Postel, 2000; Návar-Cháidez & Lizárraga-Mendiola, 2013). The perturbation of river flow then requires new strategies to cope with conventional and environmental water demands, creating a positive feedback loop between increasing river perturbation and need for adaptation. For several watersheds, during acute dry episodes, river flow does not meet conventional demands and therefore society currently rely upon deep drilling and the inter-basin transfer of water (Conagua, 2012). In parallel to inter-basin water transfers, several sustainable practices of hydrologic resources are occurring (Conagua, 2005). However, unsustainable practices remain on these watersheds, such as the high volume of irrigation vs low productivity of several irrigation districts; under valuing water resources, and highly regulating flow of most rivers (Pereyra, Oweis, & Zairi, 2002; Comprehensive Assessment Secretariat, 2006). In some cases, water use efficiency has increased, resulting in doubling productivity with the same amount of water. In addition, water withdrawals from domestic use (sometimes referred to as grey water) are being

treated to further irrigate agricultural fields, along with other sustainable practices (Postel, 2000).

Climate variability is responsible for erratic and infrequent high rainfall episodes and river flow anomalies that usually start or end long drought episodes, a common feature of Mexico's northern as well as of most semi-arid drylands. Hurricanes and cyclones entering northeastern Mexico have a frequency period of close to 15 years (Návar-Cháidez, 2012). These climatic phenomena restore aquifer and reservoir storage, as well as river flow components. In dry spells, storage is frequently depleted. Drought episodes of several temporal scales; inter-annual, 3-7 years, 9-12 years, and 60-80 years have been well documented in the region and they have been correlated with large-scale climate phenomena such as El Niño/Southern Oscillation, the Pacific Decadal Oscillation, the Atlantic Multidecadal Oscillation, or by a combination of any of these synoptic-scale climate events (Cavazos & Hastenrath, 1990; Comrie & Glenn, 1998). Climate change may also in turn contribute to magnify river flow variability of most arid and semi arid watersheds. According to Mulholland *et al.* (1997), whose projections are based on Global Circulation Models, Northern Mexico would likely receive between 5 to 20% less rainfall and between 5 and 25% less streamflow should global warming trends continue.

The decadal drought spells of the 1950's, the 1990's, and the inter-annual droughts of the 2010's have prompted renewed efforts to quantify water storage and the length of temporal drying patterns. Hence, this report addresses whether river flow components of 172 gauging stations from five rivers show temporal monotonic patterns in the hydrologic regions of Sinaloa (RH10), Presidio-San Pedro (RH 11), Nazas-Aguanaval (RH 36), San Juan (RH 37), and San Fernando-Soto La Marina (RH 25). The working hypothesis was that there is no consistent change in any of the streamflow parameters or components over time and therefore no change in the magnitude of discharge.

Materials and Methods

The Study Area

The study area covers the basins of Sinaloa, Presidio-San Pedro, Nazas-Aguanaval, San Fernando-Soto La Marina and the Rio San Juan. These watersheds span the Mexican northern States of Sinaloa, Nayarit, Durango, Chihuahua, Zacatecas, Coahuila, Nuevo Leon, and Tamaulipas.

Present and future demographic information on each watershed is reported in Table 1.

A high diversity of climates features Northern Mexico (Conagua, 2005). Cold climate is typical of the highest peaks and the uplands of the main mountain ranges. Temperate climates characterize the central Valleys and Mesas of the Cordilleras. Subtropical and tropical climates facet the low ranges of the plains of the Pacific Ocean and Gulf of Mexico. Dry climates are typical in the Central Chihuahuan Desert and the southern Great Plains of North America.

Pine, oak, and a mixture of pine-oak forests cover extensive upland areas of the eastern and western Sierras Madre mountain ranges. Montane forests, dominated by thorny shrubs and low, broadleaved trees, distribute widely on the landscapes of the piedmonts of the main mountain ranges. Tropical and subtropical flora distribute in the plains and low lands of the piedmonts facing the oceans. Chaparral, dry, xerophytic plant cover is typical at the central Chihuahuan Desert and the southern Great Plains of North America. Tamaulipan

thornscrub, acacia and mesquite forests extend into the lowlands of the Pacific Ocean, northern Gulf of Mexico and the Great Plains of North America (Rzedowskii, 1980).

Shallow Litosols are typical of the main mountain ranges. Deep Regosols, Xerosols, and Yermosols characterize the landscape of the central Chihuahuan Desert. Deep Vertisols are distributed in the plains in the lowlands of the Pacific Ocean and the northern Gulf of México.

Methodology

A total of 172 hydrometric stations placed across five major rivers were selected for breaking streamflow components and testing the time series for temporal monotonic patterns (Figure 1). The number of hydrometric stations analyzed per basin is depicted in Table 2.

Hydrograph Separation Analysis

The separation of multiple river hydrographs into base and direct flow is a difficult task. To simplify this assignment for long term river flow time series, total daily discharge was split into base and direct or quick flow using the RORA hydrograph separation techniques (Rutledge, 1998). Before daily discharge data was fed into the RORA computer program, it was checked for: a) the presence of long periods of recession and b) the absence of intermediate missing data. Screen, a computer program, checks data for recession and continuity. The recession index is required in order to define the master curve.

Table 1. Demographic growth of five Mexico's northern watersheds (Source: Conapo, 2000).

Watershed	Inhabitants		
	2006	2015	2030
1. Sinaloa (RH 10)	2 279 975	2 431 372	2 612 141
2. Presidio-San Pedro (RH 11)	771 164	782 424	781 339
3. Nazas-Aguanaval (RH 36)	1 766 811	1 868 697	1 977 106
4. San Juan (RH 37)	4 651 828	5 242 335	6 069 918
5. San Fernando-Soto La Marina (RH 25)	682 033	727 322	781 397
Total	10 151 811	11 052 150	12 221 901

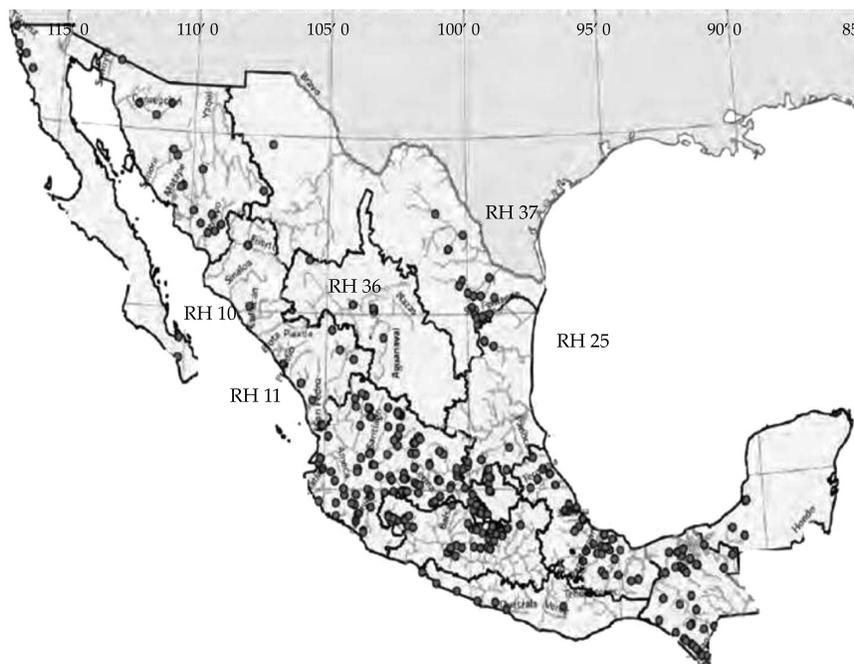


Figure 1. Map depicting several hydrometric stations of five northern watersheds of Mexico.

Table 2. The number of hydrometric stations analyzed for temporal patterns and magnitude of river discharge in five Mexico’s northern watersheds.

Watershed	Hydrometric Stations	Average Recording Period
1. Sinaloa (RH 10)	58	1960-1999
2. Presidio-San Pedro (RH 11)	15	1970-1998
3. Nazas-Aguanaval (RH 36)	33	1940-1999
4. San Juan (RH 37)	30	1955-1999
5. San Fernando-Soto La Marina (RH 25)	36	1970-1999

Data analyzed from Conagua (2005) records.

Once the master curve is developed, PART is used as a module of RORA to separate base and direct flow.

Monthly total discharge, standard deviation of daily discharge (within a given month), annual discharge, annual base flow, and annual direct flow or quick flow are parameters and components derived from daily discharge data. The nonparametric Mann-Kendall statistic tested for temporal monotonic trends on the river flow time-series data. This test reveals

the presence or absence of temporal monotonic increasing or decreasing patterns.

The non-parametric Sen’s method quantified the magnitude of slope change in all five discharge variables. The slope coefficient describes a change of the variable per unit time (annual time scale). The Sen’s method assumes a monotonic tendency in the time series.

Data on land-use changes was compiled for several Mexico’s northern ecosystems. In addition changes in precipitation and temperature

parameters were also evaluated for several climatic stations. Correlations between river flow parameters and large-scale climate events (El Niño/Southern Oscillation, ENSO, The Pacific Decadal Oscillation, PDO, and The Atlantic Multidecadal Oscillation, AMO) previously reported aided to understand sources of river flow variability. This information, in addition to population growth, was linked to potential subtle river flow temporal patterns.

Results

Table 3 depicts the statistics of river flow components for all five studied watersheds. Base and direct flow are statistically similar for all watersheds. That is, on the average, 50% of river discharge is the low extended base flow rising from shallow (mountain range uplands) and shallow bottom-land aquifers. The remaining 50% of discharge is direct flow produced dur-

ing and immediately after the rainy season that lasts from June to September. Hortonian surface and quick subsurface flow control direct flow. Watersheds draining into the Pacific Ocean (RH10 and RH11) and into the interior Central Plateau (RH 036) have a unimodal-monsoonal type of precipitation, with a major peak in July. On the other side, watersheds that drain into the Gulf of Mexico feature a bimodal type of rainfall distribution with two peaks, the first one during May-June and the last one during September-October.

Table 4 depicts the number and percentage of gauging stations with statistically significant negative (-) and positive (+) temporal monotonic tendencies.

In general, over 40% of each river flow parameter analyzed showed statistical significant temporal monotonic trends. That is, the river flow time-series are not stationary in the first momentum. However, of the total, on the av-

Table 3. Baseflow and quickflow statistics for several rivers of five Mexico’s northern watersheds.

Watershed	Discharge Variables	
	Baseflow (± confidence intervals) (%)	Quickflow (± confidence intervals) (%)
1. Sinaloa (RH 10)	0.52 (± 0.08)	0.48 (± 0.08)
2. Presidio-San Pedro (RH 11)	0.52 (± 0.08)	0.48 (± 0.08)
3. Nazas-Aguanaval (RH 36)	0.56 (± 0.09)	0.44 (± 0.09)
4. San Juan (RH 37)	0.57 (± 0.08)	0.43 (± 0.09)
5. San Fernando-Soto La Marina (RH 25)	0.50 (± 0.06)	0.50 (± 0.08)

Table 4. Number of gauging stations with statistical significant temporal monotonic patterns of several river flow parameters.

Watershed	River Flow Parameters				
	Annual	Monthly	Std. Dev.	Base Flow	Direct Flow
Sinaloa	25(-4, +21)	26(-5, +21)	28(-17, +11)	28(-3, +25)	27(-16, +11)
San Pedro	6(-4, +2)	5(-3, +2)	6(-6, +0)	2(-0, +2)	6(-6, +0)
Nazas	18(-15, +3)	18(-15, +3)	19(-16, +3)	11(-7, +4)	18(-15, +3)
San Juan	13(-11, +2)	14(-12, +2)	12(-9, +3)	12(-8, +4)	12(-8, +4)
San Fernando	12(-9, +3)	12(-9, +3)	8(-7, +1)	18(-14, +4)	8(-7, +1)
Total	74(-43, +31)	75(-44, +31)	73(-55, +18)	71(-32, +39)	71(-52, +19)
Ratio (%)	43(25, 18)	44(26, 18)	42(32, 10)	41(19, 22)	41(30, 11)

Std. Dev. = Standard deviation of monthly discharge. The last row was estimated from the ratio of the number of gauging stations with statistical significance to the total number of gauging stations analyzed.

erage, 26% had a negative and the remaining 16% had a positive tendency. Total annual and total monthly river flow parameters are steadily declining at the San Pedro, Nazas, San Juan, and San Fernando watersheds but it is increasing at most gauging stations along the Sinaloa rivers.

Most gauging stations with declining temporal river flow patterns span the arid, semi-arid and subtropical watersheds RH11, RH36, RH37 and RH25, characterized as having an important area in the interior Valleys of the Chihuahuan Desert and the southern Great Plains of North America. In these physiographic regions, monsoonic erratic, infrequent rainfall and high evapotranspiration losses control the hydrologic cycle. The human dominance on river flow is of least importance on these watersheds and therefore river flow is not as regulated as it is in *e.g.*, the RH10.

Most gauging stations with positive temporal monotonic trends in total annual and total monthly river flow are distributed along the Sinaloa (RH10) basin, a watershed with most hydrometric stations placed along the lowlands of the Pacific Ocean. Most gauging stations were placed below irrigation districts, reservoirs, and urban centers, where human control exerted on water resources (increased diversions from upland reservoirs as well as on deep groundwater resources and discharge of excess water in other places) may explain the positive temporal trend of river discharge. Therefore, increasing river flow patterns over time may be partially explained by water resource management practices. This effect masks in the short run the potential subtle, changes in the local hydro – climate variables of the Pacific Ocean lowlands.

Reduced direct flows and increased base flows over time could be explained by the regulated flow effect by man-made reservoirs, which reduce discharge variation of most gauging stations below reservoirs when rivers are used as waterways to convey water to irrigation districts. Several river sections are experiencing the presence of smaller direct flows and larger base flows. Steady discharge of municipal sew-

erages and irrigation excess into streams may partially explain these observations.

Base flow is increasing in most gauging stations along the Sinaloa and San Pedro watersheds, but it is declining at most of the remaining gauging stations in the watersheds Nazas, San Juan, and San Fernando. Irrigation –excess, municipal discharge and increased diversions from deep aquifers of the interior watersheds partially explain this tendency. Subtle shifts in rainfall frequency, depth, and intensity may also be contributing to increasing aquifer recharge that may in turn control base flow discharge. In several watersheds, changes in the frequency and depth of rainfall coupled with increasing mean annual temperature may in turn contribute to modify parameters of river discharge.

Direct flows are also declining in most gauging stations of all watersheds. Increased storage by man - made reservoirs above 30 000 Mm³ in arid, semi-arid, and subtropical landscapes may partially explain the control exerted of precipitation-excess on river flow. The rate of change of discharge parameters is reported in Table 5.

Most slope values statistically deviate from zero stressing the statistical significance on the declining of direct discharge over time. For total annual discharge, the San Fernando (-16.47 Mm³ year⁻¹), Nazas (-4.74 Mm³ year⁻¹) and Sinaloa (-3.66 Mm³ year⁻¹) watersheds have the largest reductions of total annual discharge over time. The remaining watersheds present total annual discharge of less than -1.00 Mm³ year⁻¹. For monthly river flow, discharge reductions are more important at the watersheds San Pedro (-2.05 Mm³ year⁻¹), San Juan (-2.10 Mm³ year⁻¹), and San Fernando (-2.56 Mm³ year⁻¹).

Temporal patterns of peak flows had been notoriously modified (having on the average a reduction of 4.7 m³ s⁻¹) in contrast to the small base flow reduction (average reduction of 1.4 m³ s⁻¹) for all watersheds. The Sinaloa and San Fernando basins present the largest human control on river flow and therefore on peak flows. This, in turn, correlates well with the number of man-made reservoirs. Although base flow has

Table 5. The median slope (and confidence intervals) for five discharge parameters with negative temporal tendency of 172 gauging stations placed in five Mexico's northern watersheds.

	River Flow Parameters (Mm ³ year ⁻¹)				
	Annual	Monthly	Std. Dev.	Base Flow	Direct Flow
Sinaloa	-3.66(2.19)	-0.82(1.06)	-0.32(0.41)	-1.91(0.51)	-9.69(6.25)
San Pedro	-0.11(0.12)	-2.05(0.94)	-2.52(4.89)	-1.02(0.77)	0(0)
Nazas	-4.74(3.98)	-0.40(0.31)	-0.50(0.28)	-1.31(0.92)	-1.28(0.80)
San Juan	-0.84(1.11)	-2.10(0.92)	-0.01(0.01)	-1.58(0.61)	-2.73(3.30)
San Fernando	-16.47(8.17)	-2.56(2.03)	-2.53(1.02)	-0.12(0.10)	-10.01(2.61)
Average	-5.16(3.11)	-1.59(1.05)	-1.18(1.32)	-1.19(0.58)	-4.74(2.59)

Std. Dev. = Standard deviation of monthly discharge.

been little modified in contrast to peak flow, its importance in arid climates during the dry season is out of the question.

Population is increasing in the region at a mean annual rate of 1% for all five watersheds. At the present, there are currently above 10 M inhabitants on these watersheds and it is expected they would reach above 12 M by the year 2030. This new scenario envisages an increment on water demands of above 20% for municipal and potentially for industrial and irrigation supplies, since these sectors of the economy are well linked to population growth.

Discussion

The river flow regulation by the build up of reservoirs, tapping of deep groundwater resources, municipal discharge, and irrigation excess into streams is consistently noted by the contrasting effect of increased base flows and reduced direct flows of 7% of the studied hydrometric stations. Large reservoirs had been constructed having an important footprint on river flow. The storage capacity has increased exponentially in the last four decades and currently Northern Mexico has an ordinary storage capacity of above 30 000 Mm³, placed in 10 major reservoirs that each has a maximum ordinary storage capacity larger than 1 000 Mm³ in all five watersheds.

The management of natural resources partially contributes to disturb river flow com-

ponents as well. A coupled effect of increased direct and reduced base flow was observed in several gauging stations. Although there must be other causes that explain this contrasting effect, deforestation and degradation of soil resources appear to play an important role in the promotion of processes leading to reduced base flows (groundwater recharge) and increased direct flows (reduced infiltration and increased Hortonian surface runoff). Land-use changes from native forests to agriculture or grasslands lead to increased surface runoff and soil erosion rates (Návar & Synnott, 2000a; 2000b). Therefore, the disappearance of Tamaulipan thornscrub forests that correlates well with the expansion of intensive agriculture and mining in Mexico's northeastern plains may in turn reduce groundwater recharge.

Deforestation modifies the components of the hydrological cycle and river discharge shows well its fingerprint. The annual deforestation rate of Mexico's northeastern ecosystems approximates 1.7% caused primarily by intensive agriculture and gas mining (Návar-Cháidez, 2008). The deforestation rate approximates 1.70% in the Pacific Ocean coastal Plains, in the RH 10 and 11, in agreement with land-use change studies conducted on tropical dry forests. Temperate forests distribute on the high mountain ranges and have a mean annual deforestation rate of 0.50% (Ramos-Juárez, 2005). In these ecosystems, deforestation practices include overgrazing, forest wildfires, pests and

diseases, illegal timber harvesting, unplanned construction of forest roads, among others. The livestock carrying capacity is sometimes between 2 to 5 times higher than the recommended one (Manzano & Návar, 2000; Manzano, Návar, Pando, & Martínez, 2000).

Deforestation practices may also further magnify anomalies of river flow regimes in the near future, since projections under conventional scenarios of the area, previously covered by Tamaulipan thornscrub up to 80 490 km² in the 1950's (Návar-Cháidez, 2008) would be reduced to 22 000 km² by the year 2020 and 4 974 km² by the year 2100. Temperate forests would be reduced 10% for the year 2020 and to 40% by the year 2100 of the total forest area measured for the year 2000. Deforestation practices are expected to further reduce base flow and increase direct and peak flows of most upland watersheds.

Climate change may also partially magnify river flow oscillations. However this control of river discharge variability cannot be properly quantified and we must rely on coarse projections. Mulholland *et al.* (1997) and IPCC (2014) using global circulation models predicted northeastern Mexico would potentially receive less rainfall (between -5 to -20%) and produce less river flow (between 5-25% less discharge) because of increasing global temperatures. Méndez-González, Návar-Cháidez and González-Ontiveros (2008) have noted statistical evidence that the number of rainy days and total annual rainfall are steadily declining in the last four decades in several climatic stations across northeastern of Mexico.

Currently, climate variability is the most prominent source of river flow anomalies since river flow parameters are well correlated with large scale climate events. Návar-Cháidez and Lizárraga-Mendiola (2013) associated large-scale climate events to discharge variables for a Mexico's northern forested watershed; e.g., the Southern Oscillation Index, SOI was negatively correlated, the PDO was positively correlated and the AMO was negatively correlated with river discharge.

Given this state of understanding, strengthening sustainable management practices of water resources should be addressed in parallel to tapping new sources of river flow in watersheds with high erratic river discharge, high population and industrial growth. Rivers, lakes and aquifers must supply all conventional water (public, household, agricultural, and industrial) and environmental (environmental flow for ecosystems). Because of the erratic frequency of climatic events such as hurricanes, cyclones, and tropical depressions, storage in constructed reservoirs must be increased to collect and store most river flow in times of high availability. In watersheds characterized by long term dry spells and important regional development rates, when storages are depleted, other sources of water supply such as the inter-basin transfer must be sustainably tapped. River flow and groundwater recharge must also be protected in receiving and donor watersheds (Postel, 2000; Schmandt *et al.*, 2000) and the environmental flow must be planned, conveyed and enforced in regulated rivers (Návar-Cháidez, 2014).

Productivity must also be doubled for every drop of water diverted from reservoirs, streams, and aquifers in order to meet conventional supplies as well as to conserve river flow for meeting environmental conservation (Postel, 2000). The current situation and likely future deem scenarios envisages the need for the implementation of the following sustainable practices to enhance sustainable management of water resources: (a) increasing storage by the construction of reservoirs, proper aquifer management, and other strategies such as the implementation of the environmental flow regime of regulated rivers, (b) reducing per capita water use, (c) increasing the efficiency of water use in the municipal, industrial, and the agricultural sector, (d) treating all raw sewages before they are discharged into streams and reservoirs with the objective to avoid the impairment of other sources of water supply and to be reused further below the watershed, (e) valuing correctly water resources, (f) among others.

Conclusions

River flow is in transition in several of Mexico's northern watersheds. Currently, base and direct flow account for approximately 50% each of the total daily river discharge. A little over 40% of each of five river flow parameters presents temporal tendencies with statistical significance for the period of 1940 to 1999. On the average 26% of each of the five parameters evaluated had a negative tendency stressing the river flow decline over time. Climate variability, river flow regulation, deforestation, land degradation, and potentially subtle climatic changes appear to explain the downward temporal monotonic tendencies. It is important to strengthen sustainable management practices of river flow, parallel to sustainable tapping new sources of river flow to meet conventional as well as environmental supplies in watersheds with high regional demographic and economic growth, with the objective of doubling productivity for each drop of water diverted from streams, lakes and aquifers.

References

- Cavazos, T., & Hastenrath, S. (1990). Convection and Rainfall over Mexico and their Modulation by the Southern Oscillation. *International Journal of Climatology*, 10, 377-386.
- Conagua (2005). *Estadísticas del agua en México*. México, DF: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua (2012). *Estadísticas del agua en México*. México, DF: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conapo (2000). *Estimaciones de la población en México*. México, DF: Consejo Nacional de Población.
- Comprehensive Assessment Secretariat (2006). *Insights from the Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. Stockholm: World Water Week.
- Comrie, A. C., & Glenn, E. C. (1998). Principal Components-Based Regionalization of Precipitation Regimes across the Southwest United State and Northern Mexico, with Application to Monsoon Precipitation Variability. *Climate Research*, 10, 201-215.
- IPCC (2014). *Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Summary for Policy Makers*. Cambridge, UK: Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.
- Manzano, M., & Návar, J. 2000. Desertification Processes Associated to Overgrazing Practices in Tamaulipan Thorn Scrub of Linares, N. L., Mexico. *Journal of Arid Environments*, 44, 1-17.
- Manzano, M., Návar, J., Pando, M., & Martínez, A. (2000). Overgrazing and Desertification in México: Highlights on the Northeastern Region. *Annals of Arid Zone*, 39, 285-304.
- Méndez-González, J., Návar-Cháidez, J. J., & González-Ontiveros, V. (2008). Análisis de tendencias de precipitación (1920-2004) en México. *Investigaciones Geográficas*, 65, 38-55.
- Mulholland, P. J., Best, G. R., Coutant, C. C., Hornberger, G. M, Meyer, J. L., Robinson P. J., Stemberg, J. R., Turner, R. E., Vera-Herrera, F., & Wetzel, R. G. (1997). Effects of Climate Change on Freshwater Ecosystems of United States and the Gulf of Mexico. *Hydrological Processes*, 11, 949-970.
- Návar, J. & Synnott, T. 2000a. Soil erosion and land use in Northeastern Mexico. *Terra* 18 (3): 247-253.
- Návar, J. and Synnott, T. 2000b. Soil infiltration and land use in Northeastern Mexico. *Terra* 18 (3). 255-262.
- Návar, J. (2008). Reconstrucción de las sequías en los últimos 10 mil años en el norte de México. *Agrofaz*, 8, 41- 53.
- Návar-Chaidez, J. J. (2008). Carbon Fluxes Resulting from Land Use Changes in the Tamaulipan Thorn Scrub of Northeastern Mexico. *Carbon Balance and Management*, doi: 10.1186/1750-0680-3:6: 1-11.
- Návar, J. (2013). Modeling the Water Balance Components for the Management of the Watershed 'La Rosilla', Durango, Mexico. *Agrofaz*, 13(1), 91-103.
- Návar-Chaidez, J. J. (2011). Water Scarcity and Land Degradation in the Rio San Juan Watershed of Northeastern Mexico. *Frontera Norte*, 23(46): 125-150.
- Návar-Cháidez, J. J., & Lizárraga-Mendiola, L. G. (2013). Hydro-Climatic Variability and Forest Fires in Mexico's Northern Temperate Forests. *Geofísica Internacional*, 52, 5-20.
- Pereyra, L. S., Oweis, T., & Zairi, A. (2002). Irrigation Management under Water Scarcity. *Agricultural and Water Management*, 57, 175-206.
- Postel, L. S. (2000). Entering an Era of Water Scarcity: The Challenges Ahead. *Ecological Applications*, 10(4): 941-948.
- Ramos-Juárez, S. (2005). *Cambios de uso del suelo en la cuenca del río San Pedro*. Tesis de Licenciatura. Durango, México: Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Juárez del Estado de Durango.
- Rutledge, A. T. (1998). *Computer Programs for Describing the Recession of Ground-Water Discharge and for Estimating Mean Ground-Water Recharge and Discharge from Streamflow Data-Update* (43 pp.). Washington, DC: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98-4148.
- Rzedowskii, J. (1980). *La vegetación de México*. México, DF: Editorial Limusa.
- Schmandt, J., Aguilar, I, Armstrong, N., Chapa, L. Contreras, S., Edwards, R., Hazelton, J., Mathis, M. Návar, J., Vogel,

- E., & Ward, G. (March 31, 2000). *Water and Sustainable Development. Executive Summary*. EPA Research Agreement R 824799-01-0.
- UNCED (1992). *United Nations Conference on Environment and Development. Agenda 21, Chapter 18, sections 8 and 9*. Rio de Janeiro: UNCED.
- Ward, G. (1998). *Water Supply in the US Side of the Lower Rio Bravo/Rio Grande Watershed. HARC-ITESM Joint Research Project on Water and Sustainable Development in the Binational Lower Rio Grande/Rio Bravo Basin*. Monterrey, Mexico: ITESM.

Dirección institucional de los autores

Dr. José Navar

Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria
Blvd. Emilio Portes Gil 1301 Pte.
87010 Ciudad Victoria, Tamaulipas, México
Teléfono: +52 (834) 1532 000, extensión 330
jnavar5978@gmail.com

Dra. Liliana Lizárraga-Mendiola

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Área Académica de Ingeniería
Mineral de la Reforma
Carr. Pachuca-Tulancingo km 4.5
Col. Carboneras, Mineral de la Reforma
42184, México
lililga.lm@gmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor

Validación de un modelo para estimar la extensión del bulbo de humedecimiento del suelo con riego por goteo

• Fidencio Cruz-Bautista* •
Universidad de Sonora, México

*Autor de correspondencia

• Alejandro Zermeño-González • Vicente Álvarez-Reyna • Pedro Cano-Ríos •
Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, México

• Miguel Rivera-González •
Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta,
Atmosfera, México

• Mario Siller-González •
Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional,
México

Abstract

Cruz-Bautista, F., Zermeño-González, A., Álvarez-Reyna, V., Cano-Ríos, P., Rivera-González, M., & Siller-González, M. (enero-febrero, 2016). Validación de un modelo para estimar la extensión del bulbo de humedecimiento del suelo con riego por goteo. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 45-55.

Se evaluó la capacidad de un modelo experimental para simular el avance del agua en el bulbo de humedecimiento. La finalidad fue verificar su confiabilidad para su uso en el diseño y operación de los sistemas de riego por goteo. Como referencia se emplearon los modelos de Schwartzman y Zur, Amin y Ekhmaj, Kandelous, Liaghat y Abbasi, y para la evaluación se realizaron mediciones de campo. La comparación estadística se hizo con los coeficientes de determinación (R^2) y la raíz del error cuadrático medio (RECM); donde R^2 indica la correlación que existe entre los resultados modelados y las mediciones realizadas en campo y RECM muestra la capacidad de los modelos para simular el avance del agua en el bulbo de humedecimiento. Estos estadísticos de comparación indicaron que el modelo experimental simula el avance lateral y vertical del agua en el bulbo de humedecimiento con una confiabilidad de 91 y 96%, con un error estándar de estimación de 2.7 y 3%. El R^2 y la RECM también mostraron que la mejor aproximación entre los datos modelados y los observados en campo respecto al avance del agua en el bulbo húmedo se obtuvo con el modelo experimental para un suelo franco arcilloso a descargas de emisor de 2 y 4 litros por hora.

Palabras clave: simulación, modelo matemático, volumen de suelo mojado, riego por goteo, patrón de humedecimiento.

Resumen

Cruz-Bautista, F., Zermeño-González, A., Álvarez-Reyna, V., Cano-Ríos, P., Rivera-González, M., & Siller-González, M. (January-February, 2016). Validation of a Model to Estimate the Wet Bulb Dimensions in Drip Irrigation. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(1), 45-55.

The ability of an experimental model to simulate the advance of water in the wet bulb was evaluated. The aim was to verify its reliability for use in the design and operations of drip irrigation systems. Models used as a reference included Schwartzman and Zur, Amin and Ekhmaj, Kandelous and Liaghat and Abbasi. Field measurements were taken for evaluation purposes. A statistical comparison was performed with coefficients of determination (R^2) and the root mean square error (RMSE). R^2 indicates the correlation between the modeled results and the field measurements, and the RMSE shows the capacity of the models to simulate the advance of water in the wet bulb. These statistical comparisons indicate that the experimental model simulates the lateral and vertical advance of water in the wet bulb with a reliability of 91 and 96%, with an estimated standard error of 2.7 and 3%, respectively. The R^2 and the RMSE also showed that the experimental model that used clay loam soil with emitter flows of 2 and 4 liters per hour resulted in the modeled data and the field observations having the most similar values in terms of the advance of the wet bulb.

Keywords: Simulation, mathematical model, wetted soil volume, drip irrigation, wetting-pattern.

Recibido: 18/07/2012
Aceptado: 11/09/2015

Introducción

El patrón de distribución del agua en el suelo es una característica que influye de manera significativa en el diseño y operación de los sistemas de riego localizado, pues su extensión, profundidad y diámetro deben coincidir con el sistema radicular de la planta y espaciamiento entre emisores y líneas regantes. La distribución del agua bajo el emisor se puede obtener por tres medios: a) medición directa del volumen de suelo mojado en campo; b) uso de sensores para medir los cambios del contenido de agua en el suelo, y c) uso de modelos para simular el movimiento del agua en el suelo (Gil-Marín, 2001; Arbat, Barragán, Puig, Poch, & Ramírez-de-Cartagena, 2003; Ainechee, Baroomand-Nasab, & Behzad, 2009). En este contexto se han hecho varios estudios para determinar el patrón de humedecimiento del agua en el suelo, a través del uso de modelos empíricos, analíticos y numéricos, derivados de observaciones experimentales y de la solución de la ecuación de Richards (Dasberg & Or, 1999; Cook, Fitch, Thorburn, Charlesworth, & Bristow, 2006; Kandelous & Simunek, 2010). No obstante que la mayoría de estos modelos incorporan variables como gasto del emisor, volumen de agua aplicada y propiedades hidráulicas del suelo para sus predicciones, muchos de ellos no están validados o probados en condiciones de campo (Kandelous & Simunek, 2010; Nafchi, Mosavi, & Parvanak, 2011); además que no existen modelos que consideren las propiedades físicas e hidráulicas diferenciadas para los distintos estratos del perfil del suelo. Asimismo, la mayoría de los modelos analíticos y numéricos no se presentan en forma directamente aplicable al diseño y manejo de sistemas de riego localizado, aparte de basarse en soluciones para las cuales existen fuertes restricciones (Ramírez-de-Cartagena & Sáinz-Sánchez, 1997). Por otro lado, los modelos empíricos se han desarrollado de forma típica a través de análisis de regresión de las observaciones o datos de campo (Ramírez-de-Cartagena & Sáinz-Sánchez, 1997; Kandelous & Simunek, 2010). En este sentido, Schwartzman

y Zur (1986) desarrollaron un modelo empírico derivado de observaciones experimentales y análisis dimensional para estimar el avance vertical y horizontal del frente de humedecimiento. Amin y Ekhmaj (2006) evaluaron el modelo de Schwartzman y Zur (1986) con datos experimentales e incluyeron el contenido de agua del suelo a saturación como un parámetro más de predicción. Posteriormente, Ainechee, Baroomand-Nasab y Behzad (2009), y Nafchi, Mosavi y Parvanak (2011) también analizaron este modelo en laboratorio con tres tipos de suelo y reportan que se alcanzan buenos ajustes entre los valores simulados y observados. Sin embargo, aún no se validan de manera plena estas ecuaciones en condiciones de campo y bajo diferentes características de suelo. Por lo anterior, el objetivo en este trabajo fue evaluar la capacidad de un modelo experimental propuesto para simular el avance del agua en el bulbo de humedecimiento. Para ello se realizó la comparación cuantitativa entre las mediciones realizadas en campo y los resultados obtenidos con el modelo experimental, y los modelos de Schwartzman y Zur (1986), Amin y Ekhmaj (2006), y Kandelous, Liaghat y Abbasi (2008), con la finalidad de verificar la confiabilidad del modelo para su uso en el diseño y operación de los sistemas de riego por goteo.

Materiales y métodos

Modelos de comparación

Modelo experimental

Se derivaron las ecuaciones (1) y (2) que relacionan las variables explicativas respecto al avance del agua en los bulbos de humedecimiento. La relación no lineal obtenida entre estas variables se expresa como:

$$r = 0.14 V^{0.353} K_s^{-0.110} \theta_v^{-0.387} \quad (1)$$

$$Z = 7.906 V^{0.458} Q^{-0.152} \theta_v^{0.386} \theta_r^{0.349} L_i^{-0.421} \quad (2)$$

donde r = avance lateral (m); Z = avance vertical (m); Q = gasto del emisor ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); V = volumen

de agua aplicada (m^3); K_s = conductividad hidráulica saturada ($m\ s^{-1}$); θ_v = contenido de humedad inicial del suelo ($m^3\ m^{-3}$); θ_r = contenido de humedad residual del suelo ($m^3\ m^{-3}$); L_i = contenido de limo (%).

Estas ecuaciones están fundamentadas en un estudio de patrones de distribución del agua en el bulbo de humedecimiento de tres texturas de suelo, en una selección de variables con el método Stepwise y en las aproximaciones introducidas por Schwartzman y Zur (1986), y Amin y Ekhmaj (2006).

El estudio del patrón de distribución del agua en el bulbo de humedecimiento se realizó en tres texturas de suelo: franco limoso, franco arcilloso y franco arenoso, que se localizan en la región lagunera de Coahuila, México.

Se llevaron a cabo tres pruebas de humedecimiento en cada textura y se evaluó el patrón de humedecimiento de los bulbos que se forman bajo los emisores. Las pruebas consistieron en la aplicación de volúmenes diferenciados de agua en el suelo con un equipo de riego por goteo superficial. La primera prueba se hizo con emisores de caudal nominal de 2 litros por hora (lph), con un tiempo de riego de 0.5, 1.0, 1.5, 2.25, 3.0, 4.0, 5.0, 6.5 y 8.0 horas. Las otras dos pruebas se efectuaron bajo el mismo procedimiento, usando emisores de caudal nominal de 4 y 8 lph.

Las variables de las ecuaciones (1) y (2) son significativas para un total de nueve variables que se consideraron a ser explicativas para el avance lateral y vertical (r y Z) del agua en los bulbos. Estas variables presentaron un coeficiente de correlación de 0.90 para (r) y de 0.94 para (Z).

Modelo de Schwartzman y Zur (1986)

Schwartzman y Zur (1986) desarrollaron un modelo empírico derivado de observaciones experimentales y análisis dimensional para estimar el patrón de humedecimiento del suelo a partir de un emisor superficial. Asumieron que la geometría de zona humedecida, la anchura y profundidad al final del riego dependen del tipo

de suelo, representado por la conductividad hidráulica a saturación, descarga del emisor y volumen total de agua aplicada. El modelo fue desarrollado con resultados obtenidos en un suelo limoso y un franco arenoso, con conductividad hidráulica saturada de 2.49×10^{-6} y $2.49 \times 10^{-5}\ m\ s^{-1}$, y con descargas de emisor de 4.3 y 20 lph. El modelo simplificado de Schwartzman y Zur (1986) para determinar la geometría del volumen mojado del suelo es:

$$w = 1.82(V)^{0.22} \left(\frac{K_s}{Q} \right)^{-0.17} \quad (3)$$

$$z = 2.54(V)^{0.63} \left(\frac{K_s}{Q} \right)^{0.45} \quad (4)$$

donde w y z son las dimensiones horizontal y vertical del bulbo de humedecimiento en el perfil del suelo (m); V , el volumen total de agua aplicada (m^3); K_s , la conductividad hidráulica a saturación ($m\ s^{-1}$), y Q es el gasto de descarga del emisor ($m^3\ s^{-1}$).

Modelo de Amin y Ekhmaj (2006)

Amin y Ekhmaj (2006) desarrollaron las ecuaciones (5) y (6) para estimar el avance horizontal y vertical del frente de humedecimiento en el suelo a través de un análisis de regresión no lineal. Los datos experimentales provienen de cuatro tipos de suelo donde se aplicó agua con emisores superficiales con gastos de descarga de 2 a 8 lph:

$$R = 0.2476 \Delta\theta^{-0.562} V^{0.268} Q^{-0.0028} K_s^{-0.034} \quad (5)$$

$$Z = 2.0336 \Delta\theta^{-0.383} V^{0.365} Q^{-0.101} K_s^{0.195} \quad (6)$$

donde R y Z son las dimensiones horizontal y vertical del patrón de humedecimiento (m); $\Delta\theta$, el contenido volumétrico promedio de agua detrás del frente de humedecimiento ($\Delta\theta = \theta_s/2$, donde θ_s es el contenido de humedad a satu-

ración); V , el volumen total de agua aplicada (m^3); Q , el gasto de descarga del emisor ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), y K_s es la conductividad hidráulica saturada del suelo (m s^{-1}).

Modelo de Kandelous Liaghat y Abbasi (2008)

Mediante el método de análisis dimensional, Kandelous, Liaghat y Abbasi (2008) desarrollaron las ecuaciones (7) y (8) para estimar los avances horizontal y vertical del frente de humedecimiento en el suelo con un emisor subsuperficial. Estas ecuaciones se derivaron de datos experimentales obtenidos en un suelo arcilloso, con riego por goteo subsuperficial, con una descarga del emisor de 1 lph:

$$w = 4.244(V)^{0.526} \left(\frac{K_s}{Qz} \right)^{0.026} \quad (7)$$

$$Z = 0.66(V)^{0.333} \left(\frac{K_s}{Qz} \right)^{-0.167} \quad (8)$$

donde w y Z son las dimensiones horizontales y verticales del patrón de humedecimiento (m); V , el volumen de agua aplicado que se infiltra en el suelo (m^3); K_s , la conductividad hidráulica saturada (m s^{-1}); Q , el gasto descarga del emisor ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), y z es la profundidad de instalación del emisor (m).

Análisis estadístico

Se evaluaron las capacidades predictivas del modelo experimental y los modelos de Schwartzman y Zur (1986), Amin y Ekhmaj (2006), Kandelous, Liaghat y Abbasi (2008) con respecto a las mediciones realizadas en campo. Se establecieron los coeficientes de determinación (R^2) y la raíz del error cuadrático medio (RECM) para cada modelo acorde con la metodología reportada por Siyal y Skaggs (2009), Nafchi et al., (2011) y Kandelous, Simunek, Van Genuchten y Malek (2011), donde:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (9)$$

$$\text{RECM} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n}} \quad (10)$$

donde P_i son datos simulados; O_i datos observados en campo; \bar{O} , la media de los datos observados, y n es el número de datos.

Pruebas de campo

Parámetros físicos e hidráulicos del suelo

Con el método del hidrómetro de Bouyoucos se determinó la proporción de arena, limo y arcilla de los tres tipos de suelos donde se realizaron las pruebas de humedecimiento de los bulbos y la clasificación textural se hizo con el triángulo de texturas. También se determinó el contenido de humedad de los suelos con el método gravimétrico antes de cada prueba a las profundidades, señaladas en el cuadro 1. Además se determinó la conductividad hidráulica saturada de los suelos *in situ* con el permeámetro de Guelph, usando cargas de 5 y 10 cm de acuerdo con el procedimiento descrito por Reynolds y Elrick (1985), y Reynolds et al. (2002). De manera paralela se modelaron los parámetros de la curva de retención de agua y conductividad hidráulica saturada de las tres texturas de suelo con el programa *Rosetta*, versión: 1.2 (Schaap, Leij, & Van Genuchten, 2001). Este programa usa las relaciones constitutivas de Van Genuchten (1980) y Mualem (1976) en sus estimaciones (Skaggs, Trout, Simunek, & Shouse, 2004; Kandelous & Simunek, 2010) (cuadro 2).

Patrón de humedecimiento en el bulbo

Se llevaron a cabo tres pruebas de humedecimiento en cada textura de suelo para obtener el patrón de humedecimiento de los bulbos

Cuadro 1. Propiedades físicas e hidráulicas de los suelos donde se realizaron las pruebas de campo del patrón de humedecimiento de los bulbos.

Textura	Profundidad	Arcilla	Limo	Arena	Densidad aparente	Humedad inicial	Conductividad hidráulica saturada
	(cm)	(%)	(%)	(%)	(g cm ⁻³)	(cm ³ cm ⁻³)	(cm h ⁻¹)
Franco limoso	0-20	28	46	26	1.146	0.098	2.050
	20-40	24	54	22	1.154	0.105	
	40-60	30	52	18	1.241	0.127	
Franco arcilloso	0-20	26	22	52	1.139	0.066	3.283
	20-40	36	32	32	1.113	0.075	
	40-60	44	30	26	1.362	0.103	
Franco arenoso	0-20	11	12	77	1.468	0.030	2.803
	20-40	11	9	80	1.538	0.048	
	40-60	8	8	84	1.526	0.063	

Cuadro 2. Parámetros hidráulicos de los suelos donde se realizaron las pruebas de patrón de humedecimiento obtenidos con el programa *Rosetta* versión 1.2 (Schaap et al., 2001).

Clase textural	Profundidad (cm)	θ_r (cm ³ cm ⁻³)	θ_s (cm ³ cm ⁻³)	K_s cm h ⁻¹	α cm ⁻¹	n	L
Franco limoso	0-20	0.071	0.495	1.928	0.013	1.351	-0.357
	20-40	0.062	0.480	2.210	0.009	1.413	0.207
	40-60	0.075	0.482	1.173	0.008	1.384	-0.046
Franco arcilloso	0-20	0.071	0.507	3.944	0.034	1.294	-1.611
	20-40	0.087	0.531	2.183	0.022	1.271	-1.472
	40-60	0.081	0.483	0.434	0.014	1.227	-1.439
Franco arenoso	0-20	0.041	0.401	5.152	0.050	1.416	-1.337
	20-40	0.043	0.386	4.797	0.051	1.435	-1.359
	40-60	0.037	0.386	7.336	0.056	1.499	-1.212

θ_r y θ_s representan el contenido de agua a saturación y residual; k_s la conductividad hidráulica saturada; α , la relación inversa de la entrada de aire en el suelo; n , la medida de la distribución del tamaño de poros del suelo, y L es la conectividad entre los poros. Estos son los parámetros que influyen en la función de retención de agua.

que se forman bajo los emisores. Las pruebas consistieron en la aplicación de volúmenes diferenciados de agua en el suelo con un equipo de riego por goteo superficial. El equipo de riego se construyó con un contenedor para agua, cabezal de riego y línea regante. La primera prueba se hizo con emisores de caudal nominal de 2 litros por hora (lph), con tiempo de aplicación del riego de 0.5, 1.0, 1.5, 2.25, 3.0, 4.0, 5.0, 6.5 y 8.0

horas. Las otras dos pruebas se realizaron bajo el mismo procedimiento, usando emisores de caudal nominal de 4 y 8 lph.

El patrón de humedecimiento, avance lateral y vertical del agua en el suelo se obtuvo por medición directa del frente de humedecimiento inmediatamente después de que finalizó el riego de acuerdo con el siguiente procedimiento:

- Finalizado el riego a los tiempos de aplicación antes señalado, se midió el área humedecida de suelo bajo cada emisor.
- Se excavó $\frac{1}{4}$ de círculo del área de suelo humedecido hasta encontrar el frente de humedecimiento y se trazó una cuadrícula en las coordenadas (x, z) y (y, z) centrada en el punto fuente del emisor (figura 1).
- Finalizado el trazo, se midió la longitud del frente de humedecimiento en las direcciones horizontal y vertical.

Resultados

Los cuadros (3) y (4) muestran los coeficientes de determinación (R^2), la raíz del error cuadrático medio (RECM) y el error estándar de estimación de la capacidad predictiva de los modelos en relación con las mediciones hechas en campo para el avance del agua en los bulbos de humedecimiento. La figura 2 muestra la longitud de avance del agua en los bulbos con

los datos modelados y las mediciones en campo con respecto al volumen de agua aplicada ($m^3 h^{-1}$) en cada textura de suelo.

Discusión

Los coeficientes de determinación (R^2) y la raíz del error cuadrático medio (RECM) muestran que el modelo experimental propuesto simula el avance lateral y vertical del agua en el bulbo de humedecimiento con una confiabilidad de 91 y 96%, con un error estándar de estimación de 2.7 y 3%. Es decir, que existe un margen de error del orden de 3 y 4 cm entre los datos modelados y las mediciones en campo para las tres texturas de suelo (cuadros 3 y 4). De acuerdo con estos índices, el modelo experimental genera las mejores predicciones para el avance del agua tanto lateral como vertical en un suelo franco arcilloso a descargas de emisor de 2 y 4 lph (cuadro 3). Y cuando se usa una descarga de emisor de 8 plh se observa que la mejor predicción se obtiene

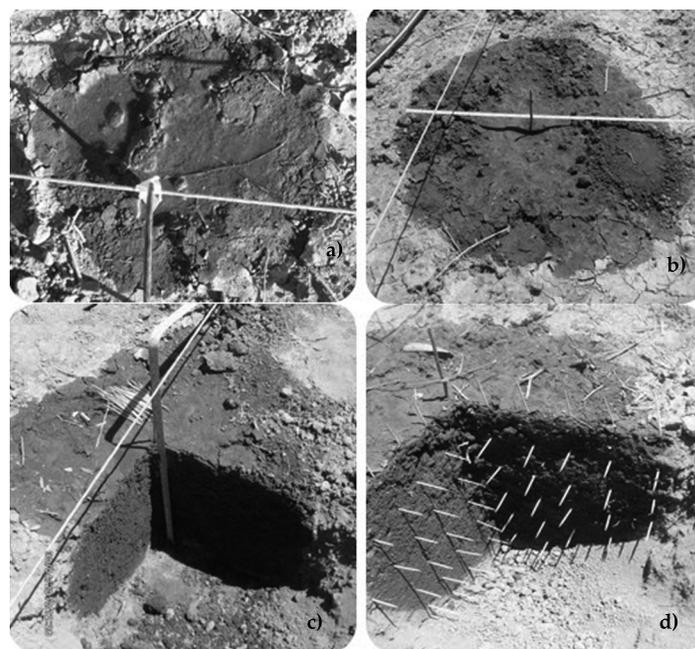


Figura 1. Forma y extensión del bulbo de humedecimiento del suelo bajo un emisor: a) aplicación de agua por el emisor; b) superficie de suelo humedecido; c) perfil del suelo humedecido; d) extensión de suelo humedecido (cuadrícula en x, y, z , con separación de 5 cm) centrado en el punto fuente.

Cuadro 3. Coeficientes de determinación en relación con la longitud de avance del agua en el bulbo de humedecimiento en función de la descarga del emisor y textura del suelo.

Descarga emisor (lph)	Suelo	Modelo	Índices			
			R ²		RECM (m)	
			Av. lateral	Av. vertical	Av. lateral	Av. vertical
2	Franco limoso	Modelo experimental	0.87	0.93	0.022	0.024
		Schwartzman & Zur (1986)	0.87	0.94	0.025	0.118
		Amin & Ekhmaj (2006)	0.87	0.97	0.022	0.016
		Kandelous <i>et al.</i> (2008)	0.85	0.96	0.055	0.150
	Franco arcilloso	Modelo experimental	0.93	0.95	0.020	0.020
		Schwartzman & Zur (1986)	0.93	0.93	0.053	0.093
		Amin & Ekhmaj (2006)	0.94	0.94	0.039	0.045
		Kandelous <i>et al.</i> (2008)	0.94	0.94	0.075	0.182
	Franco arenoso	Modelo experimental	0.90	0.91	0.039	0.041
		Schwartzman & Zur (1986)	0.89	0.80	0.112	0.258
		Amin & Ekhmaj (2006)	0.82	0.87	0.044	0.046
		Kandelous <i>et al.</i> (2008)	0.72	0.94	0.118	0.233
4	Franco limoso	Modelo experimental	0.88	0.95	0.024	0.026
		Schwartzman & Zur (1986)	0.84	0.72	0.043	0.064
		Amin & Ekhmaj (2006)	0.86	0.78	0.025	0.040
		Kandelous <i>et al.</i> (2008)	0.88	0.95	0.049	0.149
	Franco arcilloso	Modelo experimental	0.98	0.93	0.024	0.033
		Schwartzman & Zur (1986)	0.90	0.30	0.074	0.187
		Amin & Ekhmaj (2006)	0.97	0.75	0.052	0.122
		Kandelous <i>et al.</i> (2008)	0.98	0.85	0.098	0.207
	Franco arenoso	Modelo experimental	0.79	0.99	0.031	0.039
		Schwartzman & Zur (1986)	0.92	0.97	0.125	0.055
		Amin & Ekhmaj (2006)	0.94	0.99	0.032	0.056
		Kandelous <i>et al.</i> (2008)	0.92	0.93	0.098	0.221
8	Franco limoso	Modelo experimental	0.93	0.98	0.041	0.041
		Schwartzman & Zur (1986)	0.94	0.80	0.044	0.079
		Amin & Ekhmaj (2006)	0.94	0.83	0.053	0.112
		Kandelous <i>et al.</i> (2008)	0.93	0.97	0.046	0.210
	Franco arenoso	Modelo experimental	0.93	0.99	0.029	0.059
		Schwartzman & Zur (1986)	0.90	0.98	0.078	0.178
		Amin & Ekhmaj (2006)	0.92	0.99	0.027	0.085
		Kandelous <i>et al.</i> (2008)	0.96	0.98	0.049	0.380

Cuadro 4. Coeficiente de determinación y error de estimación de los modelos para el avance del agua en el bulbo de humedecimiento.

Modelo	Coeficiente múltiple de determinación (R ²)		Error estándar de estimación (%)	
	Av. lateral	Av. vertical	Av. lateral	Av. vertical
Modelo experimental	0.91	0.96	2.7	3.0
Amin & Ekhmaj (2006)	0.86	0.82	2.9	4.6
Kandelous <i>et al.</i> (2008)	0.85	0.66	2.8	4.3
Schwartzman & Zur (1986)	0.70	0.66	4.4	13.9

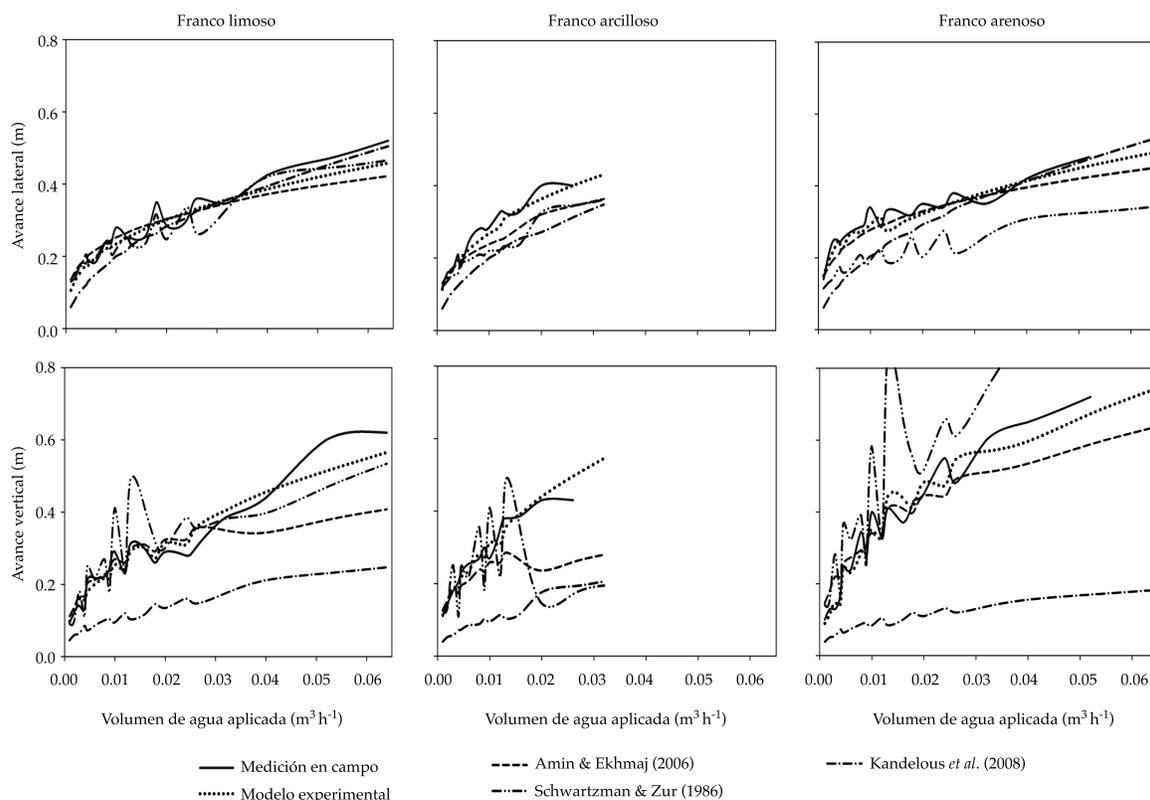


Figura 2. Simulación del avance del agua en el bulbo de humedecimiento en función del volumen aplicado.

en un suelo franco arenoso, seguido de un suelo franco arcilloso.

La bondad del modelo experimental para hacer mejores predicciones en el avance del agua en el bulbo de humedecimiento se debe a que incluye el contenido de humedad inicial y residual del suelo (θ_v y θ_r), como lo proponen Kandelous y Simunek (2010), y Nafchi *et al.* (2011). También incorpora el contenido de limo (L_s) como otra de las variables que influyen en el avance del agua en el bulbo húmedo, además de las propuestas en los modelos de Schwartzman y Zur (1986), Amin y Ekhmaj (2006) y Kandelous *et al.* (2008). Estas propiedades físicas e hidráulicas del perfil de los suelos se consideraron de manera diferenciada en la simulación, en concordancia con lo que sugieren Ramírez-de-Cartagena y Sáinz-Sánchez (1997).

El R^2 y la RECM también muestran que la mejor aproximación entre los datos modelados y observados en campo respecto al avance del agua en el bulbo húmedo se obtiene en un suelo franco arcilloso a descargas de emisor de 2 lph para los cuatro modelos en el orden que se observa en el cuadro 4. No obstante que los modelos de Amin y Ekhmaj (2006), Kandelous *et al.*, (2008) y Schwartzman y Zur (1986) fueron desarrollados en suelo limoso, arcilloso y franco arenoso, con descargas de emisor de 1, 2, 4.3, 8 y 20 lph, presentan buena aproximación para esta textura de suelo y la descarga de emisor señalado.

Se observa que los modelos generan la mejor aproximación para el avance lateral o radial del agua en el bulbo de humedecimiento en un suelo franco arcilloso con descargas de emisor

de 2 y 4 lph. En el caso del avance vertical, la mejor aproximación se obtiene en suelos franco arenoso, con descarga de emisor de 8 lph. Pero es necesario considerar de manera diferenciada las propiedades físicas e hidráulicas del perfil de los suelos, como lo señalan Ramírez-de-Cartagena y Sáinz, (1997), teniendo en cuenta el volumen de agua aplicada, es decir, el tiempo de riego, caudal del emisor, conductividad hidráulica saturada, contenido de humedad inicial y residual, y contenido de limo del suelo, como lo sugieren Amin y Ekhmaj, (2006), Kandelous y Simunek (2010), y Nafchi et al. (2011).

Una de las variables que más contribuye al movimiento del agua en los bulbos húmedos es el volumen de agua aplicada (V), como se observa en la figura 2. En este sentido, el modelo experimental simula la extensión de avance del agua con un alto grado de aproximación. En cambio, los modelos de Amin y Ekhmaj (2006), Kandelous et al. (2008), y Schwartzman y Zur (1986) tienden a subestimar o sobrestimar los avances con respecto a las mediciones realizadas en campo, particularmente en el sentido vertical. La capacidad del modelo experimental para hacer una mejor aproximación del avance del agua en el bulbo de humedecimiento para cualquier volumen de agua aplicada respecto a los otros modelos se debe a que considera el contenido de humedad inicial y residual del suelo a estratos diferenciados, como se ha señalado.

En términos generales, se observa que el avance lateral o radial del agua en el bulbo de humedecimiento tiene una mejor aproximación con los cuatro modelos, en el orden que se observa en el cuadro 4. Debido a que las propiedades físicas e hidráulicas de los suelos presentan cierta homogeneidad por horizontes, en sentido vertical estas características varían con la profundidad, además de que la filtración es en sentido vertical. Por eso cuando el emisor aplica el agua en el suelo, los bulbos aumentan su extensión hasta que su capacidad de absorber agua se iguala con la velocidad de aporte. Al inicio, la velocidad de avance en sentido vertical es más rápido, porque el suelo está seco. Pero si se sigue aportando agua y a medida que los espacios porosos se llenan y las arcillas se

expanden, llega un momento en que esta velocidad de penetración se estabiliza. Entonces el avance lateral o radial del agua en el bulbo aumenta. Sin embargo, si se sigue incrementando el tiempo de aplicación del agua, es decir el volumen de agua aplicada, el avance vertical se incrementa de nuevo.

Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo el modelo experimental propuesto es una opción viable para su uso en la modelación del avance del agua en el bulbo de humedecimiento en los sistemas de riego por goteo; en particular en el diseño y toma de decisiones de la separación entre los emisores y las líneas regantes, pues los coeficientes de determinación (R^2) y la raíz del error cuadrático medio (RECM) muestran que el modelo simula el avance lateral y vertical del agua en el bulbo de humedecimiento, con una confiabilidad de 91 y 96%, con un error estándar de estimación de 2.7 y 3%.

El modelo se podrá utilizar también para determinar el volumen de agua a aplicar, es decir el tiempo de riego para las diferentes texturas de suelo en donde se emplean los sistemas de riego localizado en función de los gastos de descarga de los emisores.

No obstante que el modelo presenta buena aproximación en la modelación del avance del agua en el bulbo de humedecimiento para los suelos estudiados, en particular para un suelo franco arcilloso a descargas de emisor de 2 y 4 lph, sería pertinente realizar su plena validación en otras texturas de suelo, con descargas de emisor diferentes a los usados en este estudio.

Referencias

- Ainechee, G., Baroomand-Nasab, S., & Behzad, M. (2009). Simulation of Soil Wetting Pattern under Point Source Trickle Irrigation. *Journal of Applied Sciences*, 9(6), 1170-1174.
- Amin, M. S. M., & Ekhmaj, A. I. M. (2006). *DIPAC-Drip Irrigation Water Distribution Pattern Calculator*. 7th International Micro Irrigation Congress, 10-16 Sept., Pwrc, Kuala Lumpur, Malaysia.

- Arbat, G., Barragán, J., Puig, J., Poch, R., & Ramírez-de-Cartagena, B. F. (2003). Evaluación de los modelos numéricos de flujo de agua en el suelo Hydrus-2D y SIMDAS en riego localizado. En J. Álvarez-Benedí / P. Marinero. Estudios de la zona no saturada del suelo. *Actas de las VI Jornadas sobre Investigación de la Zona no Saturada de Suelo*, 6, 279-288.
- Cook, F. J., Fitch, P., Thorburn, P., Charlesworth, P. B., & Bristow, K. L. (2006). Modelling Trickle Irrigation: Comparison of Analytical and Numerical Models for Estimation of Wetting Front Position with Time. *Environmental Modelling & Software*, 21(9), 1353-1359.
- Dasberg, S., & Or, D. (1999). *Drip irrigation* (162 pp). New York: Springer-Verlag.
- Gil-Marín, J. A. (2001). Forma y dimensiones del bulbo húmedo con fines de diseño de riego por goteo en dos suelos típicos de sabana. *Revista UDO Agrícola*, 1(1), 42-47.
- Kandelous, M. M. K., & Simunek, J. (2010). Comparison of Numerical, Analytical, and Empirical Models to Estimate Wetting Patterns for Surface and Subsurface Drip Irrigation. *Irrig. Sci.*, 28, 435-444.
- Kandelous, M. M., Liaghat, A., & Abbasi, F. (2008). Estimation of Soil Moisture Pattern in Subsurface Drip Irrigation Using Dimensional Analysis Method. *J. Agri Sci.*, 39(2), 371-378.
- Kandelous, M. M., Simunek, J., Van Genuchten, M. Th., & Malek, K. (2011). Soil Water Content Distributions between Two Emitters of a Subsurface Drip Irrigation System. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 75(2), 488-497.
- Mualem, Y. (1976). A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. *Water Resour. Res.*, 12, 513-522.
- Nafchi, R. F., Mosavi, F., & Parvanak, K. (2011). Experimental Study of Shape and Volume of Wetted Soil in Trickle Irrigation Method. *African Journal of Agricultural Research*, 6(2), 458-466.
- Ramírez-de-Cartagena, B. F., & Sáinz-Sánchez, M. A. (1997). Modelo de distribución de agua en suelo regado por goteo. *Ingeniería del Agua*, 4(1), 57-70.
- Reynolds, W. D., & Elrick, D. E. (1985). Measurement of field-saturated hydraulic conductivity, sorptivity and the conductivity-pressure head relationship using the "Guelph Permeameter". *Proc. National Water Well Association Conference on Characterization and Monitoring of the Vadose (Unsaturated) Zone*, Denver, Co., USA.
- Reynolds, W. D., Elrick, D. E., Youngs, E. G., Amoozegar, A., Booltink, H. W. G., & Bouma, J. (2002). Saturated and Field-Saturated Water Flow Parameters (pp. 797-878). In *Methods of Soil Analysis, Part 4-Physical Methods*. Madison, USA: Soil Science Society of America.
- Schaap, M. G., Leij, F. J., & Van Genuchten, M. Th. (2001). Rosetta: A Computer Program for Estimating Soil Hydraulic Parameters with Hierarchical Pedotransfer Functions. *Journal of Hydrology*, 251, 163-176.
- Schwartzman, M., & Zur, B. (1986). Emitter Spacing and Geometry of Wetted Soil Volume. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 112(3), 242-253.
- Siyal, A. A., & Skaggs, T. H. (2009). Measured and Simulated Soil Wetting Patterns under Porous Clay Pipe Sub-Surface Irrigation. *Agricultural Water Management*, 96, 893-904.
- Skaggs, T. H., Trout, T. J., Simunek, J., & Shouse, P. J. (2004). Comparison of HYDRUS-2D Simulations of Drip Irrigation with Experimental Observations. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 130(4), 304-310.
- Van Genuchten, M.Th. (1980). A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Sci. Am. J.*, 44, 892-898.

Dirección institucional de los autores

Dr. Fidencio Cruz-Bautista

Universidad de Sonora
Departamento de Agricultura y Ganadería
Blvd. Luis Encinas y Rosales S/N.
Col. Centro, 83000, Hermosillo, Sonora, MÉXICO
Teléfonos: +52 (662) 259 2100 y 259 2200
fidencio.cruz@guayacan.uson.mx

Dr. Alejandro Zermeño-González

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro
Calz. Antonio Narro 1923
Buenavista, 25084, Saltillo, Coahuila, MÉXICO
Teléfonos: +52 (844) 417 2474 y 411 0200
azermeno@uaaan.mx

Dr. Vicente Álvarez-Reyna

Dr. Pedro Cano-Ríos

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna
Periférico Raúl López Sánchez s/n
Col. Valle Verde
27059 Torreón, Coahuila, MÉXICO
Teléfonos: +52 (871) 729 7613, 729 7614 y 729 7610
Fax: +52 (871) 733 3490
vicpaal@hotmail.com
canorp49@hotmail.com

M.C. Miguel Rivera-González

Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmosfera (CENID RASPA-INIFAP)
Km. 6.5 margen derecha canal Sacramento
35140 Gómez Palacio, Durango, MÉXICO
Teléfonos: +52 (871) 159 0104, 05 0 07
rivera.miguel@inifap.gob.mx

Dr. Mario Ángel Siller González Pico

Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del
Instituto Politécnico Nacional (Cinvestav-IPN)
Unidad Guadalajara
Av. Científica 1145, Col. El Bajío
45019 Zapopan, Jalisco, México
Teléfono: +52 (33) 3777 3600
mario_siller@gdl.cinvestav.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Ensayo de una válvula de admisión y expulsión de aire.

Foto: Pedro L. Iglesias.

Caracterización de válvulas de admisión y expulsión de aire comerciales

• Pedro L. Iglesias-Rey* • Vicente S. Fuertes-Miquel
• Francisco J. García-Mares • F. Javier Martínez-Solano •
Universitat Politècnica de València, España

*Autor de correspondencia

Resumen

Iglesias-Rey, P. L., Fuertes-Miquel, V. S., García-Mares, F. J., & Martínez-Solano, F. J. (enero-febrero, 2016). Caracterización de válvulas de admisión y expulsión de aire comerciales. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 57-69.

El objetivo del trabajo es estudiar en detalle el comportamiento real de diferentes ventosas (válvulas de admisión y expulsión de aire). La primera parte del trabajo describe las diferentes técnicas experimentales de caracterización de ventosas. En la segunda parte se utiliza el banco de pruebas de válvulas de aire construido por Bermad CS en su fábrica de Evron, Israel, para realizar los ensayos de caracterización estática a diferentes ventosas comerciales. Finalmente se realiza un estudio comparativo del comportamiento de los diferentes modelos analizados, analizando los coeficientes más adecuados para la caracterización matemática de estos elementos.

Palabras clave: válvulas de aire, bancos de prueba, aire atrapado, curvas de flujo de aire, laboratorio.

Abstract

Iglesias-Rey, P. L., Fuertes-Miquel, V. S., García-Mares, F. J., & Martínez-Solano, F. J. (January-February, 2016). Characterization of Commercial Air Intake and Exhaust Valves. *Water Technology and Sciences (In Spanish)*, 7(1), 57-69.

The objective of this work was to performed a detailed study of the actual behavior of different valves (air intake and exhaust). The first part of the work describes the different experimental techniques used to characterize the valves. The second part uses an air valve bench test developed by Bermad CS at its Evron factory, Israel, to perform statistical studies with different commercial valves. Lastly, a comparative analysis is described of the behavior of the different models analyzed, including an analysis of the best coefficients for the mathematical characterization of these devices.

Keywords: Air valves, test bench entrapped air, air flow curves, laboratory.

Recibido: 14/01/2015

Aceptado: 29/07/2015

Introducción

El aire atrapado es uno de los principales problemas de la gestión técnica de las redes de distribución de agua. Las bolsas de aire atrapadas en el interior de las conducciones pueden causar numerosos problemas durante el funcionamiento normal de la red (Fuertes, 2001): reducción de la sección transversal de la tubería, pérdidas de carga adicionales, disminución del rendimiento en las bombas, problemas de ruido y vibraciones, corrosión interna de las tuberías debido a la presencia de oxígeno en el aire, pérdida de eficiencia en ciertos tipos de filtros y errores importantes en medidores no diseñados, específicamente, para llevar a un flujo bifásico.

El aire en el interior de las conducciones tiene tres orígenes claramente diferenciados. El primero de ellos está en la cantidad de aire que se encuentra disuelto en el agua. Estas pequeñas cantidades de aire son liberadas a lo largo de la conducción y tienden a concentrarse en los puntos altos de la instalación. Se trata de un proceso que puede ser fácilmente controlado mediante el uso de sistemas de purga, bien sean manuales o automáticos. No obstante, el problema principal del aire en las conducciones aparece cuando las cantidades de aire son importantes. Estos grandes volúmenes de aire tiene dos orígenes claramente diferenciados: la introducción de aire en las conducciones para controlar las depresiones que acontecen durante

los fenómenos transitorios de los sistemas de distribución de agua, y los procesos de llenado y vaciado de las conducciones (Cabrera-Béjar & Tzatchkov, 2012).

Durante los procesos transitorios relacionados con el arranque y la parada de un grupo de bombeo pueden generarse importantes depresiones (Carmona & Aguilar, 1987; Carmona, 1987; Vázquez & Aguirre, 1986). En las circunstancias en las que estas depresiones alcancen el valor de la presión de vapor (Cervantes-Osornio, Arteaga-Ramírez, Vázquez-Peña, Ojeda-Bustamante, & Quevedo-Nolasco, 2013) se originan fenómenos de cavitación en el interior de las conducciones. Una de las estrategias empleadas de forma frecuente para controlar estas depresiones durante los fenómenos transitorios es introducir aire en las mismas (Boulos, Karney, Wood, & Lingireddy, 2005).

Por otro lado, el estudio del problema del llenado de las conducciones no es nuevo. Autores como Zhou, Hicks y Steffler (2002), o Fuertes (2001), proponen modelos matemáticos para estudio del comportamiento del aire durante tales procesos. En todos ellos, uno de los aspectos fundamentales es la representación matemática del comportamiento de las ventosas durante el proceso. En definitiva, la presencia del aire en el interior de las conducciones de agua genera dificultades significativas tanto en los procesos de arranque y parada del sistema como en los fenómenos transitorios (Lingireddy, Wood, & Zloczower, 2004). El aire atrapado en las tuberías tiene una alta capacidad de compresión. Por lo tanto, la aceleración o desaceleración del flujo genera transitorios que pueden dar lugar a la aparición de altas sobrepresiones. Tales presiones pueden ser, en ocasiones, muy superiores a las generadas por fenómenos transitorios sin la presencia de aire, como el fallo del suministro eléctrico de alimentación de las bombas o las maniobras rápidas de cierre de las válvulas.

Para evitar los problemas causados por la entrada y salida de aire, se instalan en las redes de distribución de agua las denominadas ventosas o válvulas de aire. Una vez instaladas, las

ventosas se convierten en una parte del sistema, interaccionando con otros componentes del mismo, como las conducciones, las válvulas o las bombas. Esta interacción conjunta hace que no pueda analizarse su comportamiento sin tener en cuenta el sistema en el que se encuentran instaladas.

El diseño y la selección de las ventosas requieren conocer su comportamiento, que se caracteriza por la capacidad de admisión y expulsión de aire en función de la presión diferencial existente. Pero la caracterización de una ventosa no termina con su capacidad de ventilación, sino que es necesario también saber sus límites de funcionamiento.

Sin duda, uno de los principales problemas relacionados con el funcionamiento de estos dispositivos es el denominado "cierre cinético". Dicho cierre se origina cuando el flotador es arrastrado por la corriente de aire en lugar de por el efecto de flotación del mismo sobre el agua. Este cierre tiene su origen en una presión diferencial excesiva en la ventosa, que origina una velocidad suficientemente alta como para generar que el arrastre sobre el flotador supere el peso del mismo. En estas circunstancias, la ventosa se cierra antes de que el agua llegue a la misma, dejando una parte del aire atrapado en el interior de la conducción. En definitiva, este cierre debe ser estudiado en detalle, al poder generar fenómenos transitorios significativos que pueden dañar los sistemas de distribución de agua.

Una práctica generalizada de algunos ingenieros es considerar el tamaño nominal de la válvula de aire como su parámetro característico. Por lo tanto, es común encontrar en proyectos especificaciones que indican sólo el diámetro nominal de la válvula de aire, sin especificar en modo alguno sus condiciones de diseño (caudal de admisión/expulsión de aire o de presión diferencial). Las normas estadounidenses (AWWA, 2004) establecen que la sección mínima a lo largo de la válvula de aire debe ser igual a la sección de entrada de la misma. Es decir, no es posible reducir la sección transversal

de entrada a lo largo del cuerpo de la ventosa. Por lo tanto, muchos de los fabricantes en todo el mundo diseñan sus ventosas considerando esta restricción. En Europa, el estándar de referencia es la norma EN 1074-4, definido por el CEN (2001).

Por tanto, el objetivo principal de este trabajo es estudiar de modo comparativo el comportamiento de las diferentes ventosas. Primero se realiza un análisis de los diferentes modelos matemáticos de representación del comportamiento de una ventosa. Después se estudian las diferentes técnicas de ensayo de ventosas existentes. Utilizando una de estas técnicas se realiza un extenso estudio experimental sobre una amplia gama de ventosas comerciales del mismo diámetro. A partir de los resultados obtenidos, se hace un análisis comparativo de las curvas características de los diferentes modelos estudiados. Asimismo, se aborda a lo largo del trabajo un estudio para validar la capacidad que tienen los diferentes modelos matemáticos para representar el comportamiento de las ventosas.

Caracterización matemática del comportamiento de las ventosas

El uso de modelos matemáticos para representar el comportamiento del aire atrapado en el interior de las conducciones no es reciente. La inclusión de una cierta formulación del comportamiento del aire a través de una ventosa puede encontrarse bien en algunos textos clásicos como Chaudhry (1987), o Wylie y Streeter (1993), así como en estudios más recientes como Lingireddy *et al.* (2004).

En todos los casos, la caracterización de una ventosa consiste en el establecimiento de una relación entre la capacidad de entrada y salida de aire, y la presión diferencial existente. La ecuación más general de representación del comportamiento de las ventosas se obtiene a partir de considerar éste como un flujo convergente-divergente en una tobera isoentrópica. Así, el caudal másico que puede salir a través de dicha tobera (Cambell & Jennings, 1967) en condiciones de flujo subsónico es:

$$G = \frac{C_d A}{\sqrt{1 - \left(\frac{p_2^*}{p_1^*}\right)^{2/k} \left(\frac{A_2}{A_1}\right)^2}} \sqrt{\frac{2k}{k-1} p_1^* \rho_1 \left[\left(\frac{p_2^*}{p_1^*}\right)^{2/k} - \left(\frac{p_2^*}{p_1^*}\right)^{(k+1)/k} \right]} \quad (1)$$

En la ecuación anterior, p_1^* y p_2^* son, respectivamente, las presiones absolutas en la entrada y salida de la tobera; A_1 y A_2 , las correspondientes secciones transversales en los mismos puntos; y C_d es un coeficiente que representa el hecho de que la conversión energética entre presión y velocidad no es perfecta. Asimismo, k representa el exponente adiabático de comportamiento del fluido que para el caso del aire es 1.4.

Esta ecuación es empleada después por Chaudhry (1987), y Wylie y Streeter (1993), para formular las ecuaciones características de la ventosa. La única simplificación introducida por estos autores es considerar que la sección de entrada en la tubería A_1 es mucho mayor que la sección de salida de la ventosa A_2 . Asimismo, se identifican los puntos 1 y 2 con el interior de la tubería y la presión atmosférica exterior para la expulsión de aire y al revés para la admisión. De esta forma, las ecuaciones de este modelo expresadas en términos del caudal másico de aire y de la presión en el interior de la conducción se escriben de la forma:

$$G = C_{d,exp} A p_t^* \sqrt{\frac{7}{RT_t} \left[\left(\frac{p_{atm}^*}{p_t^*}\right)^{1.4286} - \left(\frac{p_{atm}^*}{p_t^*}\right)^{1.714} \right]}$$

si $p_t^* \leq 1.8929 \cdot p_{atm}^*$ (flujo subsónico)

$$G = C_{d,exp} A \frac{0.686}{\sqrt{RT_t}} p_t^*$$

si $p_t^* > 1.8929 \cdot p_{atm}^*$ (flujo supersónico) (2)

Por otra parte, las ecuaciones para la entrada de aire son:

$$G = C_{d,adm} A \sqrt{7 \rho_{atm}^* p_{atm}^* \left[\left(\frac{p_t^*}{p_{atm}^*} \right)^{1.4286} - \left(\frac{p_t^*}{p_{atm}^*} \right)^{1.714} \right]}$$

si $p_t^* \leq 1.8929 \cdot p_{atm}^*$ (flujo subsónico)

$$G = C_{d,adm} A \frac{0.686}{\sqrt{RT_{atm}}} p_{atm}^* = \text{constante}$$

si $p_t^* > 1.8929 \cdot p_{atm}^*$ (flujo supersónico) (3)

En las ecuaciones anteriores, G es el caudal másico a través de la válvula de aire; p_t^* , la presión absoluta en la tubería; p_{atm}^* , la presión atmosférica absoluta; R , la constante característica de los gases cuando se considera como gas ideal; ρ_{atm}^* , la densidad del aire a la presión atmosférica; T_{atm} , la temperatura del aire dentro de la tubería; A , la sección transversal de salida, y $C_{d,exp}$ y $C_{d,adm}$ representan los valores del coeficiente de descarga para flujo de salida y de entrada.

Un planteamiento alternativo del problema de la representación matemática del comportamiento de una ventosa es considerar un valor de referencia para la densidad y suponer el flujo de aire incompresible (Fuertes-Miquel, Iglesias-Rey, García-Mares, & Mora-Meliá, 2009). Esta premisa se basa en considerar que los efectos de compresibilidad del aire son ligeros en la zona de operación habitual de una ventosa (Fuertes-Miquel, Iglesias-Rey, López-Jiménez, Martínez-Solano, & López-Patiño, 2011). En estas condiciones, considerando despreciables los efectos de compresibilidad y admitiendo flujo incompresible, las ecuaciones de comportamiento de la ventosa (Fuertes, 2001) pueden escribirse como:

$$\begin{aligned} G &= C_{v,exp} \sqrt{\Delta p \cdot p_t^*} && \text{Salida de aire} \\ G &= C_{v,adm} \sqrt{\Delta p \cdot p_{atm}^*} && \text{Entrada de aire} \end{aligned} \quad (4)$$

En la ecuación (4) $C_{v,exp}$ y $C_{v,adm}$ son los coeficientes característicos de la ventosa, respecti-

vamente, para el flujo de salida y de entrada, mientras que Δp es la presión diferencial. Los coeficientes característicos C_d de las ecuaciones (2) y (3) son adimensionales cuando se emplean unidades del sistema internacional en la totalidad de las variables. Por el contrario, los coeficientes de la ecuación (4) están calculados considerando que tanto la presión absoluta como la presión diferencial se expresan en bar, mientras que el caudal máximo G se enuncia en m^3/h medidos en condiciones de presión atmosférica.

El objetivo del trabajo desarrollado se centrará en validar los modelos de representación del comportamiento de las ventosas de las ecuaciones (2), (3) y (4). Para ello se analizarán diferentes ventosas comerciales, se determinarán sus características neumáticas y se estudiará para cada una de ellas la validez de los modelos presentados con anterioridad.

Montaje experimental para el ensayo de ventosas

El principal problema relacionado con el ensayo de las características de ventilación de las ventosas es el volumen de aire que es necesario hacer fluir hacia el sistema de prueba. Considérese potencialmente que a la hora de ensayar una ventosa ésta puede alcanzar las condiciones de velocidad sónica. En tales circunstancias, una ventosa de 80 mm (3 pulgadas) de diámetro puede requerir un caudal de aproximadamente 6 200 m^3/h medidos en condiciones estándar. Este caudal másico crece mucho al aumentar el tamaño. Así, una ventosa de aire de 100 mm puede requerir unos 9 700 m^3/h estándar, mientras que una de 300 mm puede requerir un caudal de más de 87 000 m^3/h estándar.

En la actualidad existen dos técnicas principales para probar las características neumáticas de una ventosa. La primera de ellas se basa en el almacenamiento de grandes cantidades de aire en depósitos de aire de alta presión. Después este aire se libera de manera gradual a través de un sistema que reduce la presión hasta la presión de funcionamiento de la válvula de aire.

Incluso suponiendo que el mínimo tiempo de cada prueba sea de aproximadamente un minuto, el volumen mínimo requerido para estas pruebas es grande. Con una presión de almacenamiento de unos 9 bar, el volumen mínimo para probar una válvula de aire de 4 pulgadas es de aproximadamente 32 m³. En el caso de una válvula de aire de 12 pulgadas, este volumen mínimo es superior a 290 m³. Dichos valores se obtienen sin más que calcular el volumen de aire que es necesario almacenar para que descargue el caudal máximo de estas ventosas durante un minuto.

Una opción alternativa consiste en disponer de una soplante con capacidad suficiente para suministrar el caudal de aire necesario durante los ensayos. El problema radica en el tamaño y la potencia de dicha soplante. Se puede hacer una estimación considerando la potencia transmitida al fluido y un rendimiento aproximado del compresor de 85%. En estas condiciones, una ventosa de 12 pulgadas requeriría una soplante capaz de impulsar al menos 24 m³/s, con una presión manométrica de 0.9 bares, lo que supone una potencia aproximada de 1.4 MW.

Ambas tecnologías, adecuadamente realizadas, son muy eficaces para validar el comportamiento de la ventosa con flujo de salida del aire. Sin embargo, la primera metodología es muy ineficiente para probar el funcionamiento de ventosas en fase de admisión de aire, ya que requieren presiones por debajo de la atmosférica.

Para el desarrollo de la fase experimental de este trabajo se ha utilizado el Banco de Ventosas de Bermad. Este banco (figura 1) fue construido por la empresa Bermad CS en su fábrica de Evron, en Israel. Tiene una soplante con una potencia de 315 kW y una capacidad de flujo de aire de escape máximo de 16.320 estándar m³/h (a 20° Celsius), a una presión de 52 kPa. Aunque la potencia indicada es inferior a la descrita en los párrafos anteriores, con el citado banco se han podido realizar los test relacionados con este trabajo, dado que el tamaño de referencia utilizado para el estudio fue de 3 pulgadas (80 mm). No obstante, limitando la zona de funcionamiento de las ventosas no hasta el límite

sónico sino hasta presiones diferenciales como máximo de 0.5 bar tanto en expulsión como en admisión, se dispone de la posibilidad de ensayar ventosas entre 2 y 12 pulgadas de la mayoría de los modelos comerciales existentes.

De manera esquemática, el banco de ensayo utilizado cumple con los requisitos de las normas europeas (figura 2), incluidos los de distancia mínima entre elementos. La fuente de presión está formada por la soplante y el conjunto de válvulas de control que permiten su conexión con el sistema; la línea de ensayo con la ventosa o válvula de aire; el transductor de presión, y el medidor de la masa térmica del flujo de aire. Tanto el transductor de presión como el caudalímetro másico térmico han sido calibrados previamente por laboratorios certificados. La configuración del banco de ensayo es diferente para los ensayos de expulsión y admisión de aire. En el caso del ensayo de expulsión de aire, la soplante está en el comienzo de la instalación y la ventosa a ensayar en su extremo de salida. En el caso del ensayo de admisión de aire, la válvula a ensayar está en el extremo de entrada del aire y la soplante en el extremo de salida.

Las ventosas o válvulas de aire tienen tres funciones claramente diferentes:

- Admisión o entrada de aire. La introducción de grandes cantidades de aire cuando la presión dentro de la tubería es inferior a la



Figura 1. Banco de pruebas para ventosas de Bermad.

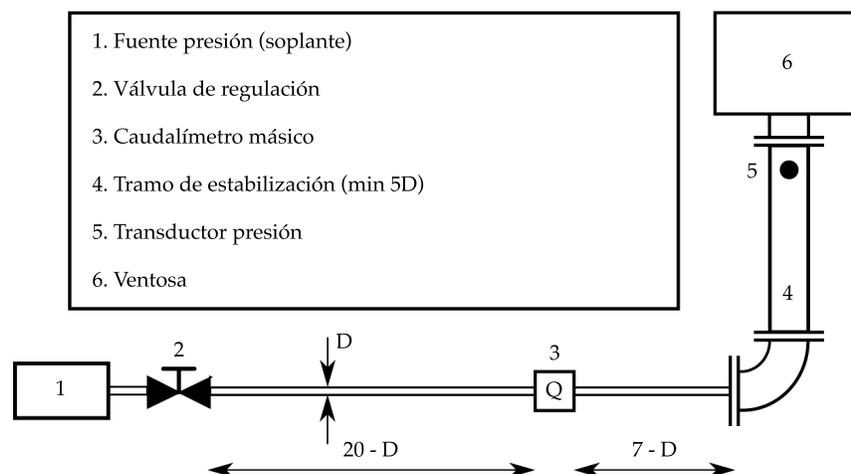


Figura 2. Esquema del montaje experimental utilizado en las pruebas de acuerdo con las normas CEN.

presión atmosférica. Es el caso de vaciado de tuberías.

- Expulsión o salida de aire. La eliminación de grandes cantidades de aire cuando la presión dentro de la tubería es superior a la presión atmosférica. Es el caso de llenado de tuberías.
- Purga. La eliminación de pequeñas cantidades de aire que se acumulan en los puntos altos. Se produce durante el funcionamiento normal del sistema.

Para hacer este trabajo se seleccionaron 19 modelos diferentes de ventosas de 13 fabricantes de 10 países (Alemania, Austria, Bélgica, Francia, Alemania, Israel, Italia, España, Reino Unido y Estados Unidos). Con el fin de ser capaces de comparar las diferentes ventosas, era necesario seleccionar un tamaño común de referencia. En algunos estudios preliminares (García-Mares, Iglesias-Rey, Fuertes-Miquel, Mora-Meliá, & López-Jiménez, 2009) se consideró un tamaño nominal de 50 mm de diámetro como valor de referencia inicial. Sin embargo, los resultados preliminares (Fuertes *et al.*, 2009) recomiendan aumentar el tamaño del estudio a 80 mm (3 pulgadas) y considerar una gama de fabricantes más amplia. Durante este trabajo só-

lo se han considerado las funciones de admisión y expulsión de aire, no la de purga.

Análisis de resultados

El análisis comparativo del comportamiento de las diferentes ventosas significó hacer 194 pruebas con más de 1 600 puntos de medida. Aunque el número de modelos considerados en este estudio fue 19, cada uno de los modelos se probó varias veces, con el fin de verificar la repetitividad de los resultados.

Debido a las particularidades del sistema, se han establecido unos límites para la prueba de los diferentes modelos de ventosas. Estos límites se determinaron debido a ciertas restricciones del sistema, como la presión máxima de funcionamiento admisible, la potencia máxima de operación de la soplante y el par máximo del motor eléctrico que acciona la soplante. Sin embargo, el rango definido permite analizar a fondo el área de funcionamiento normal de las ventosas analizadas. Los límites de operación de la instalación finalmente se fijaron en términos de caudales máximos que podían aceptarse tanto en admisión como en expulsión de aire, y presión diferencial máxima admisible. El caudal máximo fijado fue de 3 000 m³/h, medidos en

condiciones estándar; la presión diferencial máxima fue 0.5 bares tanto para los ensayos de admisión como para los de expulsión de aire.

En este trabajo, el análisis comparativo y numérico del funcionamiento de las diferentes ventosas se ha centrado en los siguientes aspectos:

- Las diferencias existentes entre los datos proporcionados por los fabricantes sobre la capacidad de ventilación de las ventosas en la documentación técnica de sus productos con los datos obtenidos de manera experimental.
- La comparación del funcionamiento extremo de los diferentes modelos. Dicha comparación se ha obtenido analizando los caudales máximos de entrada y salida del aire, y la localización del punto de cierre cinético de la ventosa.
- El efecto que tiene el uso de diferentes tipos de cubierta de una ventosa sobre sus curvas características de comportamiento.

- La validez de los modelos matemáticos para representar el comportamiento de las ventosas.

Diferencia entre los datos del fabricante y los datos experimentales

El análisis de los resultados muestra una gran diferencia entre los datos del fabricante y los datos experimentales en muchos de los casos analizados. En algunos modelos, estas diferencias son muy significativas (figura 3, fabricante R). En estos casos, considerar como válidos los datos aportados directamente por el fabricante puede conducir a importantes errores en los diseños. Tal como puede apreciarse en la figura 3, las diferencias entre los datos del fabricante y los obtenidos en los ensayos son mayores para la admisión de aire que para la expulsión de aire. Incluso algunos fabricantes que tienen una buena representación del aire expulsado (figura 3, fabricantes E y M) tienen algunas discrepancias cuando se trabaja con vacío.

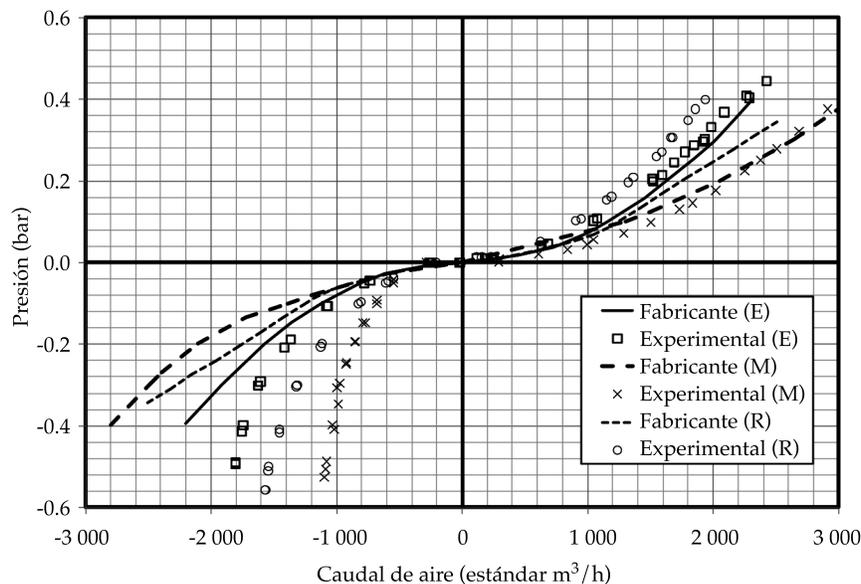


Figura 3. Diferencias entre las curvas del fabricante y los datos experimentales.

Condiciones extremas de funcionamiento de una ventosa

Las condiciones extremas de funcionamiento de una ventosa vienen dadas por dos factores principales: los caudales máximos de admisión y expulsión de aire y el punto en el cual se produce el cierre cinético de la ventosa. En el cuadro 1 se recogen los valores de caudales máximos de admisión y expulsión de aire obtenidos de cada uno de los modelos ensayados, junto con el punto en el cual se produce el cierre cinético. En la columna correspondiente al cierre cinético del cuadro 1, "No" significa que la válvula no se cerró dentro del área de trabajo definida (caudal máximo de 3 000 m³/h estándar, presión máxima de 0.5 bar). Es decir, de las ventosas con esta etiqueta no puede decirse si presentan cierre cinético o no. Tan sólo puede indicarse que no se ha producido dicho cierre dentro del

área de trabajo definida. En cualquier caso, para estas ventosas se recoge siempre el último punto disponible antes de salir de la zona de trabajo. Dicho punto o bien está próximo a los 0.5 bar o bien a los 3 000 m³/h.

En los resultados del cuadro 1 se puede ver el amplio rango de funcionamiento de las ventosas. Un número significativo de válvulas presenta cierre cinético con caudales de aire y presiones diferenciales bajas (B, H, I, N, P).

Para el caso de la admisión de aire, los resultados del caudal máximo de aire trabajando a -0.5 bar están en un rango de 435 a 2 490, una diferencia de casi seis veces. Por ejemplo, un ingeniero que base su diseño en la necesidad de una entrada de aire en el sistema de 1 500 m³/h estándar, sólo podría utilizar ocho de las ventosas consideradas. Más aún, en el caso de que el proyectista recomiende un modelo específico de ventosa para satisfacer el requisito de

Cuadro 1. Resultados extremos de las válvulas de aire probadas.

Modelo	Salida de aire (punto de cierre cinético)			Entrada de aire (vacío)
	Presión (bar)	Caudal másico (std m ³ /h)	¿Cierre cinético?	Máx. caudal a -0.5 bar (std m ³ /h)
A	0.30	880	Sí	- 435
B	0.07	915	Sí	- 1 473
C	0.46	2 231	No	- 1 719
D	0.29	1 955	Sí	- 1 825
E	0.45	2 417	Sí	- 1 812
F	0.46	2 345	No	- 825
G	0.53	972	No	- 1 359
H	0.11	1 015	Sí	- 1 493
I	0.14	1 135	Sí	- 1 648
J	0.51	846	No	- 830
K	0.27	3 493	No	- 2 128
L	0.52	900	Si	- 688
M	0.38	2 912	No	- 1 096
N	0.02	420	Sí	- 1 242
O	0.31	1 300	Sí	- 1 000
P	0.01	780	Sí	- 2 490
Q	0.48	1 178	No	- 650
R	0.40	1 938	Sí	- 1 568
S	0.33	3 168	No	- 2 260

control del aire, éste no puede ser reemplazado por otro sin mirar las especificaciones reales de comportamiento. Aunque dos válvulas tengan la misma entrada nominal (diámetro nominal), existe el riesgo de que el sistema no esté protegido de acuerdo con los requisitos de diseño (ya que la nueva válvula de aire puede no tener la capacidad de flujo de aire requerido).

Efecto de diferentes cubiertas sobre la característica de una ventosa

Uno de los efectos que se ha estudiado de forma específica en el presente trabajo es la influencia que puede llegar a tener sobre el comportamiento de la ventosa el mecanismo de cierre en la parte superior de la misma. Es frecuente que los fabricantes suministren sus ventosas con diferentes sistemas de salida del aire, adaptados en cada caso a la difusión más adecuada. En este caso se han estudiado de forma comparativa las curvas características de un mismo modelo de ventosa con cinco sistemas de cierre diferentes: una salida lateral (SIDE), una salida con aire orientado hacia abajo (DOWN), dos salidas en forma de seta (MUSHROOM y MUSHROOM2)

y una caso en el que la ventosa no tenga instalado mecanismo de orientación del aire.

Los resultados obtenidos (figura 4) muestran comportamientos ligeramente diferentes en cuanto a la capacidad de admisión y expulsión. Aun así, el punto en el cual se produce el cierre dinámico de la ventosa está más o menos centrado en torno al mismo caudal. Podría afirmarse en este caso que el cierre dinámico se produce para un caudal más o menos fijo, independientemente de la cubierta. Dicho punto de cierre es, sin embargo, diferente, en términos de presión diferencial, pues la resistencia que presenta el dispositivo cambia con las diferentes combinaciones de cubierta.

Pero el hecho más significativo del análisis de los distintos tipos de cierre es que ninguno de los fabricantes analizados recoge curvas diferentes en función de la cubierta utilizada. Es decir, en la información técnica proporcionada por el fabricante, las características de una ventosa son independientes de la cubierta utilizada. Esto representa una importante fuente de error que debe ser considerada por los ingenieros durante el diseño.

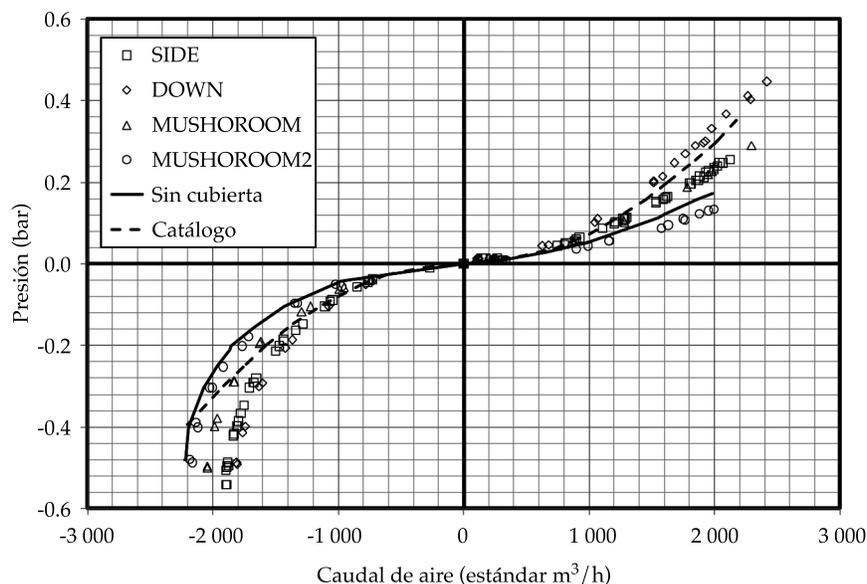


Figura 4. Influencia de la cubierta en su curva característica.

Validación del modelo matemático

Una vez analizados de forma experimental todos los modelos, se validan los diferentes modelos de representación matemática del comportamiento de las ventosas. Para ello, en cada modelo se han ajustado por regresión mínima cuadrática los coeficientes característicos en cada caso. Para el modelo Wylie y Streeter, los parámetros ajustados fueron los coeficientes de descarga de salida y de entrada ($C_{d,exp}$ y $C_{d,adm}$). Para el modelo de flujo incompresible, los parámetros ajustados fueron los coeficientes característicos $C_{v,exp}$ y $C_{v,adm}$.

Los análisis estadísticos y sus errores se muestran en el cuadro 2. Este cuadro recoge el error relativo máximo obtenido con el uso del

parámetro ajustado. En el modelo de Wylie y Streeter hay una gran diferencia entre los valores del coeficiente de descarga obtenidos tanto para salida de aire como para la entrada de aire. Es decir, dicho coeficiente no puede en ningún caso considerarse igual. Los resultados muestran que el modelo de Wylie y Streeter se ajusta bien sólo en unos pocos modelos ensayados y sólo para el flujo de entrada de aire. Para el flujo de salida de aire, el modelo genera errores importantes y por tanto resulta desaconsejable para un gran número de los modelos probados.

Las discrepancias que aparecen en la consideración del modelo de Wylie y Streeter pueden estar en la propia hipótesis de desarrollo del mismo. Este modelo se basa en la consideración del flujo en la ventosa, como el flujo en una tobe-

Tabla 2. Validez de los modelos matemáticos para válvulas de aire.

	Modelo de Wylie & Streeter				Modelo incompresible propuesto			
	Salida aire		Entrada aire		Salida aire		Entrada aire	
	$C_{d,exp}$	Error (%)	$C_{d,adm}$	Error (%)	$C_{v,exp}$	Error (%)	$C_{v,adm}$	Error (%)
A	0.21	9.7	0.11	11.3	1 358	6.2	641	13.8
B	0.49	34.6	0.37	12.4	3 534	33.7	2 071	13.9
C	0.35	71.9	0.40	64.8	2 294	66.9	2 348	52.6
D	0.48	10.6	0.49	4.3	3 209	7.8	2 827	14.4
E	0.47	20.9	0.49	3.6	2 997	17.2	2 834	13.7
F	0.42	46.8	0.22	11.2	2 919	44.3	1 246	21.5
G	0.17	35.3	0.36	7.2	1 079	41.8	2 065	13.6
H	0.37	26.6	0.39	9.0	2 579	24.8	2 159	12.1
I	0.41	11.2	0.44	7.5	2 904	9.4	2 406	11.6
J	0.14	139.8	0.22	8.3	969	149.7	1 211	13.1
K	0.93	10.0	0.58	1.9	6 183	9.2	3 415	18.8
L	0.14	47.7	0.17	23.3	966	58.1	996	31.1
M	0.65	7.4	0.30	11.4	4 259	9.7	1 717	21.2
N	0.36	40.3	0.34	2.1	2 606	40.2	1 892	16.8
O	0.31	18.8	0.26	11.3	2 023	15.7	1 426	11.4
P	0.81	23.3	0.70	3.0	5 896	23.2	4 122	13.0
Q	0.18	39.5	0.17	8.0	1 214	34.6	980	14.6
R	0.41	19.1	0.41	10.4	2 646	15.7	2 250	11.0
S	0.76	26.6	0.62	3.5	4 976	23.5	3 616	14.1

ra adiabática convergente divergente. Sin duda, muchos de los modelos considerados no pueden asemejarse a tal situación, de ahí que el modelo no pueda representar de manera adecuada el comportamiento de las mismas.

En el modelo de flujo incompresible, los resultados son significativamente diferentes. Los errores de flujo de salida de aire son significativamente más bajos. Por el contrario, los errores son un poco más altos que los errores en el modelo considerado por Streeter y Wylie. El mejor ajuste de los datos para expulsión de aire que para admisión de aire hay que encontrarlo en la propia compresibilidad del fluido. Las variaciones de densidad del aire en la zona de expulsión de aire con presiones diferenciales inferiores a 0.5 bar son mucho menores que las que se obtienen para depresiones de -0.5 bar. De ahí que la hipótesis de flujo incompresible sea más adecuada para expulsión que para admisión.

Conclusiones

A la vista del análisis de los resultados y del tratamiento matemático de los mismos, pueden extraerse una serie de conclusiones significativas del trabajo realizado:

- A pesar de que todas las válvulas de aire incluidas en la investigación tienen el mismo tamaño nominal de entrada (3 pulgadas/80 mm), hay grandes diferencias entre la capacidad de admisión y expulsión de aire que presentan unas y otras. Esto demuestra con claridad que para definir de manera correcta una ventosa no es suficiente con indicar su diámetro nominal. Las especificaciones de los ingenieros en sus proyectos deben incluir no sólo el tamaño de la válvula, sino también sus características de diseño (caudal másico de aire y presión diferencial). Por tanto, la problemática de caracterización de las ventosas no es algo que atañe sólo al fabricante, sino también a los ingenieros encargados del diseño, proyecto e instalación.
- El cierre cinético es un parámetro crítico para la selección de las ventosas. Los modelos analizados han presentado comportamientos muy diferentes en lo relativo a dicho cierre cinético. Algunos modelos presentan cierres cinéticos a valores extremadamente bajos, lo que puede influir en las condiciones de llenado de la instalación. La selección de una ventosa con un cierre cinético bajo puede generar importantes aumentos repentinos de presión durante el llenado de tuberías. En cualquier caso, es un parámetro que debe ser conocido por los ingenieros para sus proyectos y eso no está incluido, por lo general, en la información proporcionada por el fabricante.
- Resulta cada vez más necesario revisar con detenimiento la información que los fabricantes ofrecen de sus ventosas. Es frecuente encontrar discrepancias (a veces significativas) entre los datos técnicos del fabricante y su comportamiento real. Asimismo, la documentación técnica de muchos fabricantes no refleja la información sobre el cierre cinético o el diferente comportamiento con diferentes tapas o cubiertas.
- El modelo matemático de Wylie y Streeter para representar el comportamiento de las ventosas ha sido ineficaz para representar su comportamiento, sobre todo durante la salida de aire. El modelo de flujo incompresible resulta mucho más eficaz para representar el comportamiento de la salida de aire, siendo su eficacia mucho menor para el proceso de admisión de aire.
- Los coeficientes característicos $C_{d,exp}$ y $C_{d,adm}$ muestran una gran variabilidad. Como regla general puede afirmarse que el valor de $C_{d,exp}$ es en general ligeramente superior a los valores de $C_{d,adm}$; si bien existen casos puntuales en que esto no ocurre por las características peculiares del dispositivo de expulsión de aire. Asimismo, algo más del 25% de los fabricantes tiene valores de $C_{d,exp}$ del orden de 0.15-0.2; más de un 50%

presenta valores entre 0.35-0.5; y sólo un 20% muestra valores superiores a 0.6. En definitiva, pueden establecerse tres grupos claramente diferenciados de ventosas en función de su capacidad de expulsión. Por el contrario, el mismo análisis no puede realizarse para los coeficientes de expulsión. Los valores del parámetro $C_{d,adm}$ varían entre 0.11 y 0.7, no encontrándose una calificación clara de las capacidades de admisión, al igual que ocurría con las de expulsión de aire. Estos rangos de funcionamiento de los coeficientes $C_{d,exp}$ y $C_{d,adm}$ también presentan sus equivalentes en los coeficientes $C_{v,exp}$ y $C_{v,adm}$.

En definitiva, este trabajo supone un importante punto de partida en la mejora de las técnicas de caracterización de ventosas, lo que sin duda permitirá y aumentará su uso y optimización en redes de distribución de agua. Los resultados experimentales obtenidos no sólo hacen más fácil la investigación sobre el tema, sino que pueden servir de advertencia para los ingenieros responsables del diseño y operación de redes de distribución de agua.

Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por el proyecto DPI2009-13674 (OPERAGUA) de la Dirección General de Investigación y Gestión del Plan de Nacional de I + D + I del Ministerio de Ciencia e Innovación, España.

Referencias

- AWWA (2004). AWWA, C512-04: AWWA Standard for Air-Release, Air/Vacuum, and Combination Air Valves for Waterworks Service. Catalog No. STC_0060331. Denver: American Water Works Association.
- Boulos, P. F., Karney, B. W., Wood, D. J., & Lingireddy, S. (2005). Hydraulic Transient Guidelines for Protecting Water Distribution Systems. *Journal of American Water Works Association*. Vol 97:5 (May, 2005). pp. 111-124.
- Cabrera-Béjar, J. A., & Tzatchkov, V. G. (abril-junio, 2012). Modelación de redes de distribución de agua con suministro intermitente. *Tecnología y Ciencias del Agua, antes Ingeniería hidráulica en México*, 3(2), 5-25.
- Cambel, A. B., & Jennings, B. H. (1967). *Gas Dynamics*. New York: Dover Publications.
- Carmona, R., & Aguilar, L. (enero-abril, 1987). Transitorios hidráulicos en conductos a presión. *Ingeniería Hidráulica en México*, 3(1), 29-52.
- Carmona, R. (septiembre-diciembre, 1987). Transitorios por corte de bombeo. *Ingeniería Hidráulica en México*, 3(3), 53-61.
- Cervantes-Osornio, R., Arteaga-Ramírez, R., Vázquez-Peña, M. A., Ojeda-Bustamante, W., Quevedo-Nolasco, A. (abril-junio, 2013). Comparación de modelos para estimar la presión real de vapor de agua. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(2), 51-68.
- Chaudhry, M. H. (1987). *Applied Hydraulic Transients*. New York: Van Nostrand Reinhold Company.
- CEN (2001). EN 1074-4:2000. Valves for Water Supply. Fitness for Purpose Requirements and Appropriate Verification Tests. Air Valves. Bruselas: European Committee for Standardization.
- Fuertes, V. S. (2001). *Hydraulic Transients with Entrapped Air Pockets*. PhD Thesis. Valencia: Department of Hydraulic Engineering, Polytechnic University of Valencia, Editorial Universitat Politècnica de València.
- Fuertes-Miquel, V. S., Iglesias-Rey, P. L., García-Mares, F. J. & Mora-Meliá, D. (2009). Air Valves Behavior. Comparison between Compressible and Incompressible Modelling. *Environmental Hydraulics - Theoretical, Experimental and Computational Solutions* (pp. 293-296; doi: 10.1201/b10999-79). *Proceedings of the International Workshop on Environmental Hydraulics*, Valencia, España.
- Fuertes-Miquel, V. S., Iglesias-Rey, P. L., López-Jiménez, P. A., Martínez-Solano, F. J., & López-Patiño, G. (enero-marzo, 2011). Utilización de las ventosas para la expulsión del aire durante el llenado de las tuberías. Comportamiento adiabático frente a isoterma. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(1), 33-50.
- García-Mares, F. J., Iglesias-Rey, P. L., Fuertes-Miquel, V. S., Mora-Meliá, D., & López-Jiménez, P. A. (2009). Comparison of Air Valve Behavior by using CFD Techniques. *Environmental Hydraulics - Theoretical, Experimental and Computational Solutions* (pp. 319-322; doi: 10.1201/b10999-79). *Proceedings of the International Workshop on Environmental Hydraulics*, Valencia, España.
- Lingireddy, S., Wood, D. J., & Zloczower, N. (July, 2004). Pressure Surges in Pipeline Systems Resulting from Air Releases. *Journal of American Water Works Association*, 96(7), 88-94.
- Vázquez, G., & Aguirre, S. (enero-abril, 1986). Análisis de fenómenos transitorios en el acueducto Cutzamala. *Ingeniería Hidráulica en México*, 2(1), 44-51.
- Wylie, E. B., & Streeter, V. L. (1993). *Fluid Transients in Systems*. New Jersey: Prentice Hall, Englewood Cliffs.
- Zhou, F., Hicks, F. E., & Steffler, P. M. (2002). Transient Flow in a Rapidly Filling Horizontal Pipe Containing Trapped Air. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(6), 625-634, doi: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:6(625).

Dirección institucional de los autores

Dr. Pedro L. Iglesias-Rey

Dr. Vicente S. Fuertes-Miquel

M.I. Francisco J. García-Mares

Dr. F. Javier Martínez-Solano

Universitat Politècnica de València

Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio

Ambiente

Camino de Vera s/n

46022 Valencia, ESPAÑA

Teléfono: +34 (98) 3877 000, extensiones 86111, 86103,

86105 y 86104

piglesia@upv.es

vfuentes@upv.es

fjgarcia@upv.es

jmsolano@upv.es



Haga clic aquí para escribir al autor



Sistema de humedales de tratamiento construido en el predio de una fábrica de fertilizantes nitrogenados para tratar sus efluentes. En estos humedales se plantaron las especies *Typha domingensis* (Totora) y *Canna indica* (Aschira). Es un sistema híbrido, ya que comprende humedales de tipo de flujo subsuperficial horizontal y de flujo libre.

Foto: Hernán R. Hadad.

Análisis de frecuencias no estacionario de series de lluvia anual

• Gabriela Álvarez-Olguín* •
Universidad Tecnológica de la Mixteca, México
*Autor de correspondencia

• Carlos Agustín Escalante-Sandoval •
Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

Álvarez-Olguín, G., & Escalante-Sandoval, C. A. (enero-febrero, 2016). Análisis de frecuencias no estacionario de series de lluvia anual. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 71-88.

En las zonas del noroeste de México, donde existe una alta presión sobre el agua, las estrategias para afrontar periodos de escasez de este recurso podrían fallar si la disponibilidad se evalúa a través de valores medios de escurrimientos o precipitación, sin considerar el cambio en el comportamiento de tales variables. El objetivo de este trabajo fue estimar eventos de lluvia acumulada anual del noroeste de la república mexicana, asociados con diferentes periodos de retorno y escenarios futuros. Para siete funciones de probabilidad de valores mínimos se propusieron tres modelos no estacionarios válidos para series cuyas características estadísticas se han modificado a través del tiempo. Se analizaron 221 series de lluvia acumulada anual, de las cuales se determinó que 36 (16%) no son estacionarias; para 30 de éstas, los modelos no estacionarios representan mejor la variabilidad de los datos que los modelos convencionales. Se predice para el año 2044 una disminución menor que 20% de la lluvia media anual, en estaciones ubicadas en la península de California, Sonora y Sinaloa. Los resultados sugieren que estas zonas serán más susceptibles a sequías en el futuro.

Palabras clave: análisis de frecuencias, series no estacionarias, escasez de agua, sequías, disponibilidad de agua, cambio climático, noroeste de México.

Abstract

Álvarez-Olguín, G., & Escalante-Sandoval, C. A. (January-February, 2016). Non-Stationary Frequency Analysis of Annual Rainfall. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(1), 71-88.

In northwestern Mexico, where water stress is high, strategies to address periods of water scarcity could fail if availability is evaluated based on mean runoff or precipitation values without considering changes in the behavior of these variables. The objective of this work was to estimate accumulated annual rainfall events in northwestern Mexico based on different return periods and future scenarios. Three non-stationary models were proposed for seven probability functions related to minimum values. The models were validated for series with statistical characteristics that change over time. A total of 221 accumulated annual rainfall series were evaluated, of which 36 (16%) were determined to be non-stationary. For these series, non-stationary models better represented the variability of the data than conventional models. A decrease in annual mean rainfall under 20% is predicted by the year 2044 at stations located on the California peninsula (Sonora and Sinaloa). The results suggest that these areas will be more vulnerable to future droughts.

Keywords: Frequency analysis, non-stationary series, water scarcity, drought, water availability, climate change, Northwestern Mexico.

Recibido: 10/02/2015
Aceptado: 21/09/2015

Introducción

La predicción de eventos de lluvia mediante análisis de frecuencias es de suma importancia en diversos estudios de ingeniería, como el diseño de obras hidráulicas para el control de escurri-

mientos, la planeación adecuada de uso de suelo y la evaluación de la disponibilidad de agua. No obstante, debido a las implicaciones económicas y sociales, el análisis de frecuencias debe realizarse con alta precisión, pues la subestimación de la disponibilidad de agua podría implicar fallas

en las estrategias de asignación de agua a los usuarios, en particular durante periodos prolongados de sequías.

La metodología clásica de análisis y predicción de eventos de variables hidrológicas se basa en la teoría de valores extremos de series estacionarias. Bajo condiciones de estacionariedad, la distribución de la variable de interés es invariante en el tiempo, sin tendencias, cambios y periodicidades (Villarini & Smith, 2010). No obstante, la validez de la estacionariedad de las series de tiempo debido al cambio del clima está siendo cuestionada por la comunidad científica (Milly *et al.*, 2008; Gleick, 1989; Voss, May & Roeckner, 2002; Held & Soden, 2006; Webster, Holland, Curry, & Chang, 2005). Según el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC, 2007), las actividades humanas están provocando el calentamiento del planeta, por lo que se han registrado numerosos cambios de largo plazo en el clima, que incluyen posibles aumentos en la intensidad de los ciclones tropicales y las ondas de calor, así como en la intensidad y frecuencia de eventos extremos, como sequías y lluvias torrenciales. Se espera que el cambio climático intensifique el estrés actual sobre los recursos hídricos debido al crecimiento de la población, a los cambios económico y de uso de la tierra, y en particular a la urbanización (IPCC, 2007). Por lo anterior, conocer la disponibilidad del agua es un factor clave en la creación de estrategias para afrontar periodos de escasez, no obstante, el proceso de asignación de agua a los usuarios podría ser ineficiente si la disponibilidad se evalúa a través de valores medios de escurrimientos o precipitación, sin considerar el cambio en el comportamiento temporal de estas variables. Por el contrario, si la disponibilidad se estima a partir de eventos de lluvia asociados con una determinada probabilidad y escenarios que consideren la disminución de la lluvia, se podrán crear mejores estrategias para la distribución del agua.

En México, los escenarios climáticos construidos hasta ahora sugieren que la precipitación en muchas regiones del país podría disminuir; por lo tanto, bajo un escenario de cambio cli-

mático con condiciones de sequía prolongada, el desarrollo sostenido de la sociedad estaría en peligro (Magaña-Rueda & Gay-García, 2002); principalmente en zonas del noroeste del país, donde existe una alta presión sobre los recursos hídricos (Conagua, 2012). Ante este panorama, el objetivo de este trabajo fue estimar eventos de lluvia acumulada anual del noroeste de la república mexicana, asociados con diferentes periodos de retorno y escenarios futuros, a través de modelos probabilísticos válidos para series de tiempo no estacionarias. Los resultados obtenidos podrán tomarse como base para una adecuada evaluación de la disponibilidad de agua en la región.

Materiales y métodos

La zona de estudio abarcó los estados de Baja California Norte, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa, Chihuahua y Durango, ubicados en el noroeste de la república mexicana (figura 1). Estas entidades fueron seleccionadas por tener altas presiones sobre los recursos hídricos (Conagua, 2012) y zonas con alta vulnerabilidad ante las sequías.

Los datos pluviométricos utilizados en este trabajo corresponden a los registros diarios de las estaciones climatológicas convencionales ubicadas en la zona de estudio, contenidas en la base de datos *CLICOM* (Climate Computing Project) del Servicio Meteorológico Nacional de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Se consideraron estaciones con al menos 90% de registros completos entre el periodo de 1950 a 2013. Mediante la prueba de Grubbs y Beck (1972) se identificaron valores de lluvia anual que se desvían de modo considerable de la distribución de los datos, y fueron comparados con los registros de estaciones aledañas para corroborar su magnitud. Los valores que resultaron claramente erróneos fueron eliminados. Para deducir datos faltantes se aplicó el método de interpolación de la distancia inversa ponderada (Shepard, 1968), en el cual se consideraron dos estaciones de apoyo y un exponente de distancia igual a dos. Para verificar si existe mejora en



Figura 1. Localización del área de estudio.

la estimación de la media y la varianza de las muestras extendidas, se utilizó el criterio de información relativa (I), definido por Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez (2002) como:

$$I = \frac{\text{Var}(S_{y_1}^2)}{\text{Var}(S_y^2)} \quad (1)$$

Donde $\text{Var}(S_{y_1}^2)$ es la varianza de la varianza de la serie original, y $\text{Var}(S_y^2)$ es la varianza de la varianza de la serie extendida.

Si $I > 1$, entonces la varianza de la varianza de la serie extendida no excede a la original, por lo que la extensión de los registros es adecuada. Con base en lo anterior, se obtuvieron datos confiables de lluvia diaria de 221 estaciones.

Para poder comparar espacialmente los cambios ocurridos en las series de lluvia, se llevó a cabo una regionalización de la lluvia mensual basada en un análisis de componentes principales (ACP) en modo S (Richman, 1986). Se seleccionaron las primeras cinco componentes que explican 73% de la varianza de la precipitación. Las componentes retenidas se sometieron a una rotación oblicua directa, con el parámetro

de oblicuidad $\delta = 0$. En la delimitación de las regiones homogéneas se asignó a cada estación la componente principal de mayor carga en valor absoluto, considerando sólo aquellas con valores mayores a 0.4. Las regiones se definieron de acuerdo con el área de influencia de cada estación obtenida con el método de polígonos de Thiessen.

El siguiente paso fue verificar la presencia de cambios graduales en las series (tendencias) o puntos de cambio abruptos en la media y/o la varianza de la distribución de la variable de interés (Villarini *et al.*, 2009). Se aplicó la prueba de Pettitt (Pettitt, 1979), que permite detectar cambios significativos en la media (mediana) de las series cuando el punto de cambio es desconocido. Las tendencias en las series se analizaron con el método de descomposición de modos empíricos (DME) desarrollado por Huang *et al.* (1998), el cual es un método intuitivo, directo y adaptativo a procesos no lineales y no estacionarios, cuya efectividad para el análisis de tendencias y señales de periodo largo se ha demostrado en estudios recientes (Qian, Wu, Fu, & Zhou, 2010; Carmona, 2010; Wu, Huang, Long, & Peng, 2007). Para determinar

la significancia de las tendencias, los residuales obtenidos por DME se analizaron con la prueba de Mann-Kendall (Kendall, 1975).

De los fenómenos de gran escala que influyen en la variabilidad climática en México, se seleccionó la oscilación decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés) para ser incluida en el análisis de frecuencias de la lluvia, esto debido a la asociación existente entre episodios persistentes de valores PDO negativos y condiciones de sequías severas y prolongadas a través del occidente y centro de América del Norte (Cook, Woodhouse, Eakin, Meko, & Stahle, 2004). Por tal razón, se analizó la correlación entre las series anuales regionales de lluvia acumulada y el índice PDO, a través del coeficiente de correlación ρ (rho), propuesto por Spearman (1904), el cual es una prueba no paramétrica que mide la asociación entre dos variables discretas y está definido por la ecuación (2):

$$\rho = 1 - \left[\frac{6 \sum d^2}{N(N^2 - 1)} \right] \quad (2)$$

Donde los valores de ρ varían en el intervalo $[-1, 1]$; d es la diferencia entre los valores correspondientes de x - y ; N , el número de parejas, para $N > 20$, sigue una aproximación a la distribución t de Student (3):

$$t = \frac{\rho}{\sqrt{\frac{(1-\rho^2)}{(n-2)}}} \quad (3)$$

En el análisis de frecuencias, para considerar la falta de estacionariedad de la serie se pueden asociar los parámetros de las distribuciones con más de una covariable. La inclusión de covariables ha permitido incorporar tendencias o índices de circulación atmosférica de gran escala como ENSO (El Niño-Southern Oscillation), PDO (Pacific Decadal Oscillation) o NAO (North Atlantic Oscillation), en la modelación de datos de precipitación extrema (Katz, Parlange, & Naveau, 2002; El Adlouni, Ouarda, Zhang, Roy, & Bobée, 2007; Villarini, Smith, & Napolitano, 2010; Vovoras & Tsokos,

2009; Ouarda & El Adlouni, 2011), temperaturas máximas (Villarini *et al.*, 2010), gastos máximos (Villarini *et al.*, 2009; Towler *et al.*, 2010; Vogel, Yaindl, & Walter, 2011), nivel extremo del mar (Coles, 2001) e intensidades de huracanes (Mestre & Hallegatte, 2009).

No existe una teoría general establecida para procesos no estacionarios, por lo que es usual utilizar como base modelos de valores extremos estándares y extenderlos (Coles, 2001). Por ejemplo, de la distribución log normal (LN3) con parámetros x_0 , μ y σ (ubicación, escala y forma, respectivamente), se puede obtener un modelo adecuado para estimar una variable x_t en función del tiempo, de la siguiente forma:

$$x_t \sim LN3(x_0(t), \mu(t), \sigma(t)) \quad (4)$$

Donde cada parámetro $x_0(t)$, $\mu(t)$, $\sigma(t)$ tienen una expresión en términos del tiempo. El parámetro $\mu(t)$ se puede expresar con la ecuación (5):

$$\mu(t) = \mu_0 + \mu_1 t \quad (5)$$

Donde t corresponde a la tasa anual de cambio en el tiempo. De esta forma, variaciones a través del tiempo en los procesos observados se modelan como una tendencia lineal en el parámetro de ubicación de la distribución.

La estimación de los parámetros de un modelo en función del tiempo, o de otra covariable, se puede realizar mediante el método de máxima verosimilitud (Katz *et al.*, 2002), considerado como el más eficiente, pues proporciona la menor varianza muestral de los parámetros estimados y, por ende, de los eventos estimados, en comparación con otros métodos; además, una ventaja es su adaptabilidad a cambios en la estructura del modelo.

Para un modelo no estacionario propuesto de la función LN3, la función de verosimilitud es la siguiente:

$$l = - \left\{ \sum_{t=1}^n \left[\ln(x - x_0(t)) + \ln(\sigma(t)) \right] + \frac{1}{2} \sum_{t=1}^n \left[\frac{\ln(x - x_0(t)) - \mu(t)}{\sigma(t)} \right]^2 \right\} \quad (6)$$

Donde $x_0(t)$, $\mu(t)$ y $\sigma(t)$ son los parámetros de ubicación, escala y forma, respectivamente, en función del tiempo o de otra covariable.

En el análisis de lluvia acumulada anual del noroeste de México es de interés conocer cuáles serán los escenarios más adversos de escasez de agua en el futuro. Por lo tanto, la predicción de eventos de lluvia se debe realizar con funciones de probabilidad para valores mínimos. Sin embargo, no existen modelos probabilísticos no estacionarios para funciones de distribución de valores mínimos. Por tal razón, se propusieron los modelos descritos en el cuadro 1. Los modelos M_0 corresponden al análisis de frecuencias convencional, mientras que M_1 , M_2 y M_3 corresponden al caso no estacionario y sus parámetros se expresaron en términos del tiempo y del índice PDO. La serie promedio anual del índice PDO se obtuvo a partir de los valores mensuales del periodo de 1950 a 2013, descargados de la página del National Climatic Data Center de los Estados Unidos de América (NCDC, 2013).

Para cada estación, los estimadores de los parámetros de las funciones se obtuvieron tras maximizar las funciones logarítmicas de verosimilitud respectivas. Los modelos que mejor describen la variabilidad de los datos se seleccionaron mediante el Criterio de Información de Akaike (1974), en el cual se utilizó la expresión (7). El mejor modelo es el que tuvo el menor valor AIC . En el caso de tener valores similares de AIC , se seleccionó el modelo con menos parámetros:

$$AIC = -2(l) + 2K \quad (7)$$

Donde l es el máximo valor de la función de verosimilitud y K es el número de parámetros estimados.

Se utilizó el método descrito por Coles (2001) para comparar la validez de un modelo M_1 contra otro M_0 , tal que $M_0 \subset M_1$, en el cual se utiliza la medida de discordancia definida por la expresión (8).

$$D = 2\{l_1(M_1) - l_0(M_0)\} \quad (8)$$

Donde $l(M_i)$ es el máximo valor de la función logarítmica de verosimilitud del modelo M_i .

El estadístico D se distribuye de acuerdo con la distribución chi-cuadrada (χ_v^2). El parámetro v es la diferencia entre el número de parámetros de los modelos M_1 y M_0 . Valores de D más grandes que las cantidades de la distribución χ_v^2 para un nivel de confianza particular se consideran significantes; entonces se rechaza M_0 en favor del modelo M_1 .

Una vez seleccionado el mejor modelo fue necesario verificar que se ajustara bien a los datos observados. Debido a que en una serie no estacionaria los datos no se distribuyen de manera idéntica, éstos deben ser transformados (Coles, 2001; Katz *et al.*, 2002). La transformación de los datos consistió en la normalización de los mismos, proceso al que Krzysztofowicz (1997) denominó como transformación normal de cuantiles. La normalización se realizó mediante la expresión (9), en la que una variable aleatoria X , con una determinada distribución de probabilidad F , se transforma en una variable Y , con una distribución normal estándar G :

$$Y = G^{-1}(F(X)) \quad (9)$$

Donde G^{-1} es la función inversa de la distribución normal estándar definida por la ecuación (10):

$$G(z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int e^{-\frac{z^2}{2}} dz \quad (10)$$

De esta forma, tras ordenar los valores estandarizados y asociarlos con los correspondientes de la distribución empírica de Weibull, se obtuvieron los siguientes pares de datos:

$$\left\{ \hat{Y}_{(m)} \cdot G^{-1} \left(1 - \frac{m}{N+1} \right) \right\}; m = 1, \dots, N \quad (11)$$

Con los pares de datos anteriores se elaboraron las gráficas de cuantil-cuantil (Q-Q) y "worm plot" (Buuren & Fredriks, 2001). En una gráfica "worm plot", el eje vertical es la diferencia entre los valores empíricos y teóricos, y

Cuadro 1. Modelos propuestos para las funciones de densidad de probabilidad para valores mínimos utilizadas en el análisis de la lluvia anual acumulada.

Distribución	Función de densidad de probabilidad	Restricciones	Estacionario			No estacionarios		
			M_0	M_1	M_2	M_3		
Log normal 3p (LN3)	$f(x) = \frac{1}{(x-x_0)\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{\ln(x-x_0)-\mu}{\sigma}\right)^2}$	$x > x_0$	$\mu(t) = \mu_0 + \mu_1 t$ $\sigma(t) = \sigma$ $x_0(t) = x_0$	$\mu(t) = \mu_0 + \mu_1 t$ $\sigma(t) = \sigma$ $x_0(t) = x_0$	$\mu(t) = \mu_0 + \mu_1 t$ $+ \mu_2 PDO_t$ $\sigma(t) = \sigma$ $x_0(t) = x_0$			
Gamma 3p (GA3)	$f(x) = \frac{1}{\alpha\Gamma(\beta)} \left(\frac{x-x_0}{\alpha}\right)^{\beta-1} e^{-\frac{x-x_0}{\alpha}}$	$x \geq x_0; \alpha > 0; \beta > 0$	$x_0(t) = \lambda_0$ $\alpha(t) = \alpha$ $\beta(t) = \beta$	$x_0(t) = \lambda_0$ $+ \lambda_1 t$ $\alpha(t) = \alpha$ $\beta(t) = \beta$	$x_0(t) = \lambda_0 + \lambda_1 PDO_t$ $\alpha(t) = \alpha$ $\beta(t) = \beta$			
Gumbel (G)	$f(x) = \frac{1}{\alpha} e^{-\frac{(x-x_0)}{\alpha}} e^{-\frac{(x-x_0)}{\alpha}}$	$\alpha > 0$	$\omega(t) = \omega_0$ $\alpha(t) = \alpha$	$\omega(t) = \omega_0 + \omega_1 PDO_t$ $\alpha(t) = \alpha$	$\omega(t) = \omega_0 + \omega_1 t + \omega_2 PDO_t$ $\alpha(t) = \alpha$			
Weibull (W3)	$f(x) = \frac{\alpha}{\beta - \gamma} \left(\frac{x-\gamma}{\beta-\gamma}\right)^{\alpha-1} e^{-\left(\frac{x-\gamma}{\beta-\gamma}\right)^\alpha}$	$x \geq \gamma; \beta > \gamma; \alpha > 0$	$\gamma(t) = \gamma$ $\beta(t) = \beta$ $\alpha(t) = \alpha$	$\gamma(t) = \gamma_0 + \gamma_1 t$ $\beta(t) = \beta$ $\alpha(t) = \alpha$	$\gamma(t) = \gamma_0 + \gamma_1 t + \gamma_2 PDO_t$ $\beta(t) = \beta$ $\alpha(t) = \alpha$			
Weibull mixta (WTW)	$f(x) = p \left(\frac{\alpha_1}{\beta_1 - \gamma_1}\right)^{\alpha_1-1} \left(\frac{x-\gamma_1}{\beta_1 - \gamma_1}\right)^{\alpha_1-1} e^{-\left(\frac{x-\gamma_1}{\beta_1 - \gamma_1}\right)^{\alpha_1}} + (1-p) \left(\frac{\alpha_2}{\beta_2 - \gamma_2}\right)^{\alpha_2-1} \left(\frac{x-\gamma_2}{\beta_2 - \gamma_2}\right)^{\alpha_2-1} e^{-\left(\frac{x-\gamma_2}{\beta_2 - \gamma_2}\right)^{\alpha_2}}$	$x \geq \gamma_1; \beta_1 > \gamma_1; \alpha_1 > 0,$ $x \geq \gamma_2; \beta_2 > \gamma_2; \alpha_2 > 0,$ $0 \leq p \leq 1$	$\gamma_1(t) = \gamma_0$ $\beta_1(t) = \beta_1$ $\alpha_1(t) = \alpha_1$ $\gamma_2(t) = \gamma_2$ $\beta_2(t) = \beta_2$ $\alpha_2(t) = \alpha_2$	$\gamma_1(t) = \gamma_0 + \gamma_1 t$ $\beta_1(t) = \beta_1$ $\alpha_1(t) = \alpha_1$ $\gamma_2(t) = \gamma_0 + \gamma_1 t + \gamma_2 PDO_t$ $\beta_2(t) = \beta_2$ $\alpha_2(t) = \alpha_2$	$\gamma_1(t) = \gamma_0 + \gamma_1 t + \gamma_2 PDO_t$ $\beta_1(t) = \beta_1$ $\alpha_1(t) = \alpha_1$ $\gamma_2(t) = \gamma_0 + \gamma_1 t + \gamma_2 PDO_t$ $\beta_2(t) = \beta_2$ $\alpha_2(t) = \alpha_2$			
Gumbel mixta (GG)	$f(x) = \frac{p}{\alpha_1} e^{-\frac{(x-x_0)}{\alpha_1}} e^{-\frac{(x-x_0)}{\alpha_1}} + \frac{(1-p)}{\alpha_2} e^{-\frac{(x-x_0)}{\alpha_2}} e^{-\frac{(x-x_0)}{\alpha_2}}$	$x \geq 0; \alpha_1 > 0, \alpha_2 > 0,$ $0 \leq p \leq 1$	$\omega_1(t) = \kappa_0$ $\alpha_1(t) = \alpha_1$ $\omega_2(t) = \omega_2$ $\alpha_2(t) = \alpha_2$	$\omega_1(t) = \kappa_0 + \kappa_1 t$ $\alpha_1(t) = \alpha_1$ $\omega_2(t) = \eta_0 + \eta_1 t$ $\alpha_2(t) = \alpha_2$	$\omega_1(t) = \kappa_0 + \kappa_1 t + \kappa_2 PDO_t$ $\alpha_1(t) = \alpha_1$ $\omega_2(t) = \eta_0 + \eta_1 t + \eta_2 PDO_t$ $\alpha_2(t) = \alpha_2$			
Gumbel Weibull (GW)	$f(x) = \frac{p}{\alpha_1} e^{-\frac{(x-x_0)}{\alpha_1}} e^{-\frac{(x-x_0)}{\alpha_1}} + (1-p) \left(\frac{\alpha_2}{\beta_2 - \gamma_2}\right)^{\alpha_2-1} \left(\frac{x-\gamma_2}{\beta_2 - \gamma_2}\right)^{\alpha_2-1} e^{-\left(\frac{x-\gamma_2}{\beta_2 - \gamma_2}\right)^{\alpha_2}}$	$\alpha_1 > 0, x \geq \gamma_2; \beta_2 > \gamma_2,$ $\alpha_2 > 0, 0 \leq p \leq 1$	$\omega_1(t) = \kappa_0$ $\alpha_1(t) = \alpha_1$ $\gamma_2(t) = \gamma_2$ $\beta_2(t) = \beta_2$ $\alpha_2(t) = \alpha_2$	$\omega_1(t) = \kappa_0 + \kappa_1 t$ $\alpha_1(t) = \alpha_1$ $\gamma_2(t) = \gamma_0 + \gamma_1 t + \gamma_2 PDO_t$ $\beta_2(t) = \beta_2$ $\alpha_2(t) = \alpha_2$	$\omega_1(t) = \kappa_0 + \kappa_1 t + \kappa_2 PDO_t$ $\alpha_1(t) = \alpha_1$ $\gamma_2(t) = \gamma_0 + \gamma_1 t + \gamma_2 PDO_t$ $\beta_2(t) = \beta_2$ $\alpha_2(t) = \alpha_2$			

t : índice que depende del tiempo, para 1950, $t = 1$.
 PDO; valor anual del índice PDO correspondiente a t .

contiene el intervalo de confianza a 95% por la ecuación (12):

$$\pm 1.96 f(z)^{-1} \sqrt{(p(1-p)/n)} \quad (12)$$

Donde $f(z)$ es la función de densidad normal; z es un evento asociado con una probabilidad, y n es el tamaño de la muestra.

Finalmente, se estimaron eventos de diseño \hat{X} , asociados con diferentes periodos de retorno. Para la función $LN3$, con el modelo M_3 , los eventos de diseño se estimaron al resolver la ecuación (13):

$$\hat{X} = \hat{x}_0 + \exp\left\{F^{-1}\left(p/\hat{\mu}(t), \hat{\sigma}\right)\right\} \quad (13)$$

$$\hat{\mu}(t) = \hat{\mu}_0 + \hat{\mu}_1 t_0 + \hat{\mu}_2 \widehat{PDO} \quad (14)$$

$$p = F\left(x/\hat{\mu}(t), \hat{\sigma}\right) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^x e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{z-\hat{\mu}(t)}{\sigma}\right)^2} \quad (15)$$

Donde \hat{x}_0 es el estimador del parámetro de ubicación; $\hat{\sigma}$, el estimador del parámetro de forma; $\hat{\mu}(t)$, el parámetro de escala en función de los estimadores $\hat{\mu}_0$, $\hat{\mu}_1$ y $\hat{\mu}_2$; t_0 el valor del índice del tiempo para un escenario determinado ($t_0 = 65$ para el escenario del año 2014 y $t_0 = 95$ para el escenario del año 2044); \widehat{PDO} , un valor promedio del índice PDO , y \hat{X} es el evento de diseño asociado con un periodo de retorno T y un escenario futuro t_0 .

El análisis de datos abarcó el periodo comprendido entre los años 1950 y 2013, por lo cual, al primer año (1950) se le asignó el valor $t_0 = 1$, mientras que al último (2013), le correspondió un valor $t_0 = 64$. De esta forma, para años posteriores, los valores del índice de tiempo aumentaron una unidad de forma consecutiva.

Debido a la asociación de valores PDO negativos y periodos con déficit de lluvia, el valor \widehat{PDO} se estimó como la media aritmética de los valores PDO correspondientes al lapso de anomalías con mayor déficit de lluvia acumulada anual analizada.

Resultados y discusión

La distribución espacial de la lluvia acumulada anual en la zona de estudio se encuentra en la figura 2. Los valores más bajos se presentan en la península de California, con menos de 200 mm al año, siendo la zona con menor precipitación de todo el país; en contraste, entre los límites de Sonora, Sinaloa, Chihuahua y Durango se tienen valores de más 1 000 mm.

El análisis de componentes principales arrojó cinco componentes que explican 73% de la varianza de la precipitación. Tras asignar la componente de mayor carga al polígono de Thiessen de cada estación, se pudieron identificar espacialmente grupos de polígonos asociados con la misma componente; cada grupo se consideró como una región homogénea; de esta forma, se generaron las cinco regiones mostradas en la figura 2.

De acuerdo con el cuadro 2, 19% de las series analizadas es no estacionaria, de las cuales, 47% se ubica en la región 1, que abarca principalmente los estados de Sonora y Sinaloa. Del total de series que presentan puntos de cambio descendentes significativos, 73% corresponde a la región 1; en esta región, además, se localizan las tres series que presentan puntos de cambio descendentes y tendencias decrecientes, así como dos de las tres series con tendencia decreciente.

Según el análisis de correlación de Spearman, existe una correlación de 0.43, estadísticamente significativa a cualquier nivel, entre el índice PDO y la serie de lluvia acumulada de la región 3; mientras que con las regiones 4 y 5, la correlación es de 0.2, significativa a un nivel de 0.1. Para las tres regiones anteriores, la correlación es positiva; por lo tanto, al estar el PDO en fase negativa de manera persistente, se tendrán periodos con déficit de lluvia, tal como ocurrió en la región 3 entre 1950 y 1975 (figura 3a). La asociación entre episodios prolongados de valores PDO negativos y condiciones de sequías severas y prolongadas a través del occidente y centro de Norteamérica fue mencionada por Cook *et al.* (2004). Entre 1977 y 1997 se presentó un régimen PDO positivo y aparentemente a partir de 1998 se tiende hacia una

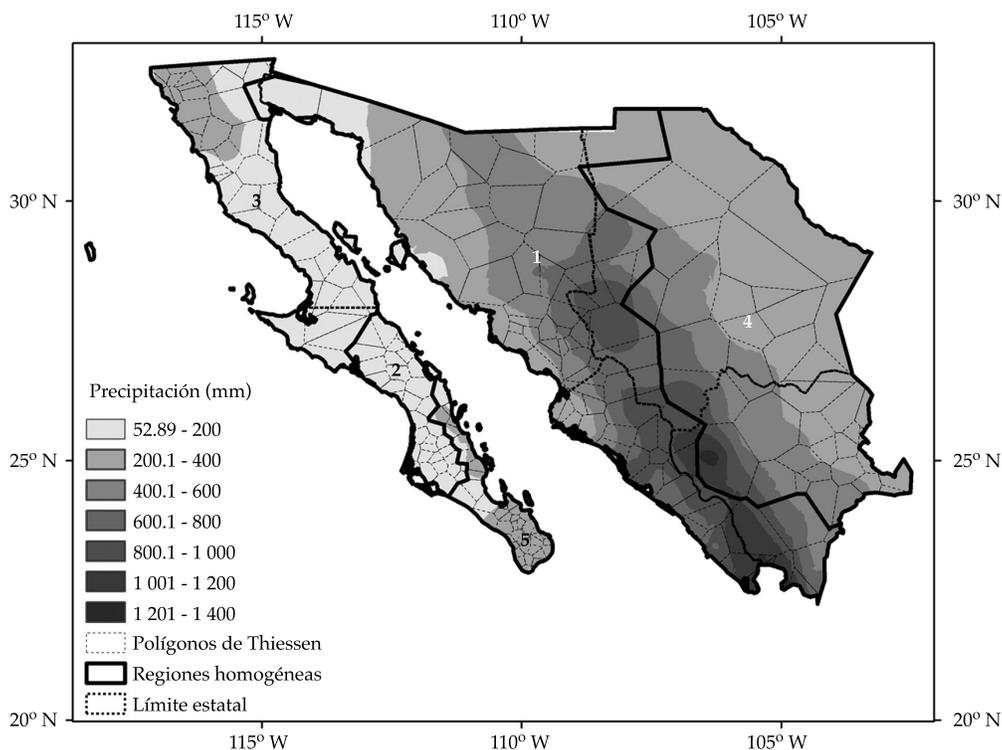


Figura 2. Regiones homogéneas y distribución de la lluvia acumulada anual.

Cuadro 2. Número de series de lluvia acumulada anual, según su condición determinada por las pruebas de Pettitt y Mann-Kendall, a un nivel de significancia de 0.05.

Región	Total	E	NE	A	D	TC	TD	A&TC	D&TD
1	72	55	17	2	8	0	2	2	3
2	33	27	6	1	0	3	1	1	0
3	43	38	5	2	3	0	0	0	0
4	34	28	6	0	0	2	0	4	0
5	39	37	2	1	0	0	0	1	0
Total	221	185	36	6	11	5	3	8	3

E: estacionaria; NE: no estacionaria; A: cambio ascendente; D: cambio descendente; TC: tendencia creciente; TD: tendencia decreciente; A&TC: cambio ascendente y tendencia creciente; D&TD: cambio descendente y tendencia decreciente.

fase negativa, por lo que es muy probable que en las próximas décadas cambie de polaridad (Mantua, Hare, Zhang, Wallace & Francis, 1997; MacDonald & Case, 2005). Debido a lo anterior, es posible que la pérdida de la estacionariedad de las series por el incremento de la lluvia se deba en gran medida a la influencia de la fase positiva del PDO; por lo tanto, la persistencia

de valores PDO negativos que pudieran causar sequías prolongadas se consideró en el análisis de predicción de la lluvia.

Del análisis de frecuencias realizado a las 221 series de lluvia acumulada anual, las pruebas de bondad de ajuste indicaron que para 84 de éstas, los modelos no estacionarios estadísticamente representan mejor la variabilidad de los datos

(cuadro 3). En el caso de las series no estacionarias, en 83% de los casos los modelos no estacionarios se ajustó mejor a los datos; para las series no estacionarias restantes, aunque el estadístico *AIC* indicó que los modelos no estacionarios fueron mejores, la medida de discordancia (*D*) fue inferior a 3.84 (valor de χ^2_v a un nivel $\alpha = 0.05$), por lo que no se justificó el uso de un modelo M_1 , M_2 o M_3 en lugar de un M_0 .

La mayoría (60%) de los modelos no estacionarios seleccionados es M_2 o M_3 de la función *LN3*. Los resultados obtenidos son consistentes con las pruebas de estacionariedad y de correlación realizadas; por ejemplo, para la región 3, que tiene la correlación más alta con PDO, se seleccionaron modelos M_2 en 20 casos. Además, para la región 1, donde se localiza 47% de las estaciones con series no estacionarias, se seleccionaron 22 modelos M_3 . Es importante señalar que el modelo M_0 de la distribución *GW* se seleccionó para 61 de las series estacionarias; por lo tanto, las distribuciones mezcladas representan mejor la variabilidad de los datos cuando éstos son estacionarios.

Como ejemplo del procedimiento para la selección del mejor modelo, en los cuadros 4 y 5 se muestran los resultados de las pruebas de bondad de ajuste y los estimadores de los parámetros de los modelos ajustados a las series de las estaciones 2060 (“Santa Cruz”, Ensenada, Baja California) y 25082 (“San Blas”, El Fuerte, Sinaloa), respectivamente. Cabe mencionar que la serie de la estación 2060, según la prueba de Pettitt, presentó en el año 2002 un punto de

quiebre significativo a un nivel de 0.05, con un cambio descendente en la media de la serie (figura 3b). Por otro lado, para la estación 25082, el residual obtenido por el método DME (figura 3c) indicó que existe una tendencia monótona decreciente, estadísticamente significativa (a un nivel de 0.05), según la prueba de Mann-Kendall.

Para la estación 2060, el modelo con el menor valor *AIC* fue el M_2 de la función *LN3*, en el cual el parámetro de escala está en función del índice PDO; además, el valor del estadístico *D* es superior a 3.84, lo cual indica que es más adecuado y explica mejor la variabilidad de los datos que el modelo M_0 . Para la serie de lluvia de la estación 25082, el modelo M_1 de la función *GA3*, que incluyó una tendencia en el parámetro de ubicación, representa mejor la variabilidad de los datos que los modelos restantes; el valor de *AIC* del modelo M_1 fue el menor, con un valor *D* igual a 5.0, estadísticamente significativo.

La figura 4 corresponde a las gráficas “worm plot” y de cuantil-cuantil (*Q-Q*) de las estaciones 2060 y 25082, para los modelos mencionados. Se observa para ambos casos que los datos de las gráficas caen dentro de los límites de confianza y están cerca de la diagonal unitaria; por tal razón, se determina que los modelos seleccionados se ajustan de forma adecuada a los datos.

Para la estación 2060, el valor del índice PDO utilizado para estimar los eventos de diseño fue de -0.86, promedio del periodo comprendido entre 2007 y 2013, caracterizado por la persistencia de valores negativos y que abarcó el periodo

Cuadro 3. Número de modelos seleccionados para la predicción de eventos de lluvia acumulada anual por región.

Región	Total	Log normal 3p				Gamma 3p				Weibull M_0	Gumbel-Weibull M_0
		M_0	M_1	M_2	M_3	M_0	M_1	M_2	M_3		
1	72	4	0	0	10	10	2	0	12	7	27
2	33	6	2	5	2	3	0	1	2	6	6
3	43	3	0	16	9	4	0	4	0	2	5
4	34	7	4	0	0	8	1	0	3	2	9
5	39	3	0	6	2	5	0	2	1	6	14
Total	221	23	6	27	23	30	3	7	18	23	61

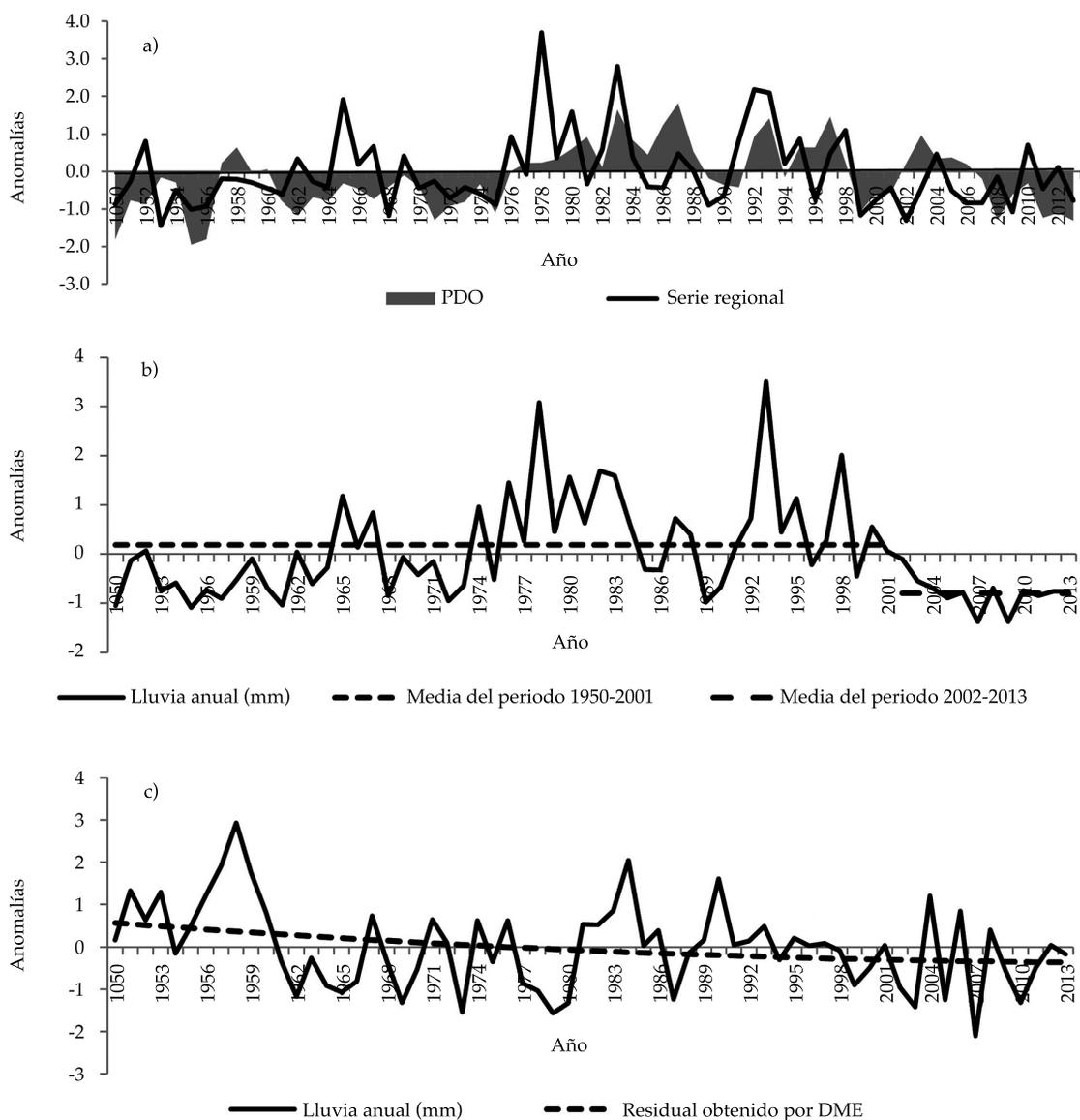


Figura 3. Variación temporal de series anuales del noroeste de México: a) lluvia media de la región 3 e índice PDO; b) estación 2060, “Santa Cruz”, Ensenada, Baja California; c) estación 25082, “San Blas”, El Fuerte, Sinaloa.

con mayor déficit de lluvia (figura 3b). Por lo anterior, para el modelo M_2 de la función $LN3$ (cuadro 4), los estimadores de los parámetros fueron los siguientes:

$$\hat{\mu}(t) = \hat{\mu}_0 + \hat{\mu}_1 \widehat{PDO} = 5.65 + (0.29)(-0.86) = 5.40, \hat{\lambda}_0 = 0.05, \hat{\sigma} = 0.43$$

Los valores de los eventos de diseño asociados con diferentes probabilidades de no excedencia, p , se estimaron al resolver la siguiente expresión:

$$\hat{X} = 0.05 + \exp\{LN3^{-1}(p|5.40, 0.43)\}$$

Donde $LN3^{-1}$ es la función de distribución de probabilidad log normal inversa.

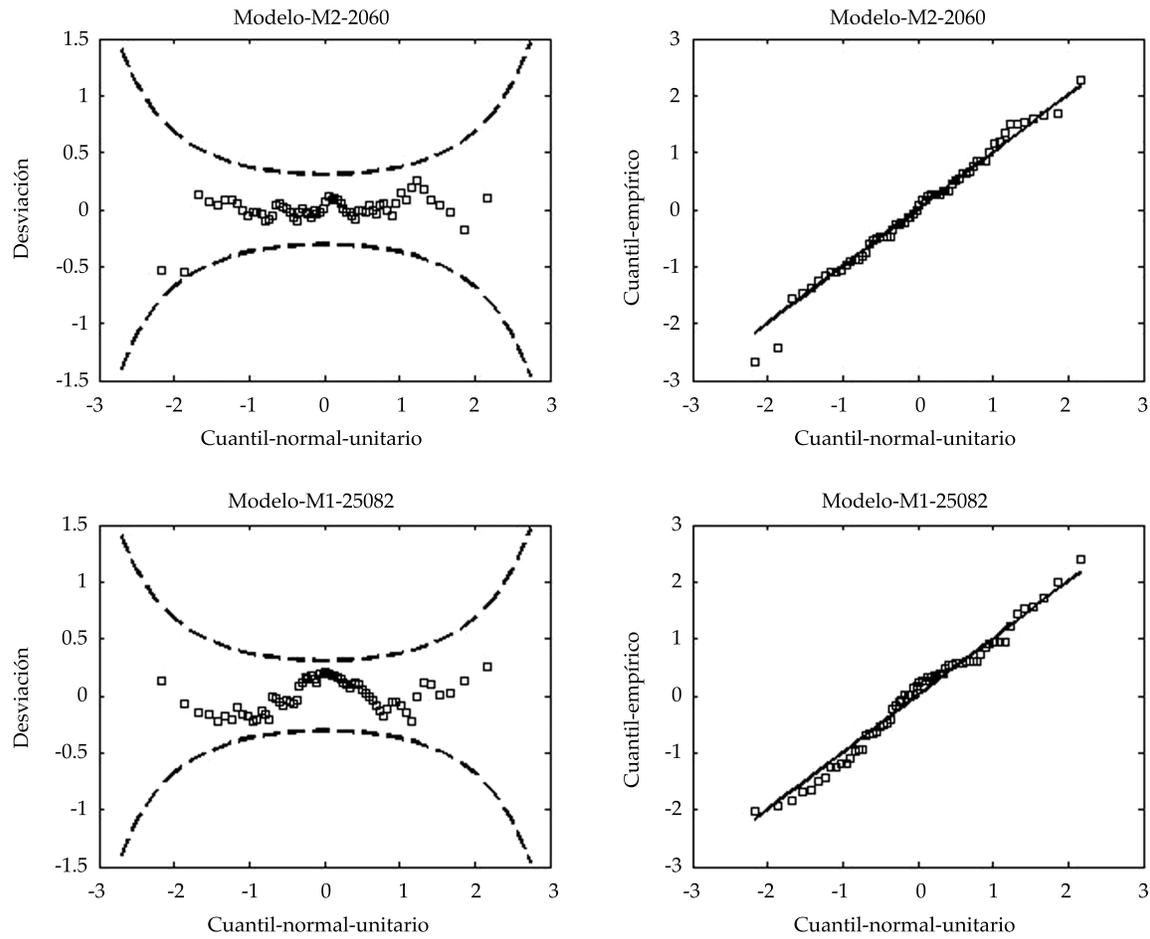


Figura 4. Gráficas “worm plot” (izquierda) y Q-Q (derecha) para el análisis visual del ajuste de los modelos seleccionados: a) estación 2060, “Santa Cruz”, Ensenada, Baja California; b) estación 25082, “San Blas”, El Fuerte, Sinaloa.

Por otro lado, para la estación 25082 (cuadro 5), los parámetros estimados para el modelo M_1 de la función GA3 fueron los siguientes:

Para el escenario del año 2014:

$$\hat{x}_0(t) = \hat{\lambda}_0 + \hat{\lambda}_1 t_0 = -240.47 + (-2.59)(65) = -408.82, \hat{\alpha} = 33.17, \hat{\beta} = 26.43.$$

Para el escenario del año 2044:

$$\hat{x}_0(t) = \hat{\lambda}_0 + \hat{\lambda}_1 t_0 = -240.47 + (-2.59)(95) = -486.52, \hat{\alpha} = 33.17, \hat{\beta} = 26.43.$$

Las expresiones utilizadas para estimar los eventos de diseño fueron las siguientes:

Para el escenario del año 2014:

$$\hat{X} = -408.82 + GA3^{-1}(p|26.43, 33.17)$$

Para el escenario del año 2044:

$$\hat{X} = -486.52 + GA3^{-1}(p|26.43, 33.17)$$

Donde $GA3^{-1}$ es la función de distribución de probabilidad gamma inversa.

Cuadro 4. Resultados de las pruebas de bondad de ajuste para la estación 2060 ("Santa Cruz", Ensenada, Baja California).

Estación	Función	AIC	D	Estimadores de los parámetros										
				$\hat{\mu}_0$	$\hat{\mu}_1$	$\hat{\mu}_2$	\hat{x}_0	$\hat{\sigma}$						
2060	LN3 (M_0)	815.3	-	5.61	-	-	0.00	0.50	-	-	-	-	-	-
2060	LN3 (M_1)	817.3	0.0	5.63	0.00	-	0.00	0.50	-	-	-	-	-	-
2060	LN3 (M_2)	799.8	17.5	5.65	0.29	-	0.05	0.43	-	-	-	-	-	-
2060	LN3 (M_3)	799.9	1.9	5.79	0.00	0.31	0.02	0.43	-	-	-	-	-	-
				λ_0	λ_1	λ_2	$\hat{\alpha}$	β						
2060	GA3 (M_0)	815.6	-	64.50	-	-	102.56	2.37	-	-	-	-	-	-
2060	GA3 (M_1)	816.0	1.6	84.02	-0.42	-	103.77	2.29	-	-	-	-	-	-
2060	GA3 (M_2)	810.3	7.3	-19.71	56.74	-	54.17	6.21	-	-	-	-	-	-
2060	GA3 (M_3)	811.0	1.3	5.87	-0.81	59.58	52.71	6.40	-	-	-	-	-	-
				$\hat{\gamma}_0$	$\hat{\gamma}_1$	$\hat{\gamma}_2$	β	$\hat{\alpha}$						
2060	W3 (M_0)	816.5	-	77.14	-	-	332.28	1.48	-	-	-	-	-	-
2060	W3 (M_1)	812.0	6.5	133.29	-0.91	-	318.37	1.22	-	-	-	-	-	-
2060	W3 (M_2)	818.3	0.2	72.00	-10.2	-	326.85	1.49	-	-	-	-	-	-
2060	W3 (M_3)	808.1	12.2	168.09	-1.40	16.57	323.54	0.98	-	-	-	-	-	-
				$\hat{\omega}_0$	$\hat{\omega}_1$	$\hat{\omega}_2$	$\hat{\alpha}$							
2060	G (M_0)	870.0	-	397.17	-	-	207.06	-	-	-	-	-	-	-
2060	G (M_1)	870.9	1.1	334.58	1.93	-	203.70	-	-	-	-	-	-	-
2060	G (M_2)	846.2	25.8	407.61	146.91	-	162.28	-	-	-	-	-	-	-
2060	G (M_3)	847.5	0.7	445.44	-1.14	154.50	161.04	-	-	-	-	-	-	-
				$\hat{\phi}_0$	$\hat{\phi}_1$	$\hat{\phi}_2$	β_1	$\hat{\alpha}_1$	\hat{u}_0	\hat{u}_1	\hat{u}_2	β_2	$\hat{\alpha}_2$	\hat{p}
2060	WW (M_0)	822.2		77.2	-	-	328.7	48.2	77.3	-	-	332.2	1.5	0.0
2060	WW (M_1)	807.1	19.1	133.2	-0.9	-	318.4	1.6	134.5	-0.9	-	318.3	0.7	0.7
2060	WW (M_2)	816.6	9.6	72.5	-10.5	-	327.1	2.2	83.4	-0.3	-	325.2	0.5	0.8
2060	WW (M_3)	829.7	-9.1	167.5	-2.4	17.3	323.4	1.0	167.5	-1.4	16.3	323.4	1.0	0.6
				$\hat{\kappa}_0$	$\hat{\kappa}_1$	$\hat{\kappa}_2$	$\hat{\alpha}_1$		$\hat{\eta}_0$	$\hat{\eta}_1$	$\hat{\eta}_2$	$\hat{\alpha}_2$		\hat{p}
2060	GG (M_0)	839.4	-	526.8	-	-	192.9	-	254.1	-	-	65.4	-	0.4
2060	GG (M_1)	839.7	3.7	244.0	11.1	-	152.3	-	285.3	0.2	-	89.5	-	0.3
2060	GG (M_2)	816.2	27.2	578.0	247.7	-	104.5	-	309.6	84.1	-	77.6	-	0.2
2060	GG (M_3)	817.9	2.3	624.1	-2.6	230.0	123.0	-	318.5	-0.7	67.3	66.0	-	0.3
				$\hat{\kappa}_0$	$\hat{\kappa}_1$	$\hat{\kappa}_2$	$\hat{\alpha}_1$		\hat{u}_0	\hat{u}_1	\hat{u}_2	β_2	$\hat{\alpha}_2$	\hat{p}
2060	GW (M_0)	822.5	-	397.2	-	-	207.0	-	77.1	-	-	332.3	1.5	0.0
2060	GW (M_1)	818.7	7.8	234.3	14.9	-	120.1	-	130.7	-0.9	-	304.2	1.3	0.1
2060	GW (M_2)	820.1	6.4	574.3	245.4	-	118.3	-	65.9	-8.6	-	291.5	1.8	0.2
2060	GW (M_3)	818.3	5.8	445.4	-1.1	154.5	154.5	-	168.1	-1.4	16.6	323.5	1.0	0.1

AIC: criterio de información de Akaike (1974) (adimensional); D: medida de discordancia (adimensional).

Cuadro 5. Resultados de las pruebas de bondad de ajuste para la estación 25082 (“San Blas”, El Fuerte, Sinaloa).

Estación	Función	AIC	D	Estimadores de los parámetros										
				$\hat{\mu}_0$	$\hat{\mu}_1$	$\hat{\mu}_2$	\hat{x}_0	$\hat{\sigma}$						
25082	LN3 (M_0)	852.1		6.26	-	-	0.00	0.34	-	-	-	-	-	-
25082	LN3 (M_1)	848.9	5.1	6.43	-0.01	-	-0.01	0.33	-	-	-	-	-	-
25082	LN3 (M_2)	854.0	0.0	6.26	0.00	-	0.00	0.34	-	-	-	-	-	-
25082	LN3 (M_3)	850.5	0.4	6.44	-0.01	0.03	0.02	0.33	-	-	-	-	-	-
				λ_0	λ_1	λ_2	$\hat{\alpha}$	$\hat{\beta}$						
25082	GA3 (M_0)	848.7		-241.20	-	-	39.94	19.86	-	-	-	-	-	-
25082	GA3 (M_1)	845.8	5.0	-240.47	-2.59	-	33.17	26.43	-	-	-	-	-	-
25082	GA3 (M_2)	850.7	0.0	-241.20	-0.88	-	39.95	19.85	-	-	-	-	-	-
25082	GA3 (M_3)	847.2	0.6	-990.42	-2.98	21.56	17.22	95.36	-	-	-	-	-	-
				$\hat{\gamma}_0$	$\hat{\gamma}_1$	$\hat{\gamma}_2$	$\hat{\beta}$	$\hat{\alpha}$						
25082	W3 (M_0)	848.4		125.68	-	-	605.57	2.57	-	-	-	-	-	-
25082	W3 (M_1)	850.2	0.2	197.18	-1.10	-	607.81	2.33	-	-	-	-	-	-
25082	W3 (M_2)	847.4	3.0	89.13	-110.0	-	603.24	2.72	-	-	-	-	-	-
25082	W3 (M_3)	849.3	3.0	9.01	1.16	-133.4	600.10	2.96	-	-	-	-	-	-
				$\hat{\omega}_0$	$\hat{\omega}_1$	$\hat{\omega}_2$	$\hat{\alpha}$							
25082	G (M_0)	866.0		643.63	-	-	191.84	-	-	-	-	-	-	-
25082	G (M_1)	857.2	10.8	768.42	-4.01	-	172.22	-	-	-	-	-	-	-
25082	G (M_2)	865.5	2.5	650.44	44.64	-	185.02	-	-	-	-	-	-	-
25082	G (M_3)	854.2	4.9	776.41	-4.03	56.49	162.50	-	-	-	-	-	-	-
				$\hat{\phi}_0$	$\hat{\phi}_1$	$\hat{\phi}_2$	$\hat{\beta}_1$	$\hat{\alpha}_1$	\hat{u}_0	\hat{u}_1	\hat{u}_2	$\hat{\beta}_2$	$\hat{\alpha}_2$	\hat{p}
25082	WW (M_0)	852.9		124.9	-	-	622.4	8.5	139.5	-	-	595.3	2.2	0.2
25082	WW (M_1)	856.3	0.6	194.3	-0.3	-	621.7	7.3	207.2	-1.1	-	593.2	2.0	0.2
25082	WW (M_2)	855.4	1.5	89.1	-	-109.8	603.2	2.7	89.1	-	-110.0	603.2	2.7	0.2
25082	WW (M_3)	858.9	1.3	6.5	2.5	-127.8	593.9	3.0	11.5	0.4	-134.8	597.2	2.8	0.6
				$\hat{\kappa}_0$	$\hat{\kappa}_1$	$\hat{\kappa}_2$	$\hat{\alpha}_1$		$\hat{\eta}_0$	$\hat{\eta}_1$	$\hat{\eta}_2$	$\hat{\alpha}_2$		\hat{p}
25082	GG (M_0)	854.7		810.4	-	-	171.4	-	561.7	-	-	114.9	-	0.2
25082	GG (M_1)	863.2	-4.5	768.4	-3.9	-	172.2	-	768.4	-4.0	-	172.2	-	0.1
25082	GG (M_2)	853.3	5.4	886.1	-	187.2	65.8	-	578.2	-	-4.4	126.7	-	0.1
25082	GG (M_3)	847.6	19.5	979.8	-4.1	116.3	63.0	-	675.8	-3.2	16.8	111.1	-	0.2
				$\hat{\kappa}_0$	$\hat{\kappa}_1$	$\hat{\kappa}_2$	$\hat{\alpha}_1$		\hat{u}_0	\hat{u}_1	\hat{u}_2	$\hat{\beta}_2$	$\hat{\alpha}_2$	\hat{p}
25082	GW (M_0)	850.9		625.2	-	-	59.5	-	139.4	-	-	596.0	2.2	0.2
25082	GW (M_1)	852.2	2.7	632.2	7.5	-	57.2	-	106.5	-109.0	-	594.5	2.4	0.2
25082	GW (M_2)	852.2	2.7	632.2	-	7.5	57.2	-	106.5	-	-109.0	594.5	2.4	0.2
25082	GW (M_3)	855.8	0.4	630.7	-8.0	-1.5	49.2	-	109.9	0.8	-95.6	604.8	2.6	0.0

AIC: criterio de Información de Akaike (1974) (adimensional); D: medida de discordancia (adimensional).

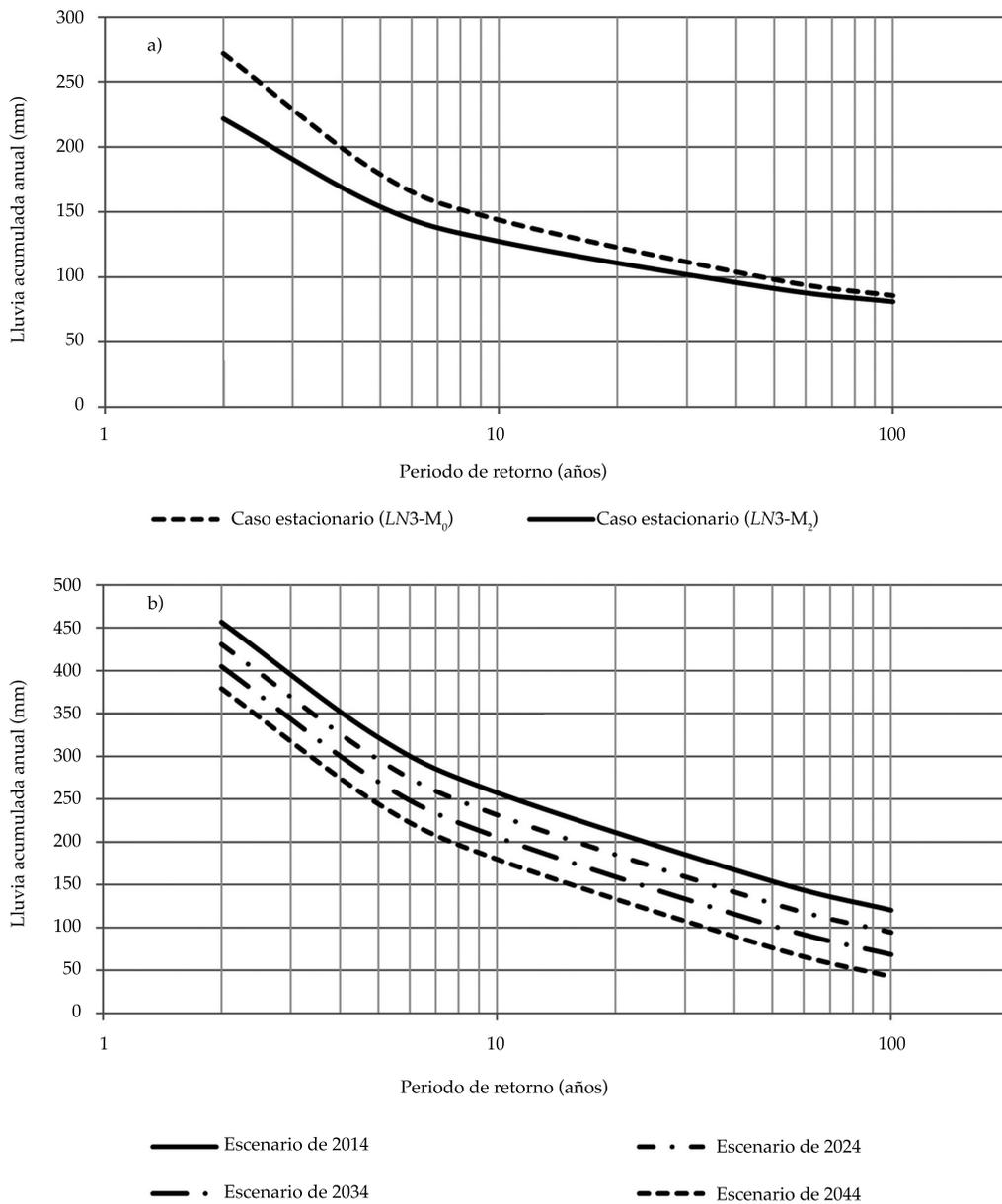


Figura 5. Eventos de diseño de la lluvia acumulada anual: a) estación 2060, "Santa Cruz", Ensenada, Baja California; b) estación 25082, "San Blas", El Fuerte, Sinaloa.

La representación gráfica de los eventos de diseño estimados para las estaciones 2060 y 25082, a partir de las expresiones anteriores, se muestran en la figura 5.

Para la estación 2060, los eventos estimados con una probabilidad de ocurrencia de 50% (período de retorno de dos años) fueron de 271.8

mm, con el modelo estacionario, y 266.8 mm con el modelo no estacionario. Con el enfoque tradicional, los eventos están sobreestimados, mientras que con el análisis no estacionario se predijeron valores de lluvia para las condiciones históricas más adversas de las sequías originadas por la persistencia de valores PDO negativos.

Al considerar la presencia de una tendencia decreciente de la lluvia en la estación 25082 fue posible simular el decremento en la magnitud de los eventos de diseño para escenarios futuros. Por ejemplo, para un periodo de retorno de dos años se predice una disminución de la lluvia de 77 mm en el año 2044 con respecto a la lluvia del escenario de 2014. Debido a que las pruebas estadísticas aplicadas a la serie de esta estación mostraron una tendencia decreciente significativa, la predicción del decremento en la lluvia para el escenario 2044 es consistente con el comportamiento de la serie.

De las demás estaciones cuyos modelos seleccionados (M_1 o M_3) están en función del tiempo, se estimó el incremento (decremento) de la lluvia que se tendrá para el año 2044 con respecto al año 2014, para un periodo de retorno de dos años. Este periodo de retorno

corresponde al de la lluvia mediana (lluvia asociada con 50% de probabilidad de ocurrencia).

En la figura 6 se muestra la variación espacial del incremento (decremento) de la lluvia, como porcentaje de la lluvia media anual; para las estaciones que no presentan cambios, los eventos de diseño se obtuvieron con modelos M_0 o modelos M_2 , que no dependen del tiempo. En 29 estaciones de las regiones 1, 2, 3 y 5, ubicadas en la península de California, Sonora y Sinaloa, se predice una disminución menor a 20% de lluvia media anual (cuadro 6). Cabe mencionar que en esta zona se tienen los valores de lluvia media anual más bajos del país, por lo cual estos resultados sugieren que será más susceptible a sequías en el futuro. En contraste, en ocho estaciones de la región 4 se esperan aumentos en la lluvia media de hasta 30%.

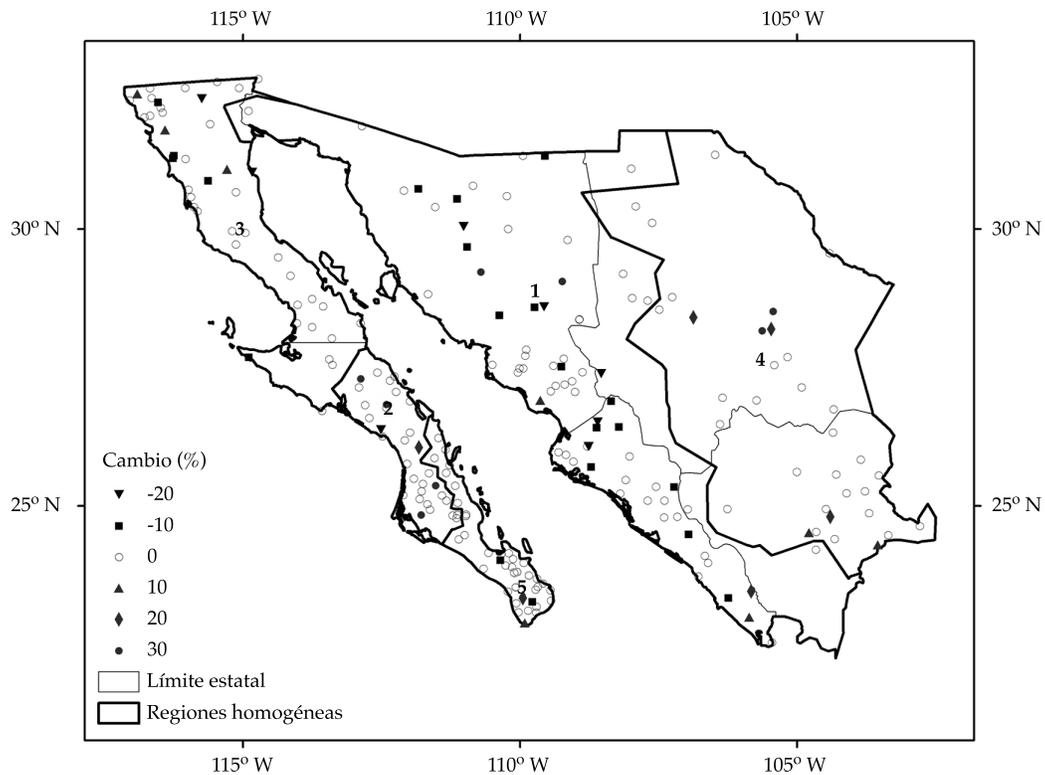


Figura 6. Incremento (decremento) de la lluvia entre el escenario de 2014 y 2044, con respecto a la lluvia media anual, para un periodo de retorno de dos años.

Cuadro 6. Número de estaciones según los rangos del porcentaje de incremento (decremento) de la lluvia entre el escenario de 2014 y 2044, con respecto a la lluvia media anual, para un periodo de retorno de dos años.

Incremento (decremento) %	Región					Total
	1	2	3	4	5	
-20 a -10	5	1	2	0	0	8
-10 a -0	14	0	5	0	2	21
0	48	27	33	26	35	169
0-10	2	1	3	2	1	9
10-20	1	1	0	3	1	6
20-30	2	2	0	1	0	5
30-40	0	1	0	2	0	3
Total	72	33	43	34	39	221

Conclusiones

En 83% de las series no estacionarias analizadas los modelos seleccionados para la estimación de eventos de diseño de lluvia acumulada en el noroeste de México incluyó una tendencia lineal y al índice PDO como covariable; por lo tanto, se determina que ante la falta de estacionariedad en las series de lluvia, los modelos no estacionarios propuestos explican mejor la variabilidad de los datos que los modelos convencionales. Para las series no estacionarias restantes, los modelos no estacionarios fueron mejores; sin embargo, la medida de discordancia indicó que para un nivel de significancia de 0.05, no se justifica el uso de un modelo no estacionario en lugar de un convencional. Por tal razón, el cambio en el comportamiento temporal de la lluvia no es una condición para todas las estaciones.

Los modelos no estacionarios permitieron la estimación de eventos de diseño asociados con las condiciones más adversas del índice PDO que han influido en los periodos históricos con déficit de lluvia más severos. Es posible que en las próximas décadas se presente de nuevo un periodo persistente de sequías, pues aparentemente a partir de 1998 se tiende hacia una fase negativa del PDO; por lo tanto, la persistencia de valores PDO negativos deben considerarse en los análisis de predicción de la lluvia.

Con la inclusión de una tendencia en el análisis de frecuencias se obtuvieron eventos de diseño asociados con diferentes periodos de retorno y escenarios futuros, con los cuales, en 29 estaciones ubicadas en la península de California, Sonora y Sinaloa, se predice una disminución para al año 2044 de menos de 20% de la lluvia media anual. En esta zona se tienen los valores de lluvia media anual más bajos del país, por lo cual tales resultados sugieren que será más susceptible a sequías en el futuro.

Referencias

- Akaike, H. (1974). A New Look at Statistical-Model Identification. *Automatic Control, IEEE Transactions on*, 19(6), 716-723.
- Buuren, S. V., & Fredriks, M. (2001). Worm Plot: A Simple Diagnostic Device for Modelling Growth Reference Curves. *Statistics in Medicine*, 20(8), 1259-1277.
- Carmona, D. A. M. (2010). *Identificación de modos principales de variabilidad hidroclimática en Colombia y la Cuenca Amazónica mediante la transformada de Hilbert-Huang*. Tesis de doctorado. Medellín: Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín.
- Coles, G. S. (2001). *An Introduction to Statistical Modeling of Extreme Values*. New York: Springer.
- Conagua (2012). *Estadísticas del agua en México*. México, DF: Comisión Nacional del Agua.
- Cook, E. R., Woodhouse, C. A., Eakin, C. M., Meko, D. M., & Stahle, D. W. (2004). Long-Term Aridity Changes in the Western United States. *Science*, 306, 1015-1018.
- El Adlouni, S., Ouarda, T. B. M. J., Zhang, X., Roy, R., &

- Bobée, B. (2007). Generalized Maximum Likelihood Estimators for the Nonstationary Generalized Extreme Value Model. *Water Resources Research*, 43(3), W03410, doi:10.1029/2005WR004545.
- Escalante-Sandoval, C., & Reyes-Chávez, L. (2002). *Técnicas estadísticas en hidrología*. México, DF: Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gleick, P. H. (1989). Climate Change, Hydrology and Water Resources. *Reviews of Geophysics*, 27(3), 329-344.
- Grubbs, F. E., & Beck, G. (1972). Extension of Sample Sizes and Percentage Points for Significance Tests of Outlying Observations. *Technometrics*, 14(4), 847-854.
- Held, I. M., & Soden, B. J. (2006). Robust Responses of the Hydrological Cycle to Global Warming. *Journal of Climate*, 19, 5686-5699.
- Huang, N. E., Shen, Z., Long, S. R., Wu, M. C., Shih, H. H., Zheng, Q., Tung, C. C., & Liu, H. H. (1998). The Empirical Mode Decomposition and the Hilbert Spectrum for Nonlinear and Non-Stationary Time Series Analysis. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 454(1971), 903-995.
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, & H. L. Miller (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press, Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Katz, R. W., Parlange M. B., & Naveau P. (2002). Statistics of Extremes in Hydrology. *Advances in Water Resources*, 25, 1287-1304.
- Kendall, M. G. (1975). *Rank Correlation Methods* (4a ed). London: Charles Griffin.
- Krzysztofowicz, R. (1997). Transformation and Normalization of Variates with Specified Distributions. *Journal of Hydrology*, 197, 286-292.
- MacDonald, G. M., & Case, R. A. (2005). Variations in the Pacific Decadal Oscillation over the Past Millennium. *Geophysical Research Letters*, 32(8), L08703, doi:10.1029/2005GL022478.
- Magaña-Rueda, V., & Gay-García, C. (2002). Vulnerabilidad y adaptación regional ante el cambio climático y sus impactos ambientales, sociales y económicos. *Gaceta Ecológica*, 65, 7-23.
- Mantua, N. J., Hare, S. R., Zhang, Y., Wallace, J. M., & Francis, R. C. (1997). A Pacific Interdecadal Climate Oscillation with Impacts on Salmon Production. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(6), 1069-1079.
- Mestre, O., & Hallegatte, S. (2009). Predictors of Tropical Cyclone Numbers and Extreme Hurricane Intensities over the North Atlantic Using Generalized Additive and Linear Models. *Journal of Climate*, 22, 633-648.
- Milly, P. C. D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., & Stouffer, R. J. (2008). Stationarity is Dead: Whither Water Management? *Science*, 319, 573-574.
- NCDC (2013). *Teleconnections* [en línea]. National Climatic Data Center. Recuperado en 1 de noviembre de 2013 de <http://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections>.
- Ouarda T. B. M. J., & El-Adlouni, S. (2011). Bayesian Nonstationary Frequency Analysis of Hydrological Variables. *Journal of the American Water Resources Association*, 47(3), 496-505.
- Pettitt, A. N. (1979). A Non-Parametric Approach to the Change-Point Problem. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C, Applied Statistics*, 28(2), 126-135.
- Qian, C., Wu, Z., Fu, C., & Zhou, T. (2010). On Multi-Timescale Variability of Temperature in China in Modulated Annual Cycle Reference Frame. *Advances in Atmospheric Sciences*, 27, 1169-1182.
- Richman, M. B. (1986). Review Article: Rotation of Principal Components. *Journal of Climatology*, 6, 293-335.
- Shepard, D. (1968). A Two-Dimensional Interpolation Function for Irregularly-Spaced Data. *ACM '68 Proceedings of the 1968 23rd ACM National conference*, New York, USA.
- Spearman, C. (1904). The Proof and Measurement of Association between Two Things. *The American Journal of Psychology*, 15(1), 72-101.
- Towler, E., Rajagopalan, B., Gilleland, E., Summers, R. S., Yates, D., & Katz, R. W. (2010). Modeling Hydrologic and Water Quality Extremes in a Changing Climate: A Statistical Approach Based on Extreme Value Theory. *Water Resources Research*, 46(11), W11504, doi:10.1029/2009WR008876.
- Villarini, G., Smith, J. A., Francesco, S., Bales, J., Bates, P. D., & Krajewski, W. F. (2009). Flood Frequency Analysis for Nonstationary Annual Peak Records in an Urban Drainage Basin. *Advances in Water Resources*, 32, 1255-1266.
- Villarini, G., & Smith, J. A. (2010). Flood Peak Distributions for the Eastern United States. *Water Resources Research*, 46(6), W06504, doi:10.1029/2009WR008395.
- Villarini, G., Smith, J. A., & Napolitano, F. (2010). Nonstationary Modeling of a Long Record of Rainfall and Temperature over Rome. *Advances in Water Resources*, 33, 1256-1267.
- Vogel, R. M., Yaindl C., & Walter M. (2011). Nonstationarity: Flood Magnification and Recurrence Reduction Factors in the United States. *Journal of the American Water Resources Association*, 47(3), 464-474.
- Voss, R., May, W., & Roeckner, E. (2002). Enhanced Resolution Modeling Study on Anthropogenic Climate Change: Changes in Extremes of the Hydrological Cycle. *International Journal of Climatology*, 22, 755-777.
- Vovoras, D., & Tsokos, C. P. (2009). Statistical Analysis and Modeling of Precipitation Data. *Nonlinear Analysis*, 71, e1169-e1177.

Webster, P. J., Holland, G. J., Curry, J. A., & Chang, H. R. (2005). Changes in Tropical Cyclone Number, Duration, and Intensity in a Warming Environment. *Science*, 309(5742), 1844-1846.

Wu, Z., Huang, N. E., Long, S. R., & Peng, C. K. (2007). On the Trend, Detrending, and Variability of Nonlinear and Nonstationary Time Series. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(38), 14889-14894.

Dr. Carlos Agustín Escalante-Sandoval

Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Facultad de Ingeniería
Departamento de Ingeniería Hidráulica
Circuito Exterior, Ciudad Universitaria
Coyoacán, 04510 México, D. F., MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5622 3279
caes@servidor.unam.mx

Dirección institucional de los autores

Dra. Gabriela Álvarez-Olguín

Universidad Tecnológica de la Mixteca
Instituto de Hidrología
69000 Huajuapán de León, Oaxaca, MÉXICO
Teléfono: +52 (953) 5320 399, extensión 550
galvarez@mixteco.utm.mx
g_alvarez_o@yahoo.com.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Universalidad de la función de estado que guía la dinámica de los solutos en los cauces naturales en “equilibrio dinámico”: un nuevo método de cálculo de la pendiente mediante trazadores

• Alfredo Constaín* •

Hydrocloro Technologies SAS, Colombia

*Autor de correspondencia

• Jorge Corredor •

Universidad Militar Nueva Granada, Colombia

Resumen

Constaín, A., & Corredor, J. (enero-febrero, 2016). Universalidad de la función de estado que guía la dinámica de los solutos en los cauces naturales en “equilibrio dinámico”: un nuevo método de cálculo de la pendiente mediante trazadores. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 89-105.

Desde que se ha hecho evidente que existe una función de estado $\varphi(t)$ que guía la evolución de las plumas de solutos en los flujos naturales, la naturaleza de esta función ha sido analizada desde diversos puntos de vista (Constaín, 2012). En este artículo se muestra cómo $\varphi(t)$ es *universal* para todo el flujo en tanto éstos cumplan la condición de “equilibrio dinámico”. Al mismo tiempo se muestra la validez simultánea de la ecuación de Elder en función de $\varphi(t)$, que relaciona el transporte dispersivo con la geomorfología y por lo tanto pudiendo calcularse la pendiente de un flujo en “estado estable”. Se aplica esta metodología a un cauce mediano en Colombia, verificándose que la gráfica de la concentración pico para el trazador es bastante congruente con los datos esperados si se aplican los principios aquí desarrollados.

Palabras clave: estudios de calidad de agua, hidráulica, dispersión, geomorfología.

Abstract

Constaín, A., & Corredor, J. (January-February, 2016). *The Universality of State Functions that Guide the Dynamics of Solutes in Natural Rivers in “Dynamic Equilibrium”: A New Method using Tracers to Calculate Slope*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(1), 89-105.

Ever since evidence has existed of a state function $\varphi(t)$ that guides the evolution of solute plumes in natural flows, the nature of this function has been analyzed from diverse perspectives (Constaín, 2012). This article shows that $\varphi(t)$ is universal for all flows that meet the “dynamic equilibrium” condition. At the same time, the validity of the Elder in function of $\varphi(t)$ is demonstrated, which describes the relationship between dispersive transport and the geomorphology, making it possible to calculate the slope of a flow in a “stable state.” This methodology is applied to a medium-sized river in Colombia, verifying that the graph of the peak concentration of the tracer is quite consistent with the expected data when applying the principles described herein.

Keywords: Water quality studies, hydraulics, dispersion, geomorphology.

Recibido: 02/03/2015

Aceptado: 21/09/2015

Introducción

Un hecho observado en los procesos fluviales es que existe una relación evidente entre las fuerzas que tallan los cursos naturales de agua y la forma y proporciones de los lechos de los mismos. Así, por ejemplo, en un cauce estrecho

la fuerza del agua tallará de manera preponderante las paredes laterales (A), tratando de ganar más ancho; por otro lado, en cauces anchos, esta fuerza tenderá a profundizar el cauce (B). De esta forma, los procesos de “tallaje” en un sentido u otro buscarán equilibrarse de modo dinámico en cierto punto (C) (figura 1).

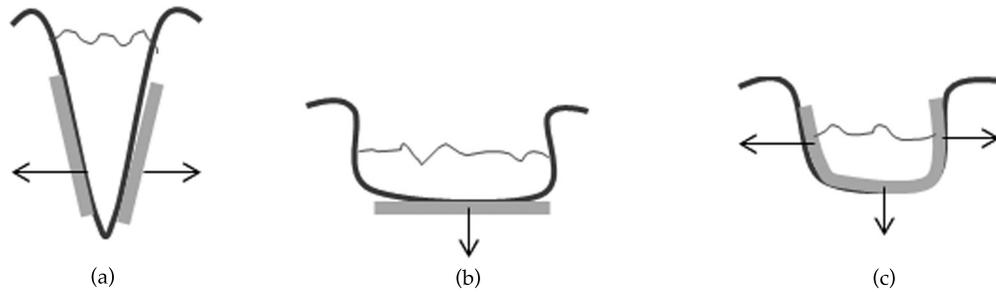


Figura 1. Procesos de "tallaje" en el lecho.

Ocurre entonces un "equilibrio dinámico" cuando la sección transversal del cauce logra un valor tal que las fuerzas de "tallaje" en distintas direcciones no predominan la una sobre la otra y la geomorfología del flujo se mantiene aproximadamente en el tiempo (Leopold & Maddock, 1954).

Este estado de "equilibrio dinámico" en el proceso de formación del cauce por el movimiento continuo del agua no sólo se interpreta en términos de los cambios en las áreas efectivas de las paredes resistentes del lecho (efecto), sino también, e indisolublemente, mediante la velocidad del flujo, pendiente y rugosidad superficial (causas). El efecto final de este proceso de estabilización en sentidos contrarios: no sólo afecta la dimensión transversal sino también la longitudinal. Así, desde el punto de vista del perfil longitudinal del lecho, es que aquellos sitios donde haya una mayor pendiente, la deposición de sedimento tratará de suavizar el perfil y que en aquellos sitios de pendiente "suave", la socavación intentará "empinar" el perfil, siendo S_b la pendiente (figura 2).

El "equilibrio dinámico" en la formación de los cauces puede entonces verse como una tendencia a la igualación de las tasas de "deposición" y "socavación" de sedimentos sobre el lecho tanto en el perfil transversal como en el longitudinal. Como quiera que el agente controlador directo de estos dos procesos opuestos es la velocidad media del fluido, este parámetro no toma por supuesto valores arbitrarios sino

aquellos compatibles con la tendencia explícita al mencionado equilibrio.

Ahora bien, para un grado dado de resistencia del lecho (dependiente de las características físicas de las partículas de ese lecho), esto es, lo que se denomina "rugosidad", la pendiente como fuerza motriz del movimiento del fluido será un cierto valor que ajusta de forma concordante la interacción velocidad-deposición-socavación (Hack, 1957).

Por lo tanto, el mencionado "equilibrio dinámico" se refleja sobre tasas del transporte de masa en el interior del sistema. Esto se analiza en seguida.

Transporte de masa en el interior del sistema bajo la condición de "equilibrio dinámico" en los cauces naturales

Considerando ahora un sistema cerrado evolucionado totalmente irreversible, Ω por el principio de conservación de la energía, en el que la energía mecánica entrante se convierte enteramente en energía térmica por degradación, se tiene que:

$$\Delta U = \Delta Q \quad (1)$$

En este caso se puede ver que la pendiente S_b aporta un componente inicial de energía potencial gravitatoria, $\Delta U(Z)$, el cual es transformado en energía cinética, ΔK (movimiento del agua), el cual finalmente es transformado por entero en calor, ΔQ (figura 3).

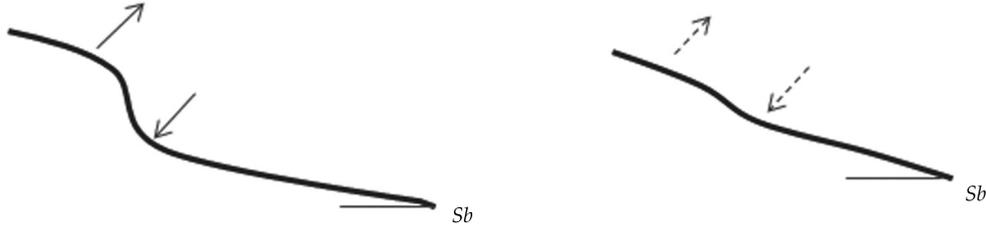


Figura 2. Proceso de igualación del perfil.

También se ha demostrado que en los sistemas hidrológicos en los que se estudian los cambios de la geomorfología es importante aplicar además el segundo principio de la termodinámica o principio de la entropía. En estas condiciones, para un sistema cerrado irreversible isotérmico en el que toda la energía potencial U se transforma en calor, Q , se puede mostrar entonces que la entropía es constante (Leopold & Langbein, 1962).

Entonces la entropía interna (por irreversibilidad), S_i , expulsada en la frontera del sistema, con T como temperatura absoluta, se puede escribir como:

$$\Delta S_i = -\frac{\Delta Q}{T} = -\frac{\Delta U}{T} \quad (2)$$

Si se parte de la definición del gas ideal para la nube de trazador $PV = nRT$, donde P es la presión, V es el volumen, n el número de moles y $R = 8.31 \text{ J}/(\text{K}\cdot\text{mol})$, la constante universal de

los gases, reemplazando la temperatura en la ecuación anterior, se tiene:

$$\Delta S_i = -\frac{(nR) \Delta U}{PV} \quad (3)$$

Considerando ahora la presión $P = f/A$, f como fuerza, área como $A = \Delta Y \cdot \Delta X$, y volumen como $V = \Delta Y \cdot \Delta X \cdot \Delta Z$, con $Y =$ ancho, $X =$ largo y $Z =$ profundidad del flujo, se tiene:

$$\begin{aligned} \Delta S_i &= -\frac{(nR) \Delta U}{\frac{f}{A} \times V} = -\frac{(nR) \Delta U}{\left(\frac{f}{\Delta y \times \Delta x}\right) \times \Delta y \times \Delta z \times \Delta x} \\ &= \frac{(nR) \Delta U}{f \times \Delta z} = \frac{(nR) \Delta U}{U} \end{aligned} \quad (4)$$

Dividiendo cada miembro por el volumen y sabiendo que $\Delta V = q \cdot \Delta t$, donde q es el caudal, queda finalmente:

$$\left(\frac{\Delta S_i}{\Delta t}\right) = -(nR) \left(\frac{\Delta U}{\Delta V}\right) \quad (5)$$

Esto implica que la producción de entropía interna por unidad de caudal lleva de continuo a la *disminución de la energía relativa disponible por unidad de volumen*. La entropía creciente dentro del sistema genera una distribución cada vez más uniforme de energía dentro del volumen de Ω . El miembro derecho de esta ecuación puede ser interpretado entonces como la descripción de la *distribución más probable de energía en el*

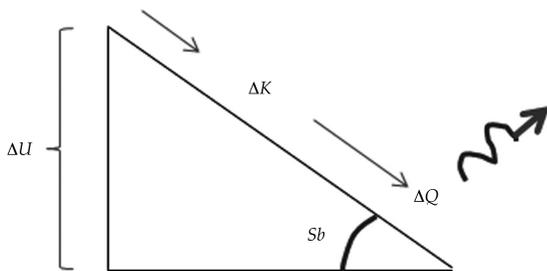


Figura 3. Transformaciones de energía en el flujo.

sistema, la cual es constante según la interpretación estadística de Boltzmann (Leopold & Langbein, 1962), en los que los distintos eventos energéticos en el volumen de control Ω son equiprobables:

$$S_i = k \times \sum_{\Omega} p_i \times \ln(p_i) = \text{máximo} \quad (6)$$

Y

$$p_1 = p_2 = p_3 = p_4 = \dots = p_i \quad (7)$$

El "equilibrio dinámico" (estado estable) en los cauces naturales va a significar entonces no sólo que el flujo neto de masa en las fronteras del sistema es aproximadamente nulo en virtud de la equivalencia entre socavación y deposición (conservación de la masa), sino también que los eventos individuales internos descritos mediante los intercambios de energía serán equivalentes, uniformes o indistinguibles en el volumen de control por su equiprobabilidad.

Cálculo de las diferentes tasas de transporte de masa en un sistema de flujo en "equilibrio dinámico"

Es interesante ahora estudiar las consecuencias concretas de la "equiprobabilidad" para diversos sucesos de intercambio de energía dentro del sistema, en este caso la traslación de diferentes porciones de masa dentro del sistema, sea ésta una masa disuelta o suspendida en un sistema hídrico.

Se debe partir del hecho de que en un flujo natural la energía potencial estará representada como se indica a continuación:

$$U = m \times g \times h \quad (8)$$

Supóngase que un cierto intercambio elemental de energía dentro de un sistema que por motivos de su "localidad" está asociado más bien a un incremento de masa que a uno de altura:

$$\Delta U = \Delta m \times g \times h \quad (9)$$

Si el sistema es estacionario (equilibrio dinámico), entonces los diferentes intercambios de energía derivados de las permutas de masa de partículas similares de soluto tendrán igual probabilidad. Entonces los propios intercambios de masa, como distribución estadística en el tiempo, estarán "igualados" también por este principio.

Corresponde por lo tanto a una distribución estadística constante similar a la de la ecuación (5), sólo que en lugar de la variable "energía potencial" U se tiene la variable masa M . Interesa además establecer la distribución repartida además en el tiempo.

Para analizar su distribución en el tiempo se define la traslación en el espacio de un elemento de masa Δm_j en un tiempo Δt_j . Entonces la "tasa de transporte de masa" es igual a la razón entre el diferencial de masa movilizada en un punto sobre el diferencial de tiempo en que ocurre este evento (figura 4).

Matemáticamente, esto se define así:

$$Ttm_j = \frac{\Delta m_j}{\Delta t_j} \quad (10)$$

La tasa de transporte de masa "general" para el tramo considerado, definida por su valor representativo desde el punto de vista estadístico, es la esperanza matemática de los componentes individuales de transporte (Spiridonov & Lopatkin, 1973). Por lo tanto su definición representativa en todo el dominio del volumen de control Ω será:

$$\langle Ttm \rangle = \frac{1}{j} \sum_j \frac{\Delta m_j}{\Delta t_j} \quad (11)$$

Pero como los elementos discretos de masa transportada son equivalentes (iguales por equiprobables), entonces queda:

$$\langle Ttm \rangle = \frac{1}{j} \times (j \times Ttm_j) \quad (12)$$

Finalmente:

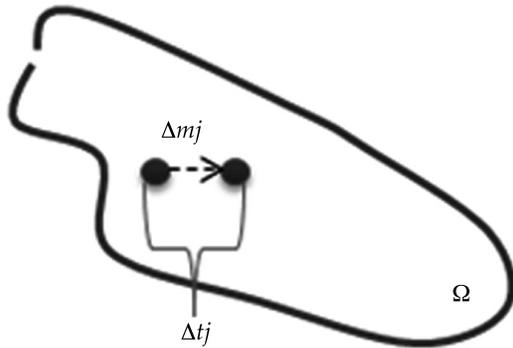


Figura 4. Movilización de un elemento de masa en Ω .

$$\langle Ttm \rangle \approx Ttm_j \quad (13)$$

O sea, la tasa de transporte de masa “general” es convergente con las tasas de transporte de masa “locales” en “estado estable” del cauce, consideradas ellas como indistinguibles (iguales). En este caso, lo general replica a lo particular.

Cálculo de las diferentes tasas de transporte de masa en un sistema de flujo en “equilibrio dinámico”: caso de la masa disuelta

Aunque la masa transportada en el flujo puede ser suspendida o disuelta, es posible en estado estable realizar un “balance detallado” (Prigogine & Kondepudi, 1998) de ambos tipos de masas desde la óptica de la equivalencia entre “tasas de transporte locales” y “tasa de transporte general”. Ello es consecuencia del equilibrio dinámico en cuanto en esta condición cada transformación elemental es balanceada por su contraparte específica, en el esquema concreto en el que hayan sido planteadas.

Entonces, si:

$$\begin{aligned} \langle Ttm \rangle & (\text{disuelta} + \text{suspendida}) \\ & \approx Ttm_j (\text{disuelta} + \text{suspendida}) \end{aligned} \quad (14)$$

Se sigue que:

$$\langle Ttm \rangle (\text{disuelta}) \approx Ttm_j (\text{disuelta}) \quad (15)$$

Y:

$$\langle Ttm \rangle (\text{suspendida}) \approx Ttm_j (\text{suspendida}) \quad (16)$$

Por estas razones se aplicará el principio de equivalencia entre tasas de transporte “locales” y “generales” al componente disuelto, lo que facilita su análisis por medio de trazadores.

Cálculo de la tasa de transporte de masa disuelta “general” en el sistema

En condiciones de estado estable, en un flujo natural, el aporte de solutos a la corriente es una característica propia de la cuenca y del caudal al cual se incorporan estas sustancias. Si se llama “ C_0 ” a la concentración base resultante de este aporte y “ q ” al caudal correspondiente, la relación típica es una curva hiperbólica (Hem, 1985) (figura 5).

Dicha relación tiene esta forma toda vez que entre mayor sea el caudal para un aporte dado de solutos en el lecho, se tendrá un mayor volumen para disolver, esto es, menor concentración:

$$q \times C_0 \approx k(Cte) \quad (17)$$

Atendiendo a la parte dimensional, la “constante” k es miligramos por segundo, o sea, una tasa de transporte de masa.

Tasa de transporte de masa disuelta “local” medida por trazadores

Una forma de medir las tasas “locales” de transporte de masa en los flujos naturales es por medio de trazadores, los cuales, vertidos de forma súbita en un punto del tramo del cauce, se pueden considerar como “testigos” locales del movimiento “individual” de la masa en el sistema Ω (figura 6).

Para entender de forma apropiada cómo el trazador puede cumplir la misión de medir la tasa local de transporte de masa es necesario estudiar algunos puntos de la dinámica de los mismos.

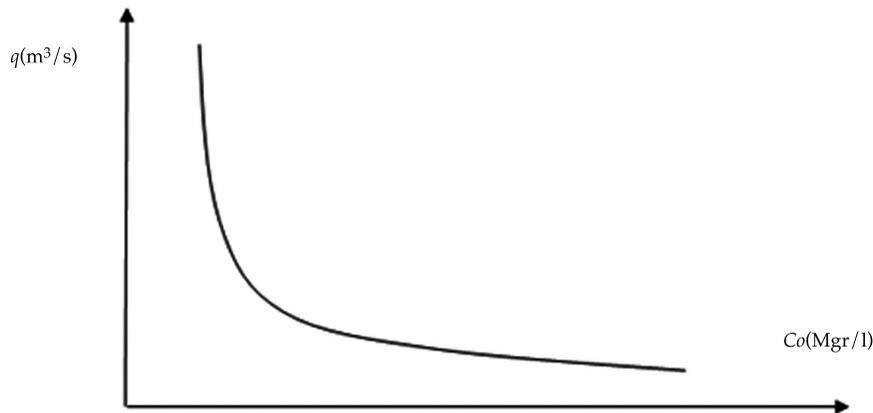


Figura 5. Relación entre concentración base y caudal.



Figura 6. El trazador como testigo "local" en el flujo.

Velocidad media del flujo en función de los datos del transporte dispersivo

En artículos anteriores, los autores han definido esta función de la siguiente forma: relacionando dos velocidades, una la de dispersión del trazador, V_{disp} , de naturaleza irreversible y medida por su desplazamiento *random walk*, y la otra la de advección, U , que no debe confundirse con la energía potencial, como factor integrante. Aquí Δ y τ son parámetros característicos de desplazamiento y fase del movimiento Gaussiano monodimensional de la pluma de trazador (Constaín & Lemos, 2011; Constaín, 2013):

$$\varphi = \frac{V_{disp}}{U} = \frac{\left(\frac{\Delta}{\tau}\right)}{U} = \frac{\left(\frac{\sqrt{2E\tau}}{\tau}\right)}{U} = \frac{\left(\frac{\sqrt{2E}}{\sqrt{\tau}}\right)}{U} \quad (18)$$

Como quiera que V_{disp} mida la rapidez con que las partículas de trazador se alejan de modo recíproco, es una función que representa la reacción del sistema a la ruptura súbita del equilibrio químico y por lo tanto es un potencial termodinámico. La naturaleza especial de $\varphi(t)$ se puede caracterizar diciendo que es una función de estado del sistema, definida mediante la siguiente ecuación:

$$\oint_c d\varphi = 0 \quad (19)$$

El cálculo teórico de la función $\varphi(t)$, como ya se ha explicado en otros artículos de los autores (Constaín & Corredor, 2013), se hace a partir del tiempo medido entre los dos puntos de inflexión de la curva Gaussiana experimental dividida por el tiempo de transporte y multiplicada por una constante. De la ecuación (26) se puede establecer una definición para la velocidad media advectiva:

$$U = \frac{1}{\varphi} \sqrt{\frac{2E}{\tau}} \quad (20)$$

Despejando E :

$$E(t) = \frac{\varphi^2 U^2 \tau}{2} \quad (21)$$

Debe notarse aquí que el tiempo característico Gaussiano τ es diferente a la variable independiente t , pues la primera se refiere al tiempo en el cual la separación aleatoria de las partículas ocurre mientras esta distancia promedio es Δ , mientras que la escala temporal general se asocia más bien con el efecto advectivo de U . La relación entre ambos tiempos se puede establecer mediante una dinámica del tipo Poisson-Svedberg (Constaín, Peña, Mesa, & Acevedo, 2014):

$$\beta = \frac{\tau}{t} = e^{-1.54} \approx 0.215 \quad (22)$$

La función de estado $\varphi(t)$

Debido a que $\varphi(t)$ es un potencial termodinámico y en consonancia con la ecuación (19), su valor inicial es el mismo que el final, por lo tanto es una curva unimodal, con un pico en "a", cuya parte utilizable siempre es después de $t = a$ (figura 7). El flanco ascendente corresponde

a los fenómenos transitorios y muy rápidos que ocurren cuando el soluto conservativo se acopla en el líquido.

Debido a que la velocidad V_{disp} va disminuyendo en la medida que el sistema tiende de forma irreversible hacia el equilibrio después de $t = a$, entonces $\varphi(t)$ es descendente en su flanco más externo. Debe tenerse en cuenta que hay valor máximo para $\varphi(t \approx 0) \approx 2.16$.

La descripción de la pluma de soluto vista por diferentes observadores

La transformación de Galileo para pasar de un sistema inercial a otro se incluye de manera parcial en el argumento exponencial de la ecuación clásica de Fick, con M , la masa de soluto y A , la sección transversal del flujo (Fischer, 1967):

$$C(x, t) = \frac{M}{A\sqrt{4\pi E t}} e^{-\frac{(x-Ut)^2}{4Et}} \quad (23)$$

Sin embargo, dicha transformación es completa sólo si el coeficiente E es una función del tiempo, tal como se describe en la ecuación (21). Ahora reemplazándola en la ecuación (23), se tiene con: $\sqrt{2\pi\beta} \approx 1.16$:

$$C(x, t) = \frac{M}{q_1 \varphi t 1.16} e^{-\frac{(x-Ut)^2}{2\beta \varphi^2 U^2 t^2}} \quad (24)$$

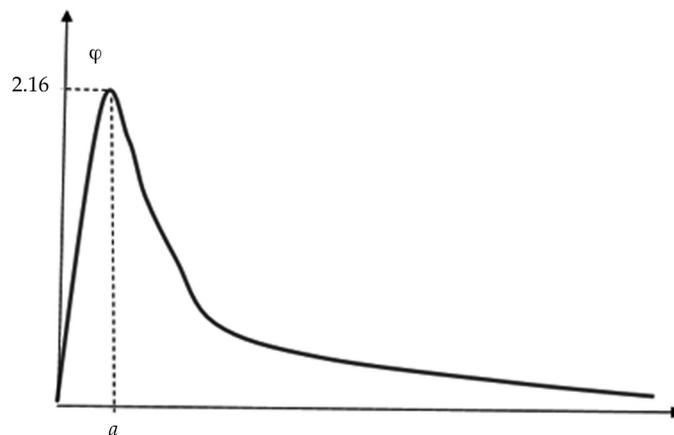


Figura 7. $\varphi(t)$ como función de estado unimodal.

La particularidad de esta ecuación (fórmula modificada de Fick) es que reproduce bastante bien las curvas experimentales de trazador, como se mostrará en la sección "Pantallas de la medición desde el equipo IDF". Supóngase que se realiza un vertimiento lateral de trazador desde la orilla de un flujo turbulento, tal como se muestra en la figura 6 con la pluma de trazador evolucionando en el tramo; en este caso, el caudal comprendido por el "tubo de corriente" que limita la pluma de trazador, q_l es un valor "local", toda vez que, en principio, el trazador no ha cubierto todo el volumen del flujo real ni participa de la velocidad plena del flujo ($U_l < U$) ni su ancho efectivo es el de todo el flujo ($W_l < W$) ni tampoco que su profundidad (en la orilla) es la del cauce ($hl < h$):

$$q_l \approx W_l \times h \times U_l \quad (25)$$

Debe recordarse, además, que en un cauce natural turbulento vale aproximadamente una distribución transversal de velocidades (línea punteada), tal como se muestra en la figura 8. Se muestra también en la gráfica la anchura "local" de la pluma de trazador (línea roja). Se asume que la profundidad es el valor medio de todo el cauce (para simplificar, $hl = h$).

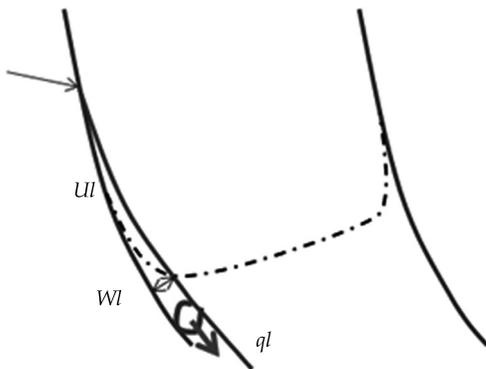


Figura 8. Velocidad y ancho locales para el trazador, definiendo caudal local.

Modelo para la evolución de la concentración pico del trazador en el tiempo, $C_p(t)$

La concentración pico del trazador, definida como en la ecuación (26), es muy importante, pues va a permitir verificar de forma global la validez de los principios aquí propuestos:

$$C_p(t) = \frac{M}{q_l \varphi t 1.16} \quad (26)$$

Ahora se puede mostrar que su evolución temporal se puede definir más sucintamente mediante la siguiente definición empírica:

$$C_p(t) \approx \alpha(t) \times t^{-\frac{2}{3}} \quad (27)$$

El factor multiplicador " α " es una función del tiempo que debe ser ajustada a partir de los datos experimentales en diferentes instantes. Es conveniente partir de un modelo simple exponencial descendiente del tipo:

$$\alpha(t) \approx \alpha_0 e^{-kt} \quad (28)$$

Definición de la tasa de transporte de masa local mediante la ecuación modificada de Fick

A partir de los conceptos desarrollados anteriormente se puede ahora definir la "tasa de transporte de masa local" con base en experimentos de trazador. En el punto de medición para la ecuación (33) se tiene que la tasa local de transporte de masa es aproximadamente igual a la siguiente ecuación, con C_p como concentración pico para el trazador, considerado conservativo para que su disminución a lo largo del tramo sea debida sólo al efecto dispersivo:

$$Ttm_j = \frac{\Delta M_j}{\Delta t_j} \approx \frac{M}{t} \approx C_p \times \varphi \times q_l \times 1.16 \quad (29)$$

Igualación de la tasa de transporte de masa “general” y “local” en un flujo en “equilibrio dinámico”

En correspondencia con lo establecido en el apartado 4, ecuación (15) para la masa disuelta observada de forma “general” y “local” en un cauce natural, se tiene que para un flujo en equilibrio dinámico se cumple aproximadamente que:

$$q \times C_o \approx C_p \times \varphi \times q_l \times 1.16 \quad (30)$$

O sea:

$$\varphi \approx \frac{\left(\frac{q}{q_l}\right)}{\left(\frac{C_p}{C_o}\right)} \times 1.16 \quad (31)$$

Esta ecuación es bastante significativa, toda vez que $\varphi(t)$ es, como ya se dijo, una función de estado y tiene una significación termodinámica muy especial en tanto que refleja propiedades “generales” del sistema en el que evoluciona, aunque sea medida en zonas “locales”, así trae información del estado particular del proceso de avance de la mancha de trazador (q_l y C_p), pero también de los procesos generales para el cauce en equilibrio dinámico (como q y C_o). Por esta razón se puede considerar a la ecuación (31) como una definición *universal* para dicha función, es decir, válida para todo el ámbito del flujo en el tramo considerado. Ahora, como quiera que q_l y C_p son parámetros de la pluma función del tiempo, el cálculo de la ecuación (31) debe hacerse en un tiempo especial que hemos denominado “tiempo de acople”, t_c . En este instante se puede considerar que las condiciones termodinámicas predominantes en el estado estable hacen que la información de *todo* el proceso se refleje en un solo cálculo. Dentro de dicha información estará naturalmente la correspondiente a la pendiente en su calidad de causa (“driving force”) del proceso.

Papel del “tiempo de acople”, t_c , en la formación de la pluma de soluto

En virtud de lo explicado en los párrafos anteriores, la ecuación (31) y el principio en el cual está basada es importante desentrañar los mecanismos de formación de las plumas de trazador una vez que el soluto conservativo penetra en el agua. De esta forma, la concentración pico inicial del soluto no es independiente de la concentración base en su entorno físico y tampoco es independiente del valor del caudal general. Es como si en el tiempo de formación de la pluma, su evolución estuviese determinada por los parámetros generales del flujo, cuya información de alguna forma se transfiere a ese elemento de flujo; es muy probable que la naturaleza de esa transmisión sea de naturaleza electroquímica. La concentración de base C_o es en principio “constante”, por lo tanto el ajuste requerido para obtener la concentración pico apropiada es función del tiempo; esto implica que su valor de ajuste debe ser calculado en un tiempo especial t_c , como ya se dijo.

La pendiente como dato clave de la condición de “equilibrio dinámico”

Una observación cuidadosa de lo expresado en la introducción con respecto al papel preponderante de la pendiente del flujo como agente básico de las transformaciones energéticas en los cauces y por lo tanto en las condiciones de establecimiento del “equilibrio dinámico” que lleva al balance de masa de socavación y de deposición en el tramo indica que la función de estado $\varphi(t)$ no es independiente del mecanismo por el cual el flujo establece el valor preciso y específico de la pendiente, S_b , en el proceso de formación del cauce.

Se debe decir que este proceso físico de fijación de la pendiente que actúa en específico para las condiciones de velocidad media, caudal y rugosidad tiene su símil en el proceso analítico para establecer cuál es el coeficiente longitudinal de dispersión del trazador (función de la pendiente), que vale realmente para el tramo

en su conjunto. En virtud de este símil se podría decir que la función de estado que sirve para la aplicación del principio de la equivalencia de las tasas de transporte es la misma que también se usa para la determinación de la pendiente.

Para evidenciar esto es necesario hacer referencia a la ecuación de Elder y a su interpretación más reciente desde la teoría de los trazadores.

Cálculo de la pendiente de un flujo en equilibrio dinámico según Elder

En 1959, Elder propuso su ya célebre definición para el coeficiente longitudinal de dispersión, E (Elder, 1959); h es la profundidad media del flujo; S_b , la pendiente como fuerza generatriz gravitacional del movimiento del flujo, y g es la aceleración de la gravedad:

$$E \approx 5.93 \times h \times \sqrt{h \times g \times S_b} \quad (32)$$

Por supuesto, si la ecuación (21) se equipara con la ecuación (32), se debe aceptar que la definición de Elder de E debe ser también una función del tiempo. Es decir, puede moverse a través de la curva misma (figura 9).

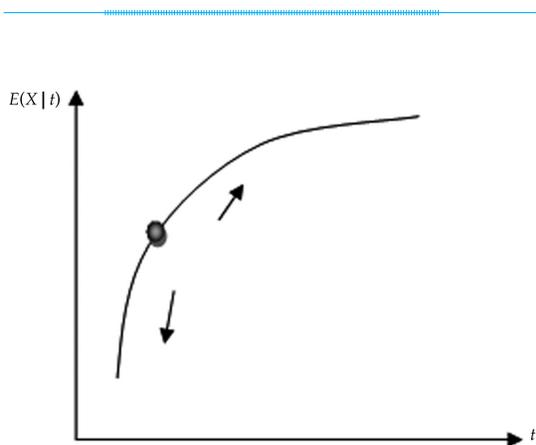


Figura 9. E como función del tiempo.

Ubicación específica del coeficiente longitudinal de dispersión en la curva función del tiempo

En realidad no basta afirmar que la definición de pendiente de Elder es una función del tiempo, sino también determinar en qué punto concreto de la curva estará situado el valor correspondiente (punto negro en la curva de la figura 9). Para realizar esta tarea es necesario primero estimar el rango aproximado del tiempo a explorar (Constaín, 2014).

Estimación del tiempo de acople "tc"

Se parte de la ecuación (31), que da un panorama muy directo de las diferentes relaciones entre los parámetros de interés. Así, por ejemplo, si se tiene en cuenta que φ máximo puede valer 2.16, entonces la razón del numerador y del denominador tienen que ser del mismo orden. Además de esto, para ríos grandes en el trayecto inicial del trazador $q \gg q_r$ que implica que $C_p \gg C_o$.

Cálculos de la pendiente, coeficiente de Chezy y función de estimación

Una vez estimado el valor probable del tiempo que vale para aplicar la relación entre tasas de transporte, se procede a despejar la pendiente de la ecuación de Elder. Este procedimiento se debe hacer mediante "prueba y error", para ir determinando para varios valores de E cuál es el que más se ajusta. El ajuste se hace mediante una función de estimación, F , que se desarrolla en seguida. Es prudente comenzar por aplicar el valor inicial encontrado mediante trazadores, según la ecuación (21). Si este primer intento no se ajusta, se usarán valores diferentes hasta lograr un ajuste apropiado, según se verá después en la aplicación experimental:

$$S_b \approx \frac{E^2}{35.2 \times h^3 \times g} \quad (33)$$

La función de estimación se establece igualando las dos definiciones de velocidad media del flujo, la nueva representada en la ecuación (20) y la clásica para flujo uniforme de Chezy, con R como radio hidráulico y Ch como el coeficiente de Chezy:

$$\frac{1}{\varphi} \sqrt{\frac{2E}{\tau}} \approx C \sqrt{RS_b} \quad (34)$$

A partir de allí se establece la función de estimación, F , que medirá la bondad de la aproximación que se haga para la pendiente mediante valores diversos de E . El ajuste es "ideal" cuando la función F es igual al coeficiente numérico de la ecuación de Elder:

$$F \approx \varphi^2 \times 0.215 \times t_o \times \left(\frac{C_h^2}{2}\right) \times \left(\frac{R}{h}\right) \times \sqrt{\frac{S_b}{h \times g}} \rightarrow 5.93 \quad (35)$$

Y, por lo tanto, en condición ideal:

$$\varphi \approx \sqrt{\frac{37.2 \times h^{\frac{3}{2}}}{t_c \times C_h^2 \times R \times \sqrt{S_b}}} \quad (36)$$

Entonces, la función de estado $\varphi(t)$ que aparece en las ecuaciones (31) y (36) tiene el mismo

valor que garantiza la validez del concepto de "equilibrio dinámico" en el tramo estudiado del cauce natural, ajustado de forma apropiada por la pendiente. La pendiente ajusta de modo simultáneo la dispersión y equivalencia de tasas de transporte.

Cuando hay que realizar varias tentativas de "prueba y error" se debe recurrir de nuevo a la ecuación (21) para disponer de otros valores de E para determinar la pendiente con la debida aproximación.

Aplicación del método a la determinación de la pendiente en un río de montaña de mediano tamaño en Colombia

Aspectos del cauce

Se escogen los resultados experimentales con trazador salino realizados en el año 2007 en el río Pance en el Valle del Cauca, región sur occidental de Colombia. En la figura 10 se muestran diversos aspectos del tramo medido.

Instrumentación utilizada y aspectos del vertimiento de trazador iónico

Para las mediciones con trazador iónico (sal común) se utilizó un avanzado dispositivo denominado IDF (Inírida Deep Flow) desarrollado en

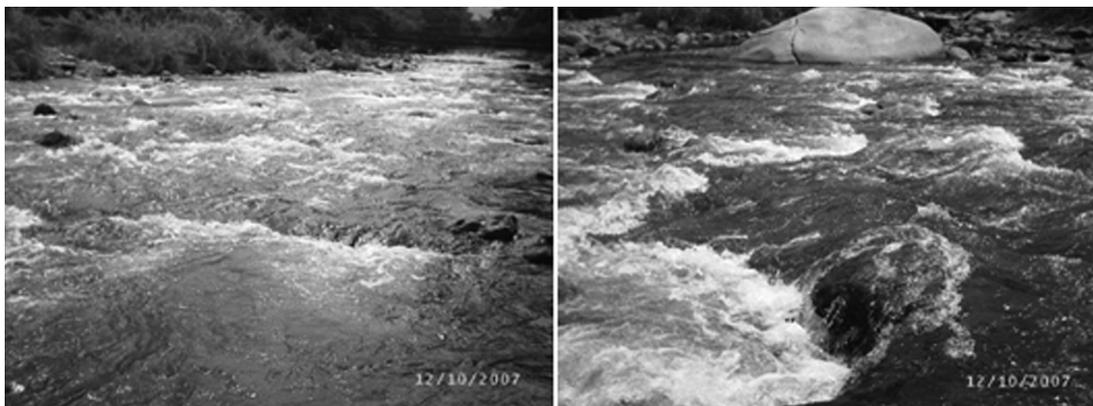


Figura 10. Aspectos del cauce en el tramo medido.

Colombia para operar en “tiempo real”, potente interfaz gráfica que permite un trabajo interactivo, así como guardar los aforos en memoria. En la figura 11 se muestran algunos aspectos de la instrumentación e inyección de trazador “aguas arriba”. En el experimento mostrado se usó una masa de sal común de 9 060 gramos disueltos inicialmente en agua, en un balde de unos 20 litros.

Pantallas de la medición desde el equipo IDF

En la figura 12 se tienen fotografías de las pantallas del instrumento con los datos respectivos de la medición.

En la primera foto (izquierda superior) se muestra la curva experimental (trazo irregular) y sobre puesto el modelo teórico logrado con la aplicación de la ecuación (33), dado los datos del cuadro 1. La cercanía del modelo

teórico y la curva experimental es una garantía de la certeza de los datos obtenidos por el instrumento.

La foto superior derecha corresponde al cálculo del caudal mediante el principio de conservación de la masa (área bajo la curva de trazador). La foto inferior izquierda corresponde a la pantalla del instrumento en la que se muestra el cálculo de la función de estado $\varphi(t)$ para la medición a $X = 400$ m. La foto inferior derecha muestra algunos datos calculados por el *software* del equipo.

Cuadro de datos numéricos

El cuadro 1 condensa las informaciones recogidas por el IDF en la medición sobre el cauce. Se parte del dato de distancia del vertimiento y la medición que fue de $X = 400$ m para un ancho estimado de $W = 20$ metros.



Figura 11. Aspectos del instrumento IDF y de la inyección de trazador.

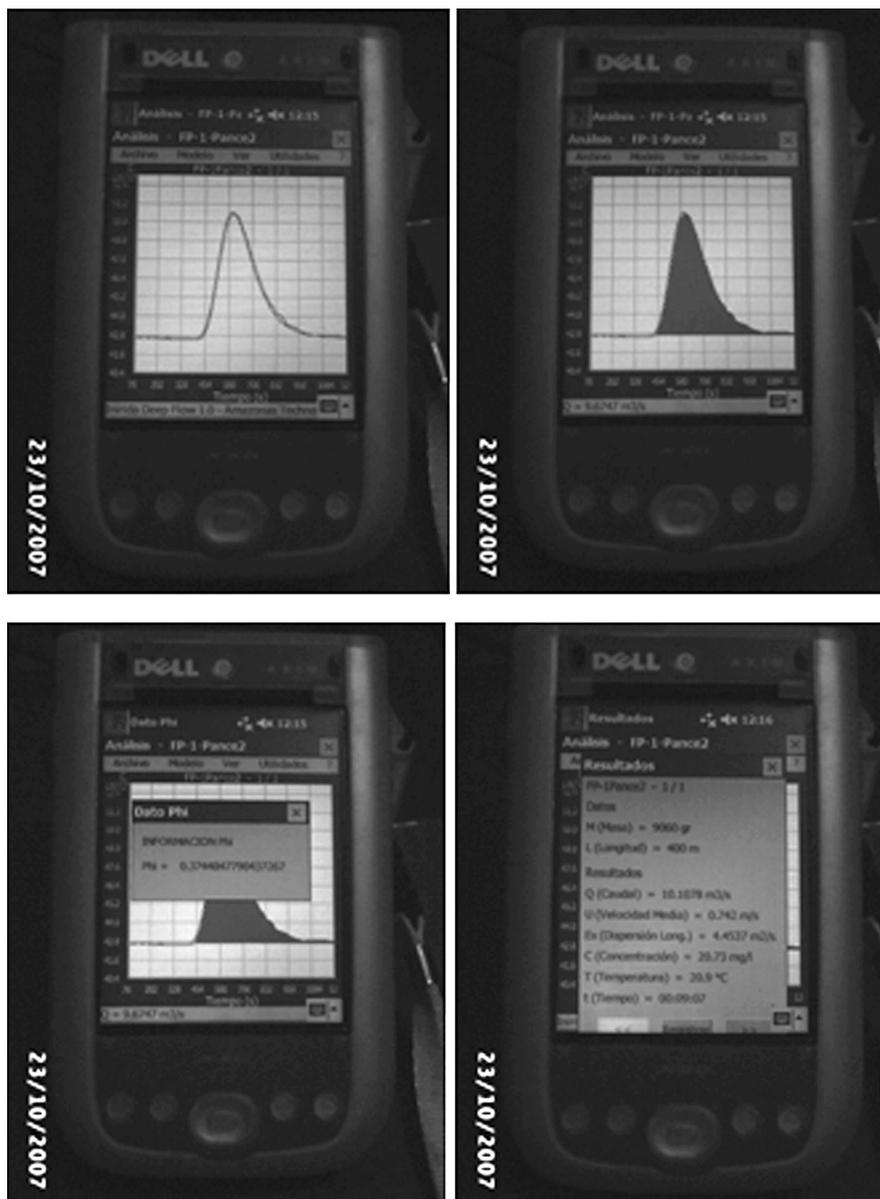


Figura 12. Aspectos de las pantallas de las mediciones desde el equipo IDF.

Desarrollo del estudio

Estudio de t_c mediante la relación de Elder

Después de hacer varias tentativas en tiempos muy cercanos al instante del vertimiento, se mostrará en seguida que la dinámica correcta

se puede caracterizar por el tiempo de acople $t_c = 2.6$ s después del vertimiento, o sea a $X = 1.9$ m, si se considera que vale una velocidad media de $U = 0.74$ m/s. Los cálculos detallados para considerar que esto es correcto se muestran a continuación.

Cuadro 1. Resultados de trazador.

Vertimiento	Concentración base, C_0 Mgr/l	Masa, M K	Velocidad media, U_x m/s	Φ	Caudal, Q m ³ /s	Concentración pico C_p , Mgr/l	Tiempo t s	Profundidad H m
X = 400 m	29.4	9.060	0.742	0.37	11.7	3.9	539	0.80

Cálculo de Elder para la pendiente para $t_c = 2.6$ s

Se inicia el proceso calculando el coeficiente longitudinal de dispersión, suponiendo que para este tiempo tan inmediato al vertimiento la función de estado $\varphi \approx 2.16$:

$$E(t = 2.6 \text{ s}) \approx \frac{\varphi^2 \times U^2 \times 0.215 \times t}{2}$$

$$\approx \frac{2.16^2 \times 0.74^2 \times 0.215 \times 2.6}{2} \approx 0.71 \text{ m}^2/\text{s} \quad (37)$$

Se calcula luego la pendiente probable, suponiendo que la profundidad media se conserva en todo el tramo considerado:

$$S \approx \frac{E^2}{35.2 \times h^3 \times 9.81}$$

$$\approx \frac{0.71^2}{35.2 \times 0.8^3 \times 9.81} \approx 0.0029 \quad (38)$$

Se calcula luego el coeficiente aproximado de Chezy:

$$Ch \approx \frac{U}{\sqrt{RS}} \approx \frac{0.74}{\sqrt{0.8 \times 0.0029}} \approx 15.4 \text{ m}^{1/2}/\text{s} \quad (39)$$

Se calcula luego la función de estimación, F :

$$F \approx \varphi^2 \times 0.215 \times t \times \frac{Ch^2}{2} \times \sqrt{\frac{S}{h \times g}}$$

$$\approx 2.16^2 \times 0.215 \times 2.6 \times \frac{15.4^2}{2} \times \sqrt{\frac{0.0029}{0.8 \times 9.81}} \approx 5.93 \quad (40)$$

Este valor se considera satisfactorio en tanto es el ideal de 5.93 (coeficiente de Elder), y

entonces se pueden tomar como correctos los valores aproximados calculados antes. Se estima que este tiempo es el correcto para calcular la equivalencia de tasas de transporte.

Cálculo de la razón de tasas de transporte a $t_c = 2.6$ s

Se empieza calculando de manera aproximada el coeficiente transversal de difusión, el ancho local de la pluma, para luego estimar el caudal local:

$$\varepsilon_y \approx 0.23 \times h \times \sqrt{h \times g \times S} \approx 0.23 \times 0.8$$

$$\times \sqrt{0.8 \times 9.81 \times 0.0029} \approx 0.028 \text{ m}^2/\text{s} \quad (41)$$

$$W_l \approx \sqrt{3.22 \times \varepsilon_y \times t} \approx \sqrt{3.22 \times 0.028 \times 2.6}$$

$$\approx 0.48 \text{ m} \quad (42)$$

$$Q_l \approx W_l \times U \times h \approx 0.48 \times 0.74 \times 0.8$$

$$\approx 0.284 \text{ m}^3/\text{s} \approx 284 \text{ l/s} \quad (43)$$

La razón de caudales es entonces:

$$\frac{q}{q_l} \approx \frac{11\,700}{284} \approx 41.2 \quad (44)$$

Por lo tanto, la razón de concentraciones en estado estable a $t_c = 2.6$ s es:

$$\frac{C_p}{C_0} \approx \frac{\left(\frac{q}{q_l}\right)}{2.16 \times 1.16} \approx \frac{41.2}{2.51} \approx 16.4 \quad (45)$$

La concentración pico del trazador a $t_c = 2.6$ s después del vertimiento, con una masa de 9.06 kg de soluto, es:

$$C_p \approx 16.4 \times 29.4 \approx 483 \text{ Mgr/l} \quad (46)$$

Verificación de los cálculos realizados mediante la determinación general de la curva de la Concentración pico, $C_p(t)$

Lo que se debe hacer ahora es construir esta función $C_p(t)$ en función de los diferentes datos en instantes diferentes: A, en el punto de medición a $t = 539$ s; B, en el punto de acople a $tc = 2.6$ s.

En el instante mismo de la inyección, a $t \approx 0$ s. Para realizar la tarea completa se debe partir de lo explicado en el apartado "Modelo para la evolución de la concentración pico del trazador en el tiempo, $C_p(t)$ ". Se comienza por conocer los distintos valores experimentales de " α ":

A. Punto de medición a $t = 539$ s:

$$\alpha_M \approx \frac{C_p}{t^{-\frac{2}{3}}} \approx \frac{3.9}{539^{-\frac{2}{3}}} \approx 258 \quad (47)$$

B. Cálculo en el punto de acople a $t = 2.6$ s:

$$\alpha_I \approx \frac{C_p}{t^{-\frac{2}{3}}} \approx \frac{483}{2.6^{-\frac{2}{3}}} \approx 913.3 \quad (48)$$

Como se dijo, uno puede constatar que " α " es —como $\varphi(t)$ — una función del tiempo. Por tal razón es necesario proponer un modelo exponencial descendiente para este parámetro, de tal forma que el modelo coincida con los datos experimentales:

$$C_p(t) \approx 913.3 e^{-0.00234 t} \times t^{-\frac{2}{3}} \quad (49)$$

Se puede mostrar que para que la expresión ajuste, la constante " k " vale 0.00234, y entonces la concentración pico $C_p(t)$ reproduce de forma aproximada los datos experimentales para el tiempo de acople y medición (figura 13a y b).

Verificación de la congruencia de los cálculos

Tener el modelo general para $C_p(t)$ es muy ventajoso, pues se puede encontrar de forma

aproximada la concentración pico del trazador en el momento mismo del vertimiento, el cual se considera tipo "slug" (súbito).

De forma razonable se puede decir que la concentración pico inicial debe ser del mismo orden que la concentración de la mezcla inicial al momento de verter, es decir, la razón entre la masa de trazador vertido (9.060 kg) y el volumen aproximado del balde de agua utilizado (20 litros):

$$C_p(t \approx 0 \text{ s}) \approx \frac{9\,060\,000 \text{ Mgr}}{201} \approx 453\,000 \text{ Mgr/l} \quad (50)$$

De acuerdo con la ecuación (49), se tiene que para un tiempo muy cercano a cero, la concentración pico del trazador es:

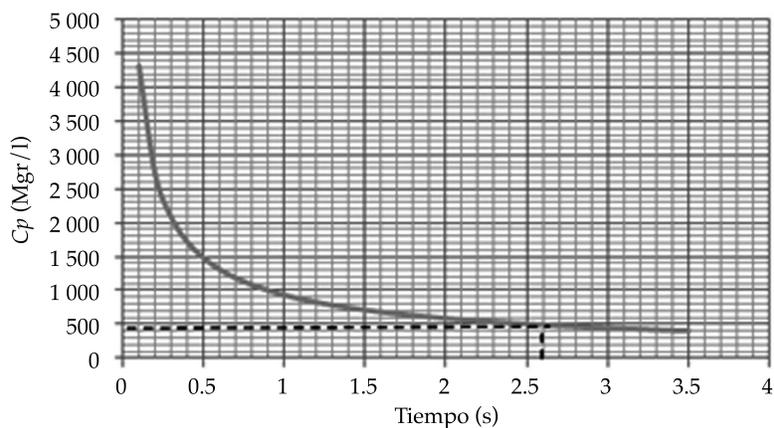
$$C_p(t \approx 0.0001 \text{ s}) \approx 913.3 e^{-0.00234 t} \times t^{-\frac{2}{3}} \approx 424\,651 \text{ Mgr/l} \quad (51)$$

Es decir, un valor bastante cercano al esperado, con un error porcentual de 7%. Esta situación se puede ver gráficamente en la figura 14.

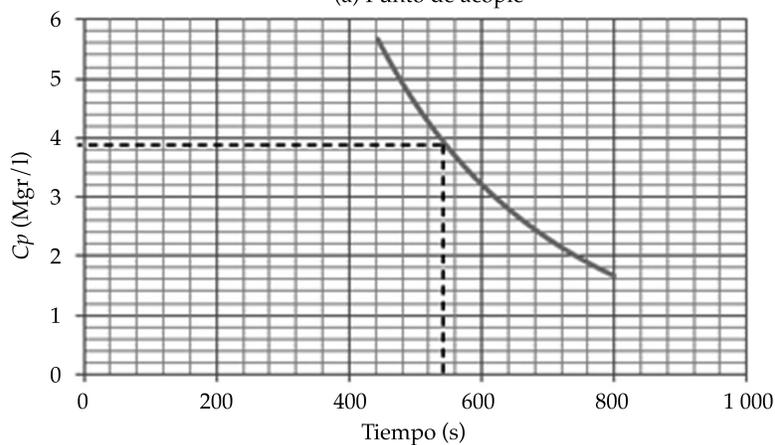
Conclusiones

De lo analizado en este artículo se pueden identificar los siguientes aspectos sobre el experimento de trazadores iónicos en el tramo del río Pance:

1. Las aplicaciones experimentales de los lineamientos teóricos presentados aquí fueron exitosas en la medida que los diferentes datos son altamente congruentes entre sí, aceptándose que representan —dentro del límite de las aproximaciones y simplificaciones usadas— una descripción fiable de la evolución del trazador y su relación con los parámetros geomorfológicos e hidráulicos.
2. El concepto básico aquí discutido es el de "equivalencia de tasas de transporte" en los cauces naturales en la parte local y en la general; esto es una consecuencia de las propiedades estadísticas del flujo en



(a) Punto de acople



(b) Punto de medición

Figura 13. Curva de $C_p(t)$ replicando los datos experimentales.

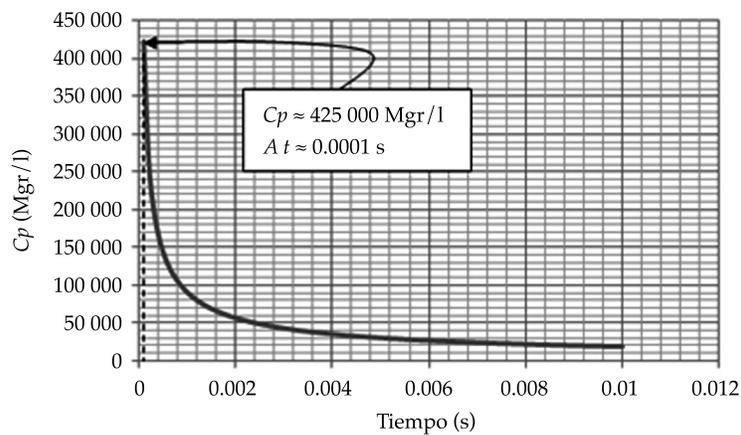


Figura 14. Verificación aproximada para $C_p(t = 0)$ en el punto de inyección.

condiciones estacionarias que aproximan el “equilibrio dinámico” analizado en detalle por varios autores del siglo pasado, en especial Luna B. Leopold. Para un sistema fluvial cerrado, evolucionando de modo irreversible, no sólo se conserva la masa en sus fronteras sino que las tasas de transporte son iguales en cada punto del interior. Es un proceso en el cual la información global se incorpora en los fenómenos individuales.

3. Esta equivalencia permite definir con precisión los mecanismos de formación de las plumas de trazador en los cauces naturales y por lo tanto de interés para los especialistas que estudian los procesos de contaminación en los estudios de calidad de aguas. El hecho de tener una información congruente en hidráulica, transporte dispersivo y geomorfología facilita mucho la calibración de los modelos a usarse de manera posterior.

Referencias

- Constaín, A. J. (2012). Definición y análisis de una función de evolución de solutos en flujos naturales. *Revista DYNA*, 79(175), 173-181.
- Constaín, A. J. (2013). Aplicación de una ecuación de velocidad media en régimen no uniforme: análisis detallado del transporte en el canal Caltech. *Revista Ingeniería Civil*, CEDEX, 170, 103-122.
- Constaín, A. J. (2014). Revalidación de la ecuación de Elder para la medición precisa de los coeficientes de dispersión en flujos naturales. *Revista DYNA*, 81(186), 19-27.
- Constaín, A., & Corredor, J. (2013). Evolution of Conservative Tracer Plumes in Turbulent Flows: A Thermodynamic Description. *IJESIT Journal*, 2(5), 185-197.
- Constaín, A. J., & Lemos, R. A. (2011). Una ecuación de velocidad media del flujo en régimen no uniforme, su relación con el fenómeno de dispersión como función del

- tiempo y su aplicación a los estudios de calidad de agua. *Revista Ingeniería Civil*, CEDEX, 164, 114-135.
- Constaín, A., Peña, C., Mesa, D., & Acevedo, P. (2014). *Svedberg's Number in Diffusion Processes*. 2014 International Conference in Hydraulic Resources, Santorini.
- Elder, W. J. (May, 1959). The Dispersion of Marked Fluid in Turbulent Shear Flow. *Journal of Fluid Mechanics*, 5(4), 544-560.
- Fischer, H. B. (November, 1967). The Mechanics of Dispersion in Natural Streams. *Journal of the Hydraulics Division*, 93(6), 187-216.
- Hack, J. T. (1957). *Studies of Longitudinal Stream Profiles in Virginia and Maryland* (pp. 46-94). Paper 294-B. Washington, DC: USGS.
- Hem, J. (1985). *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. Water Supply Paper 2254. Washington, DC: U.S. Geological Survey.
- Leopold, L. B., & Langbein, W. B. (1962). *The Concept of Entropy in Landscape Evolution*. Paper 500-A. Washington, DC: USGS.
- Leopold L.B & Maddock T. *The hydraulic geometry of streams channels and some physiographic implications*. G.S Professional paper 252, US gov. printing office, Washington 1953, pp 1-57.
- Prigogine, I., & Kondepudi, D. (1998). *Modern Thermodynamics*. Chichester, USA: Wiley.
- Spiridonov, V. P., & Lopatkin, A. (1973). *Tratamiento matemático de datos fisicoquímicos*. Moscú: Editorial Mir.

Dirección institucional de los autores

Ing. Alfredo Constaín

Gerente I+D Hydrocloro Tech.
Carrera 19B 166-37, Of. 101
Bogotá, COLOMBIA
Teléfono: +57 (1) 7031 695
alfredo.constain@gmail.com

Ing. Jorge Corredor

Director Programa de Ingeniería Civil
Universidad Militar Nueva Granada
Campus Calle 100
Bogotá, COLOMBIA
Teléfono: +57 (1) 6500 000
jorge.corredor@unimilitar.edu.co



Haga clic aquí para escribir al autor



Vaso de la presa Francisco Zarco, Cuencamé, Durango, México.

Foto: Gerardo Esquivel Arriaga.

Water Footprint from Growing Potato Crops in Cuba

• Juan José Cabello* • Alexis Sagastume •
Universidad de La Costa, Colombia

Autor de correspondencia

• Eduardo López-Bastida •
Universidad de Cienfuegos, Cuba

• Carlo Vandecasteele •
University of Leuven, Belgium

• Luc Hens •
Flemish Institute for Technological Research, Belgium

Abstract

Cabello, J. J., Sagastume, A., López-Bastida, E., Vandecasteele, C., & Hens, L. (January-February, 2016). Water Footprint from Growing Potato Crops in Cuba. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 7(1), 107-116.

This article determines the water footprint from the potato crop in Cuba between the years 2009 and 2012 using the CROPWAT model. Climate, yields and fertilization data are specific to each of the areas where the crops were grown. The results are compared with previous works in other countries in Latin America and the Caribbean. In the case of Cuba, the results show a difference of 25% with respect to international reports developed with data related to climate and average crops in the country. Other countries in the region have similar levels, although with a smaller gray component and a larger green component. The water footprint from potato crops is also compared with other crops in Cuba, finding that potatoes represent the fourth largest water demand.

Keywords: Water foot print, Cuban agriculture, potatoes crop, water use in agriculture, potatoes crop in Caribbean.

Resumen

Cabello, J. J., Sagastume, A., López-Bastida, E., Vandecasteele, C., & Hens, L. (enero-febrero, 2016). Huella hídrica del cultivo de la papa en Cuba. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 107-116.

En el artículo se determina la huella hídrica de la cosecha de la papa en Cuba entre los años 2009 y 2012 utilizando el modelo CROPWAT. Los datos climáticos, de rendimiento y de fertilización son específicos de cada una de las áreas donde se realiza la cosecha y los resultados obtenidos se comparan con los de trabajos anteriores realizados en otros países de América Latina y el Caribe. En el caso de Cuba los resultados muestran diferencias de un 25% respecto a los obtenidos en reportes internacionales elaborados a partir de datos climáticos y de la cosecha promedios del país. Respecto a otros países de la región tienen niveles similares aunque con menor componente gris y mayor componente verde. También se compara la Huella Hídrica de la cosecha de la papa con la de otros cultivos en Cuba estableciéndose que la papa ocupa el cuarto lugar en demanda de agua.

Palabras clave: huella hídrica, agricultura cubana, cosecha de la papa, cosecha de papas en el Caribe.

Received: 12/02/2014
Accepted: 26/08/2015

Introduction

Globally the water demand to produce food, supply industries and sustain urban and rural populations increases continuously since many years. Moreover an increasing number of regions

in the world face freshwater scarcity (Hoekstra, Mekonnen, Chapagain, Mathews, & Richter, 2012).

Agriculture uses about is responsible for 86% of the world's freshwater use in the world. One of the main challenges of planetary sustainability

is to achieve a balance between the increasing demand of water for food production and its social and environmental impacts (Chapagain & Orr, 2009).

Also in Cuba agriculture is the main water consumer with 55% of the total fresh water withdrawals, 63% from surface water and 47% from ground water (ONEI, 2013a). The planning of water use is focussed on satisfying the water demand, merely by increasing the supply.

The Water Footprint (*WF*) is a comprehensive indicator of water use: "the water footprint is an indicator of freshwater use that looks not only at direct water use of a consumer or producer, but also at the indirect water use". (Hoekstra, Chapagain, Aldaya, & Mekonnen, 2011). *WF* assessments have been used finding solutions and contributing to a better management of water resources (Aldaya & Hoekstra, 2010).

Using indicators as the *WF* in Cuba contributes to the evaluation and analysis of the water supply in the country (García & Cantero, 2008). The importance of using indicators for Latin American countries was pointed out by Vázquez and Buenfil (2012).

Potato accounts for about 10 percent of the Cuban production of tubers and roots it is the only fully irrigated crop during the dry season. Potatoes are grown in particular and limited areas, which facilitates the calculation of their *WF*.

This study aims calculating the green, blue and grey *WF* of the potato production in Cuba and its comparison with other crops in Cuba and with *WF* of the potatoes farmed in other Caribbean and Latin-Americans countries in order to identifying its environmental significance for the country.

Materials and Methods

Water Footprint

The *WF* provides a framework to analyse the link between human consumption and the appropriation of the freshwater. It consists of three components: (Mekonnen & Hoekstra, 2010) Blue

water: the volume of surface and groundwater consumed as a result of the production of a good or service. Green water: the volume of water evaporated from the global green water resources (rainwater stored in the soil as soil moisture). Grey water: the volume of freshwater required to assimilate the load of pollutants based on ambient water quality standards.

Mekonnen and Hoekstra (2011) ranked countries according to their *WF* during the period 1996-2005. Industrialized countries have a *WF* per capita ranging between 1 250 and 3 550 m³/year. The United Kingdom shows the lowest *WF* with 1 255 m³/year, while the United States of America are the biggest water consumers with a calculated *WF* of 2 842 m³/year. The *WF* of developing countries varies widely: from 550 to 3 500 m³/year per capita. The Democratic Republic of Congo with 552 m³/year shows the lowest *WF*, while Bolivia with 3 500 m³/year shows the highest value. The Cuban *WF* is estimated at 1 687 m³/year per capita. Consequently Cuba ranks as number 36 among 208 countries studied. The Cuban *WF* is 21% above the global average which is surprisingly high. Among the 19 Latin American countries, Cuba ranks seventh (Vázquez & Buenfil, 2012).

The main component of the Cuban *WF* is the agricultural production which accounts for 1 519 m³/year, 90% of the total, 85% of this account (1 305 m³/year) is internal and result from Cuban resources. The components of the agricultural internal *WF* include: 1 189 m³/year of green (91%), 74.9 and 41.4 m³/year per capita blue and grey respectively (Mekonnen & Hoekstra, 2011a and 2011b).

García and Cantero (2008), and Gonzalez (2012) link the high *WF* in Cuba with: 60% of the water is for irrigation, inefficient technology for irrigation, inadequate irrigation planning, climatic factors of the tropics: plenty precipitation and high evaporation, and evapotranspiration and limited crop yield.

Water Footprint of Crops

The *WF* of a crop is the sum of the green, blue and grey amounts of water used for its produc-

tion. Applied to potatoes in Cuba the following calculation is used (Hoekstra *et al.*, 2011).

$$WF = WF_B + WF_G + WF_{Gr} \quad (1)$$

Where: WF is the total water footprint of the potato crop (m^3/t). WF_B is the blue WF of the potato crop (m^3/t) and WF_G is the green WF of the potato crop (m^3/t). WF_{Gr} is the grey WF of the potato crop (m^3/t).

The blue and a green WF values are calculated by:

$$WF_B = \frac{CWU_B}{Y_p} \quad (2)$$

$$WF_G = \frac{CWU_G}{Y_p} \quad (3)$$

Where: CWU_B is the blue water used (m^3/ha). CWU_G is the green water used (m^3/ha). Y_p is the yield of potatoes (t/ha).

The green and blue water used growing potatoes is calculated by integrating the daily evapotranspiration (ET , mm/day) over the growth period:

$$CWU_B = 10 \cdot \sum_{i=1}^{lgp} E_{TB} \quad (4)$$

$$CWU_G = 10 \cdot \sum_{i=1}^{lgp} E_{TG} \quad (5)$$

Where: E_{TB} is blue daily evapotranspiration (mm/day); E_{TG} is green daily evapotranspiration (mm/day); lgp -length of growth period (days).

To convert water depth in millimetres into water volume per unit of land (m^3/ha) a factor 10 is used. Evapotranspiration is estimated using the CROPWAT model (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 1998) which provides two ways: crop water requirement (CWR), assuming optimal conditions and the irrigation schedule (IS), including the possibility to specify actual irrigation supply in time (Hoekstra *et al.*, 2011). CWR is less accurate and simpler than the IS and it is more often used (Chapagain & Hoekstra, 2011).

The “optimal conditions” require that crop evapotranspiration (ET_c) equals CWR, that the harvest is disease-free, that crops are properly fertilized, and grown under optimal soil and water conditions, and achieving a maximal production (Allen *et al.*, 1998), maximal yield and the lowest value of the WF_G . Calculating the CWR only needs climate and crop data.

The evapotranspiration is calculated as:

$$ET_c = Kc \times ET_o \quad (6)$$

Where: Kc is the crop coefficient, which incorporates crop characteristics and averaged effects of evaporation from the soil. ET_o is evapotranspiration from a hypothetical grass reference grown under conditions of sufficient water availability (mm/day).

ET_c is estimated with a ten day interval and over the total growing season, using the effective rainfall (Hoekstra *et al.*, 2011).

The irrigation requirement (IR) of the crop is the difference between CWR and the effective rainfall (P_{eff}). The IR is zero if P_{eff} exceeds the CWR; otherwise is the difference between CWR and P_{eff} is used:

$$IR = \max(0, CWR - P_{eff}), \text{ mm} \quad (7)$$

In case the CWR is fully met by rainfall ($IR = 0$) then its value equals the ET_c . Therefore ET_G will be equal to the minimum value of ET_c and P_{eff} and ET_B will be equal to zero:

$$ET_c = CWR \text{ (mm/day)} \quad (8)$$

$$ET_G = \min(ET_c, P_{eff}) \text{ (mm/day)} \quad (9)$$

In case the CWR is not fully met by rainfall ($IR > 0$), ET_B is the difference between CWR and P_{eff} .

$$ET_B = \max(0, CWR - P_{eff}) \quad (10)$$

P_{eff} is calculated using the method recommended by Hoekstra *et al.* (2011):

$$P_{\text{eff}} = Pt \cdot (1.25 - 0.2 Pt / 125) \quad (11)$$

if $Pt < 250$ mm

$$P_{\text{eff}} = 1.25 + 0.1 \cdot Pt \quad (12)$$

if $Pt > 250$ mm

Where: Pt is monthly accumulated rainfall (mm).

The Kc considers the evaporation from the soil and the major factors affecting it are: crop variety, climate and the growth stage. Due to differences in evaporation during the growth stages, Kc for a given crop varies during the production period (Chapagain & Orr, 2009). The trends in Kc during the growth period are shown in the crop coefficient curve: the initial stage (Kc ini = 0.5), the mid-season stage (Kc mid = 1.15) and the end of the potato growth (Kc end = 0.75).

The Food Agriculture Organization (FAO) defined the duration of these periods (days) for a series of crops (Allen *et al.*, 1998). For potatoes are: Initial stage ($Lini = 25$ days), stage of

develop ($Ldev = 30$ days), middle stage ($Lmid = 30$ to 45 days) and final stage ($Lend = 30$ days). This provides a total growth period of 115 to 130 days. A regular period to grow potatoes in Cuba is around 100 days, and the stages coincide respectively with: $Lini = 20$, $Ldev = 25$, $Lmid = 30$ and $Lend = 25$ (González, 2012).

The Kc curve for potatoes harvested in Cuba is compared with the FAO data in figure 1, the period of the potato crop cycle in Cuba is shorter than that the FAO reported and Kc values are different in the development and final. Table 1 are shown the Kc values for potatoes crop in Cuba.

The reference crop evapotranspiration (ET_o) values are taken from Mendez, Solano, and Ponce (2012). In Cuba the annual ET_o shows a normal distribution, which is common in tropical and subtropical areas. ET_o behaves as in subarid zone during half a year and during the other half as in the arid subtropics.

Figure 2 shows that the annual average distribution of the ET_o in Cuba behave not

Table 1. Crop coefficient (Kc) values for potatoes harvested in Cuba. Source of data: own production.

Period	Days (di)	Kc (crop coefficient)
Initial	1 to 20	0.5
Develop	21 to 45	$0.5 + 0.04 (di - 20)$
Middle	46 to 75	1.5
End	76 to 100	$1.5 - 0.03 (di - 75)$

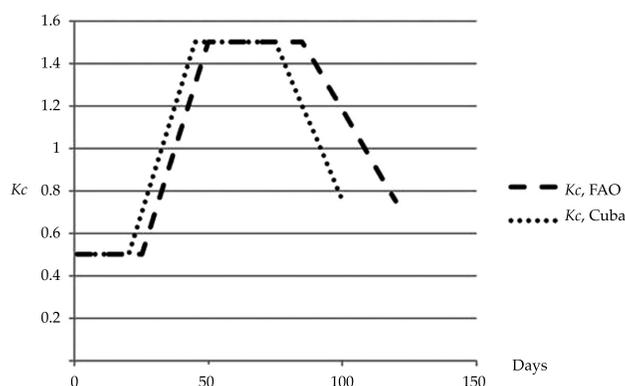


Figure 1. Crop coefficient curve. Source of data: Allen *et al.* (1998), González (2012).



Figure 2. Average of the ET_0 distribution in Cuba. Year 2005. Source of data: Mendez *et al.* (2012).

homogeneously throughout the country and decreases from east to west. Table 2 shows the average monthly ET_0 values in the western and central regions of Cuba estimated using the Penman-Monteith equations.

The WF_{Gr} is an indicator of freshwater pollution caused by growing potatoes, it is the water required to dilute the contamination by fertilizers and pesticides, until the concentrations do not exceed the regulatory defined maximum permissible levels (Hoekstra *et al.*, 2011).

The grey component in the WF_{Gr} is calculated as:

$$WF_{Gr} = \frac{1}{Y} \cdot \left(\frac{\alpha \cdot AR}{C_{max} - C_{nat}} \right) \left(m^3/t \right) \quad (13)$$

Where: AR is Chemical application rate of fertilizer or pesticides (kg/ha); α is leaching-runoff fraction; C_{max} is maximum acceptable concentration (kg/m³); C_{nat} is natural concentration of the pollutant (kg/m³); Y_p – Crop yield (t/ha).

Potato Crops in Cuba

Potatoes in Cuba are grown in the western and central regions of the country (figure 3). These areas are characterized by temperatures, ranging between 18 and 28 °C during the dry season, which is the growth period for this crop. Consequently its production necessitates irrigation (González, 2012).

Table 3 shows the production and yield of potatoes in Cuba during the period 2009-2012.

The yearly yield of potatoes in Cuba averages 19 t/ha, which exceeds the world average of 16 t/ha, but is far from the highest yields: Netherlands (45.8 t/ha), United States (40.6 t/ha), Germany (40.5 t/ha) and the UK (40 t/ha) (Infoagro System SL, 2011).

Cuba has two seasons: a dry one from November to May and a rainy season from May till October. Potatoes are planted between November 20 and December 30. They are harvested by March. Table 4 shows the monthly average

Table 2. Average monthly by region in Cuba, 1960-2000. Source of data: Pacheco, Domínguez and Lamadrid (2006).

Month	ET_0 (mm/day)		Month	ET_0 (mm/day)	
	West	Central		West	Central
January	2.9	2.5	July	5.1	4.5
February	3.6	3.1	August	5.3	4.1
March	5.0	4.0	September	4.4	3.9
April	6.3	4.5	October	4.1	3.1
May	6.2	4.3	November	3.7	2.7
June	5.5	4.2	December	3.7	2.2

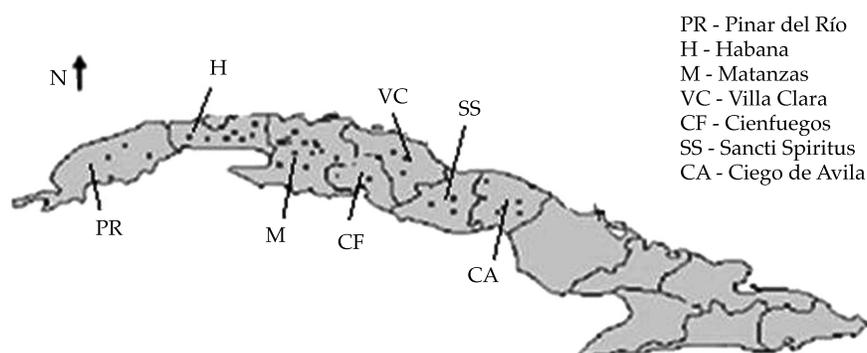


Figure 3. Distribution of potatoes harvest in Cuba. Source of data: Gonzalez (2012).

Table 3. Yearly production and yield of the potatoes in Cuba by provinces. Source of data: ONEI (2013a).

Province		Years				
		2009	2010	2011	2012	Average
Pinar del Río	Production (t)	5 900	3 700	2 200	-	3 933
	Yield (t/ha)	24.1	18.7	20.2	-	21
Habana	Production (t)	125 900	87 100	69 700	64 400	94 233
	Yield (t/ha)	20.6	19.1	18.6	20.1	19
Matanzas	Production (t)	52 100	42 900	36 300	26 600	43 767
	Yield (t/ha)	21.0	12.5	17.1	18.6	17
Villa Clara	Production (t)	19 100	15 900	13 600	10 000	16 200
	Yield (t/ha)	24.6	11.8	21.2	22.2	19
Cienfuegos	Production (t)	19 000	10 100	10 500	6 300	13 200
	Yield (t/ha)	23.9	16.8	21.1	22.4	21
Sancti Spiritus	Production (t)	7 000	3 400	3 300	3 200	4 567
	Yield (t/ha)	26.8	16.2	19.8	19.2	21
Ciego de Avila	Production (t)	53 400	32 000	31 700	20 200	39 033
	Yield (t/ha)	20.3	14.4	17.6	21.9	17
Total	Production (t)	282 400	195 100	167 300	130 700	214 933
	Yield (t/ha)	23.0	15.6	19.4	17.8	19

rainfall for the different provinces where potatoes are grown.

Results and Discussion

For this study December 10th has been chosen as the date when potatoes are planted. December 10th is the median between November 20 and December 30. An estimated 100 days later,

on March 20 the potatoes are expected being harvested (Gonzalez, 2012).

Blue and Green Water Footprint

The evaporation is calculated on a day-by-day basis, whereas the rainfall is calculated over longer periods. The CROPWAT model (Allen *et al.*, 1998) assumes that the mean monthly rainfall

Table 4. Average monthly rainfall in the potato season in Cuba. Source of data: ONEI (2013b).

Province	Average monthly rainfall (mm)			
	January	February	November	December
Pinar del Río	46.95	39.35	67.95	42.83
Habana	130.35	53.30	71.25	70.70
Matanzas	43.30	47.83	39.55	14.75
Villa Clara	65.30	76.03	110.65	53.23
Cienfuegos	78.18	41.20	39.60	51.93
Sancti Spiritus	40.90	59.65	87.63	58.93
Ciego de Avila	13.08	44.88	50.30	20.13

occurs during a six days interval events and that the rain is uniformly distributed over the month. Several studies use ten days intervals to calculate the effective rainfall and the irrigation needs (Hoekstra *et al.*, 2011). In this study a 5 day interval is used, in analogy with the work of Aldaya and Hoekstra (2010).

The results of the average WF_G and WF_B for the last four years in the different Cuban provinces, are shown in table 5. The average value of the WF_G is 104.45 t/m³, a 30% higher than the WF_B , but has less variability over the provinces with a mean standard deviation of 22.12 against 32.5 of WF_B .

Despite potatoes are grown during the dry season (winter), the average rainfall contributes 64% to the CWR. The WF_G is about 30% higher than WF_B .

Grey Water Footprint

Nitrogen is used as an indicator for the impact of fertilizers and pesticides on the WF_{GR} evaluation (Chapagain & Hoekstra, 2011). The amount of nitrogen that reaches the water bodies is assumed to be 10% of the amount of fertilizer applied. The recommended maximum value of nitrate (NO₃) per liter in surface and groundwater, according to the World Health Organization and the European Union, is 50 mg of nitrate per liter and according to the US-EPA is 10 mg per liter (Mekonnen & Hoekstra, 2010). In Cuba there is a permissible standard of 50 mg of NO₃ per liter (Gonzalez, 2012). In this study a naturally occurring concentration of 4 mg nitrate for litter is used (Betancourt, Suarez, & Jorge, 2012).

Table 5. WF_G and WF_B for potatoes crop in Cuba by province. Average 2009-2012.

Province	Et_c	P_{eff}	IR	ET_G	ET_B	WF_G m ³ /t	WF_B m ³ /t
	mm/period	mm/period	mm/period	mm/period	mm/period		
Pinar del Río	392.9	198.8	194.1	198.8	194.1	94.6	92.4
Habana	392.9	344.3	48.5	246.4	116.4	145.5	61.3
Matanzas	392.8	150.9	241.9	150.1	241.1	88.8	142.3
Villa Clara	320.5	303.3	17.2	263.8	56.7	138.8	29.8
Cienfuegos	320.5	224.9	125.1	195.4	125.1	93.0	59.6
Sancti Spiritus	320.5	244.3	108.7	211.8	108.7	100.9	51.7
Ciego de Avila	320.5	125	195.5	124.9	195.5	73.5	115.0
Cuba	351.5	242.9	130.9	204.3	147.2	104.5	78.6

To grow potatoes in Cuba between 120 and 160 kg of fertilizer per ha is recommended (Gonzalez, 2012). This research uses a value of 140 kg/ha.

Table 6 shows the values of the WF_{GR} for the last four years in the provinces where potatoes are grown.

The WF_{GR} values have a low variability because the fertilizer application is implemented according to recommendations by the national planning.

Comparison of the WF of Potato with the WF of other Crops in Cuba

The mean value of crop potatoes WF for the period 2009-2012 in Cuba is 202 m³/t. Table 7 shows the comparison between the results obtained in this study and the reported by Mekonnen & Hoekstra (2011) for potatoes crop and others selected crops in Cuba. Also a result reported by Carmona (2010) about the WF_{GR} for potatoes grown in Cuba is shown.

The different between values confirm the point raised by Herath (2013) about the need for more accurate measurements and calculations

of the WF prior to its use as an effective tool to manage sustainability locally.

The WF of potatoes in Cuba is smaller than this of most other crops reported by Mekonnen & Hoekstra (2011a and 2011b). Differences amount to a factor 15 in comparison with sugar cane. This is mainly related with the lower values of the WF_G because potatoes are a dry season crop. On the contrary, potatoes show higher blue water values than half of the other crops, mainly because all production areas are irrigated. Potatoes show also high grey water values highlighting the environmental significance of this assessment. Cuban agriculture is subject to over fertilization, despite the financial problems of the country and the transition towards an ecological agriculture.

Table 8 shows that the WF_G values are similar in these countries with similar climates. Also the WF_B should show similar values, but more blue water is consumed in Jamaica, Cuba and Mexico. The WF_{GR} shows the highest value in Jamaica where a lot of fertilize (1.5 t/ha), while the lowest value is recorded in Haiti where the fertilizer use is minimal (an application rate of 1.5 t/ha) (Carmona, 2010). Nevertheless, both

Table 6. Average WF_{GR} of potatoes, 2009-2012.

Province	PR	H	M	VC	Cf	SS	CA	Cuba
WF_{GR} (m ³ /t)	16.56	17.90	20.62	18.12	16.88	16.62	19.95	17.99

Table 7. Comparison between the WF of potato and other crops in Cuba.

Crop	WF_G^1 (m ³ /t)	WF_B^2 (m ³ /t)	WF_{GR}^3 (m ³ /t)	WF^4 (m ³ /t)
Potatoes (this study)	105	79	18	202
Potatoes (Carmona, 2010)	-	-	47.9	-
(Mekonnen & Hoekstra, 2011)				
Potatoes	70	75	5	150
Rice	2 235	214	152	2 601
Sweet potatoes	943	9	0	952
Sugar cane	2 814	394	17	3 225
Soya beans	1 998	55	17	2 409
Tomatoes	310	88	250	648
Roots others	857	1	0	858

Table 8. Comparison of the yield and the WF of potatoes in some countries. Source of data: FAO (2012); Mekonnen and Hoekstra (2011a and 2011b).

Country	WF_G (m ³ /ha)	WF_B (m ³ /ha)	WF_{GR} (m ³ /ha)	WF (m ³ /ha)	Yield (t/ha)	WF_s (m ³ /t)
Mexico	128	102	32	150	27.8	5.4
Costa Rica	193	5	54	262	24.9	10.5
Dominican Republic	152	8	27	252	22.3	11.3
Cuba (this study)	105	79	18	202	19.0	10.6
Jamaica	114	25	93	232	14.2	16.3
Haiti	131	2	6	139	12.5	25.4

countries obtain similar yields. The other countries in table 8 show WF_{GR} values in between those of Jamaica and Haiti, while they realize higher yields. Finally, the WF_s values show that Mexico consumes the least amount of water per ton of produced in Costa Rica, Dominican Republic and Cuba consume similar amounts of water; and Jamaica and Haiti show the highest consumption.

Conclusions

This study evaluated the WF of potatoes in Cuba, it shows that despite potatoes are harvested in dry season and grown in irrigated areas exclusively, the rain could meet on average more than 60% of crop demand. Also is the crop with less difference between WF_G and WF_B .

The WF of potatoes in Cuba is less than in countries like Costa Rica and the Dominican Republic, although WFs are similar, the WF_{GR} is much smaller achieving a more efficiency in fertilize use.

The significant differences between the results of the WF based in local Cuban data and reported in international studies highlight the importance of local studies for the implementation of more sustainability management of agriculture.

References

- Aldaya, M., & Hoekstra, A. (2010). The Water Needed for Italians to Eat Pasta and Pizza. *Agricultural Systems*, 103, 351-360.
- Allen, R., Pereira, L., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Crop Evapotranspiration: Guidelines for Computing Crop Water Requirements*. Irrigation and Drainage Paper 56. Available at: <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm>. Accessed: June 2014.
- Betancourt, C., Suarez, R., & Jorge, F. (2012). Influencia de los procesos naturales y antrópicos sobre la calidad del agua en cuatro embalses cubanos. *Limnetica*, 31(2), 193-204.
- Carmona, L. (2010). *Estimación de la huella gris de la agricultura teniendo en cuenta el efecto de fertilizantes y pesticidas*. Master Thesis. Barcelona: Polytechnic University of Cataluña.
- Chapagain, A., & Orr, S. (2009). An Improved Water Footprint Methodology Linking Global Consumption to Local Water Resources: A Case of Spanish Tomatoes. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1219-1228.
- Chapagain, A., & Hoekstra, A. (2011). The Blue, Green and Grey Water Footprint of Rice from Production and Consumption Perspectives. *Ecological Economics*, 70(4), 749-758.
- FAO (2012). *FAOSTAT*. Food Agriculture Organization. Available at: <http://193.43.36.221/site/339/default.aspx>. Accessed: June 2014.
- García, J., & Cantero, L. (2008). Indicadores globales para el uso sostenible del agua: caso cubano. *Revista Voluntad Hidráulica*, 100, 12-19.
- González, L. (2012). *Cálculo de la huella hídrica en un cultivo de papa en la Empresa Cultivos Varios Horquita*. Master Thesis. Cienfuegos, Cuba: University of Cienfuegos.
- Herath, I. (2013). *The Water Footprint of Agricultural Products in New Zealand: The Impact of Primary Production on Water Resources*. PhD Thesis. Palmerston North, New Zealand: Institute of Agriculture and Environment, Massey University.
- Hoekstra, A., Chapagain, A., Aldaya, M., & Mekonnen, M. (2011). *The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard*. London: Earthscan.
- Hoekstra, Y., Mekonnen, M., Chapagain, A., Mathews, R., & Richter, B. (2012). Global Monthly Water Scarcity: Blue Water Footprints versus Blue Water Availability. *Plus One*, 7(2), 1-9.
- Infoagro System SL. (2011). *El cultivo de la patata*. 1ra parte, Madrid, 2014. Available at: <http://www.infoagro.com/>

hortalizas/patata.htm. Accessed: June 2014.

- Mekonnen, M., & Hoekstra, A. (2010). A Global and High-Resolution Assessment of the Green, Blue and Grey Water Footprint of Wheat. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(7), 1259-1276.
- Mekonnen, M., & Hoekstra, A. (2011). The Green, Blue and Grey Water Footprint of Crops and Derived Crop Products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(5), 1577-1600.
- Mekonnen, M., & Hoekstra, A. (2011a). *National Water Footprint Accounts: The Green, Blue and Grey Water Footprint of Production and Consumption*. Volume 1. Delft: UNESCO-IHE Institute for Water Education.
- Mekonnen, M., & Hoekstra, A. (2011b). *National Water Footprint Accounts: The Green, Blue and Grey Water Footprint of Production and Consumption*. Volume 2. Delft: UNESCO-IHE Institute for Water Education.
- Mendez, A., Solano, O., & Ponce, D. (2012). Valoración de las incertidumbres en la estimación de la evapotranspiración de referencia en Cuba. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 21(2), 53-61.
- ONEI (2013a). *Sector agropecuario. Indicadores seleccionados*. National Office of Statistic and Information. Available at: http://www.one.cu/publicaciones/05agropecuario/ppalesindsectoragrop/ppales_inddic12.pdf. Accessed: June 2014.
- ONEI (2013b). *Panorama ambiental de Cuba*. National Office of Statistic and Information. Available at: <http://www.one.cu/publicaciones/04industria/medioambientecifras/medioamb2012.pdf>. Accessed: June 2014.
- Pacheco, J., Domínguez, I., & Lamadrid, O. (2006). Lluvia y evapotranspiración de referencia en cuatro puntos representativos de la provincia de Villa Clara, Cuba. *Centro Agrícola*, 33 (4), 67-72.
- Vázquez, R., & Buenfil, M. (March, 2012). Huella hídrica de América Latina: retos y oportunidades. *Aqua-LAC*, 4(1), 41-48.

Authors' institutional address

Dr. Juan José Cabello

Universidad de La Costa
Faculty of Engineering
58 street # 5566
Barranquilla, COLOMBIA
Tel.: +57 (310) 4705 210
jcabello2@cuc.edu.co

Dr. Alexis Sagastume

Universidad de La Costa
Faculty of Engineering
58 street # 5566
Barranquilla, COLOMBIA
Tel.: +57 (310) 4705 210
asagastume2@cuc.edu.co

Dr. Eduardo López Bastida

Universidad de Cienfuegos
Cleaner Production Centre
Faculty of Engineering
Carretera a Rodad, km 2
Cienfuegos, CUBA
Tel.: +53 (4) 3500 138
kuten@ucf.edu.cu

Dr. Carlo Vandecasteele

University of Leuven
Department of Chemical Engineering
De Croylaan 46, B-3001
Heverlee, BELGIUM
Carlo.Vandecasteele@cit.kuleuven.be

Dr. Luc Hens

Flemish Institute for Technological Research (VITO)
Mol, Antwerp, Flanders
Belgium.luchens51@gmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor

Estimación de parámetros de infiltración a partir de mediciones de avance 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, México

• Carlos Fuentes •

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Resumen

Saucedo, H., Zavala, M., Fuentes, C. (enero-febrero, 2016). Estimación de parámetros de infiltración a partir de mediciones de avance de riego por melgas empleando las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 117-124.

Se presenta un método para realizar la estimación de parámetros de infiltración con base en el empleo de 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 estimación de los parámetros hidrodinámicos de conductividad hidráulica a saturación y presión en el frente de humedad, se realiza aplicando el método Levenberg-Marquardt. El modelo así obtenido, permite el ajuste de los parámetros hidrodinámicos a partir de datos de pruebas de avance de riego por melgas y de la textura del suelo.

Palabras clave: ecuaciones de Saint-Venant, ecuación de Green y Ampt, método Levenberg-Marquardt.

Abstract

Saucedo, H., Zavala, M., Fuentes, C. (January-February, 2016). Use of Saint-Venant and Green and Ampt Equations to Estimate Infiltration Parameters based on Measurements of the Water Front Advance in Border Irrigation. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(1), 117-124.

A method is presented to estimate infiltration parameters using the Saint-Venant equations to describe the flow of water over soil and the Green and Ampt equations to represent flow of water in the soil. The Levenberg-Marquardt method was applied to estimate the hydrodynamic parameters, namely saturated hydraulic conductivity and pressure in the wet front. By obtaining the model in this manner, the hydrodynamic parameters can be adjusted based on tests of the advance of the water front in border irrigation and the texture of the soil.

Keywords: Saint-Venant equations, Green & Ampt equation, Levenberg-Marquardt method.

Recibido: 17/11/2014

Aceptado: 27/08/2015

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 específica y una caracterización hidrodinámica del suelo dada. Para realizar dicha caracterización hidrodinámica puede utilizarse, por ejemplo, información de una prueba de avance de riego, a partir de la cual se realiza

el procedimiento de ajuste u optimación de los parámetros, buscando minimizar el error obtenido entre las observaciones realizadas y las obtenidas mediante el modelo empleado para la simulación de la fase de avance del riego por gravedad.

El objetivo del presente estudio fue desarrollar un modelo que permita hacer de forma automática la optimación de los parámetros de conductividad hidráulica a saturación del suelo y de la presión en el frente de humedecimiento, empleando 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, la cual 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}]; $V_i = \partial I / \partial t$, 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}]; el parámetro adimensional $\beta = U_{ix} / U$, siendo $\alpha = 1 - U_{ix} / U$, 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.

Las condiciones inicial y de frontera que deben sujetar a las ecuaciones de Saint-Venant para modelar la fase de avance son:

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

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

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 cerrar el sistema es necesario conocer la forma en que evoluciona en el tiempo la lámina infiltrada en toda posición sobre la melga, es decir, 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 $\theta = \theta_o$; 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; 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:

$$V_l = \frac{dI}{dt} = K_s \left[1 + \frac{(h_f + h)\Delta\theta}{I} \right] \quad (6)$$

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

Solución numérica

Para simular la fase de avance del riego por melgas se hace uso del modelo desarrollado por Saucedo, Zavala y Fuentes (2011). La forma discreta de la ecuación de continuidad para la fase de avance se escribe como:

$$\begin{aligned} & [\omega q_\ell + (1-\omega)q_j] \delta t - (x_\ell - x_j) \left[\begin{array}{l} \omega(h_\ell + I_\ell) \\ + (1-\omega)(h_j + I_j) \end{array} \right] \\ & - [\omega q_r + (1-\omega)q_m] \delta t + (x_r - x_m) \left[\begin{array}{l} \omega(h_r + I_r) \\ + (1-\omega)(h_m + I_m) \end{array} \right] \\ & - [\phi h_\ell + (1-\phi)h_r + \phi I_\ell + (1-\phi)I_r] (x_r - x_\ell) \\ & + [\phi h_j + (1-\phi)h_m + \phi I_j + (1-\phi)I_m] (x_m - x_j) = 0 \quad (7) \end{aligned}$$

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

$$\begin{aligned} & 2\bar{q}\bar{h}(q_r - q_\ell)\delta t + (g\bar{h}^3 - \bar{q}^2)(h_r - h_\ell)\delta t \\ & + \bar{h}^2(x_r - x_\ell) [\omega q_r + (1-\omega)q_\ell - \omega q_m - (1-\omega)q_j] \\ & + g\delta t \bar{h}^3(x_r - x_\ell) [\omega J_r + (1-\omega)J_\ell - J_o] \quad (8) \\ & + \beta \delta t \bar{q}\bar{h}(x_r - x_\ell) [\omega I_r + (1-\omega)I_\ell - \omega I_m - (1-\omega)I_j] = 0 \end{aligned}$$

En las ecuaciones (7) y (8), δt es el paso de tiempo, ω y ϕ son factores de peso en espacio y tiempo. El cálculo de los coeficientes se realiza con base en los valores pertenecientes al nivel de tiempo anterior $\bar{q} = (1-\phi)q_m + \phi q_j$, $\bar{h} = (1-\phi)h_m + \phi h_j$ (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 (ecuación (6)) 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.

Optimización de parámetros

Para estimar los parámetros hidrodinámicos K_s y h_p a partir de los datos registrados durante

una prueba de avance, puede utilizarse el método Levenberg-Marquardt, en el cual el valor estimado de los parámetros en una iteración dada se calcula teniendo en cuenta una expresión de la forma:

$$[J(p)^T J(p) + \lambda I] \Delta p = -J(p)^T K(p) \quad (9)$$

donde $J(p)$ es la matriz Jacobiana relacionada con las variaciones de la función de posición del frente de avance $x_f = x_f(t)$ respecto a cada uno de los parámetros a optimar (K_s y h_f); I es la matriz identidad; $K(p)$, el vector de diferencias entre las posiciones del frente de avance observadas en campo y aquellas obtenidas con el método Levenberg-Marquardt en la iteración anterior; λ se denomina parámetro de amortiguación y es importante en la convergencia del método, su valor puede determinarse, por ejemplo, con alguno de los procedimientos sugeridos por Griva, Nash y Sofer (2009).

La matriz Jacobiana $J(p)$ se calcula como:

$$J(p) = \begin{bmatrix} \frac{\partial x_{f1}}{\partial K_{s1}} & \frac{\partial x_{f2}}{\partial h_{f1}} \\ \frac{\partial x_{f1}}{\partial K_{s2}} & \frac{\partial x_{f2}}{\partial h_{f2}} \\ \vdots & \vdots \\ \frac{\partial x_{f1}}{\partial K_{sn}} & \frac{\partial x_{f2}}{\partial h_{fn}} \end{bmatrix} \quad (10)$$

en esta ecuación, $i = 1, 2, \dots, n$ es el número de puntos que se registraron durante la prueba de avance, los cuales se recomienda sean diez a lo más, para reducir el esfuerzo de cómputo. La función de posición del frente de avance $x_f = x_f(t)$ es resultado de la aplicación del acoplamiento numérico interno de las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt. La estimación de las derivadas se realiza numéricamente, a partir de la función $x_f = x_f(t)$ calculada para dos valores cercanos de los parámetros a optimar.

A manera de ejemplo, se toma el caso de una prueba de avance reportada en la literatura, registrada en el suelo franco de Montencillo por Fuentes (1992). Se dispone de la siguiente información: gasto unitario $q_0 = 0.0032 \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$; pendiente topográfica $J_0 = 0.002 \text{ m}/\text{m}$; longitud de la melga $L = 100 \text{ m}$; parámetros para la ley de resistencia $d = 1$ y $k = 1/54$; parámetro en la ecuación de cantidad de movimiento $\beta = 2$; valor inicial del contenido volumétrico de agua $\theta_0 = 0.2749 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. El valor de la porosidad se asimila al contenido volumétrico de agua a saturación, de forma tal que $\theta_s = 0.4865 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. En la figura 1 se muestra la gráfica de los valores registrados del frente de avance.

En las figuras 2 a 4 se muestra la aproximación que se tiene para las iteraciones primera, tercera y séptima de la aplicación del método Levenberg-Marquardt. En la figura 5 se muestra la evolución del error cuadrático medio conforme avanzan las iteraciones del método. Los valores de los parámetros $h_f = 40.4 \text{ cm}$ y $K_s = 1.35 \text{ cm}/\text{h}$ fueron obtenidos mediante la aplicación del procedimiento de optimización para reproducir datos de la prueba de riego efectuada en el experimento mencionado.

Puede apreciarse que el número de iteraciones para lograr la convergencia es relativamente bajo, pero debe tenerse en cuenta que el mayor esfuerzo de cómputo se destina a la estimación de la matriz Jacobiana que aparece en las ecuaciones (9) y (10).

Conclusiones

Se desarrolló un método para la estimación de parámetros de infiltración basado en el empleo de 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 estimación de los parámetros hidrodinámicos de conductividad hidráulica a saturación y presión en el frente de humedad se realiza aplicando el método Levenberg-Marquardt. El modelo así obtenido permite el ajuste de los parámetros hidrodinámicos a partir de datos de pruebas de avance de riego por melgas y de la textura del suelo.

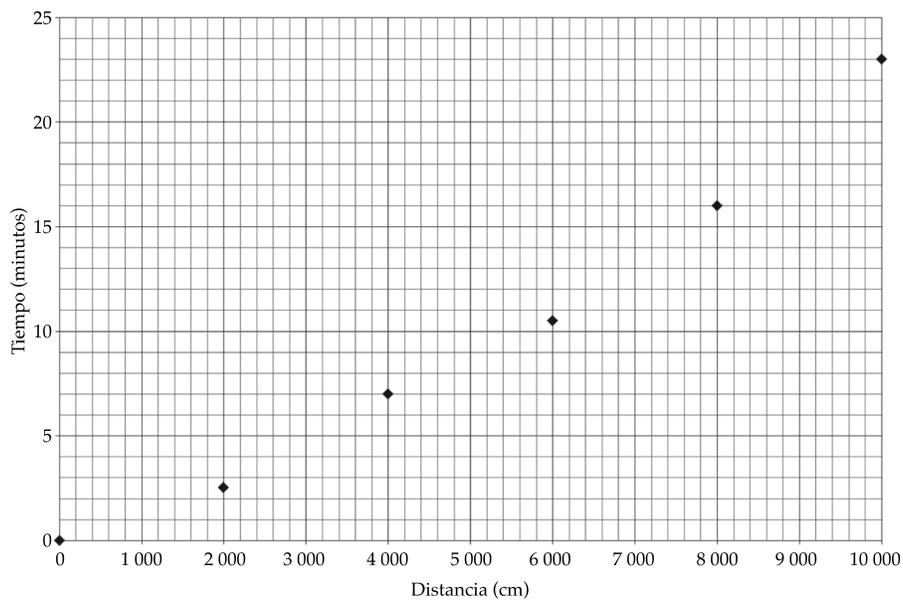


Figura 1. Valores observados en una prueba de avance reportada en la literatura.

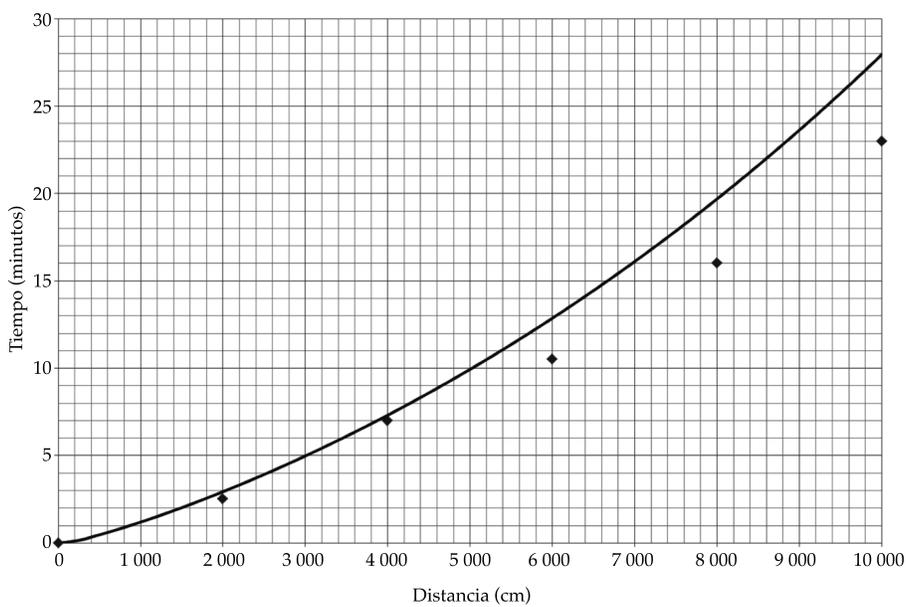


Figura 2. Resultado de la primera iteración del método Levenberg-Marquardt, $h_f = 33.4$ cm y $K_s = 1.58$ cm/h.

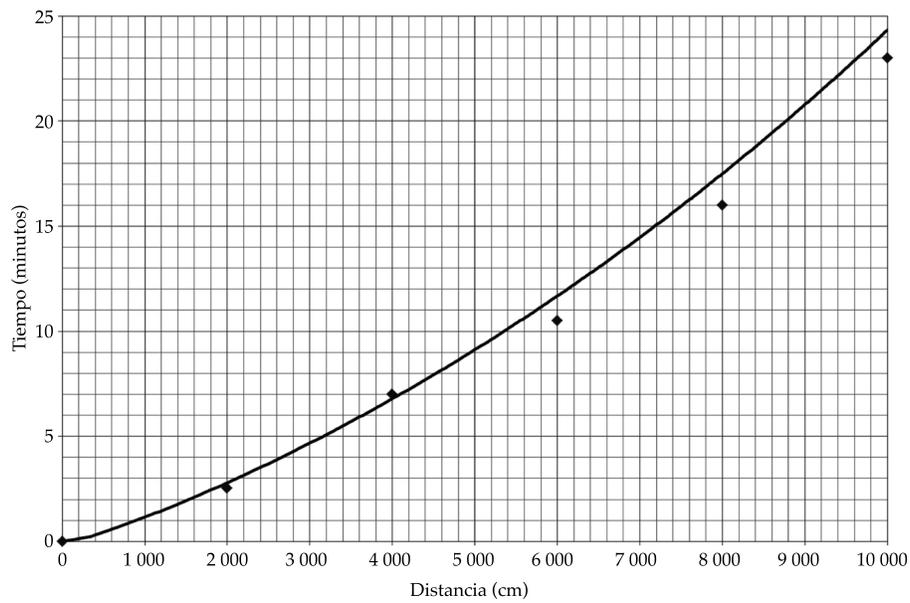


Figura 3. Resultado de la tercera iteración del método Levenberg-Marquardt, $h_f = 38.3$ cm y $K_s = 1.49$ cm/h.

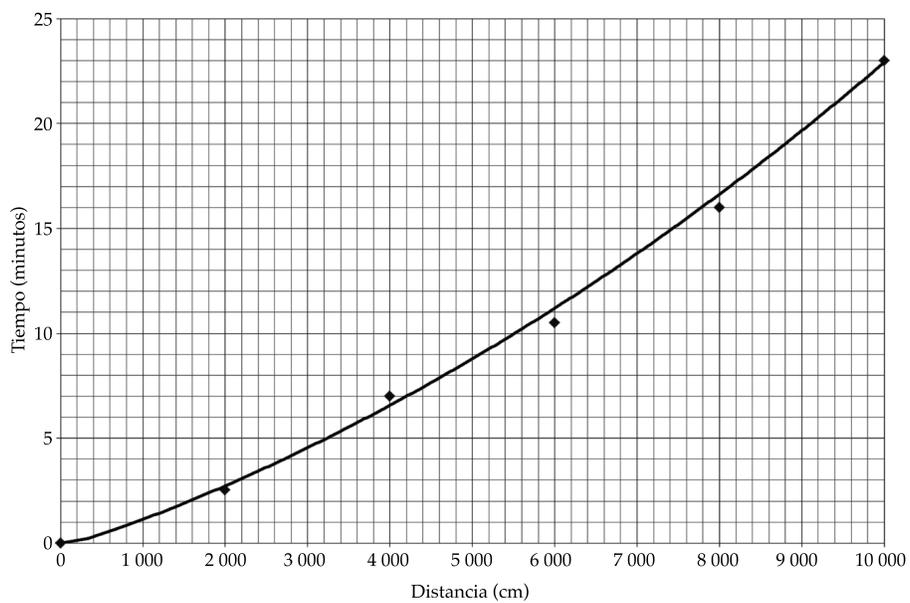


Figura 4. Resultado de la séptima iteración del método Levenberg-Marquardt, $R^2 = 0.997$, $h_f = 40.4$ cm y $K_s = 1.35$ cm/h.

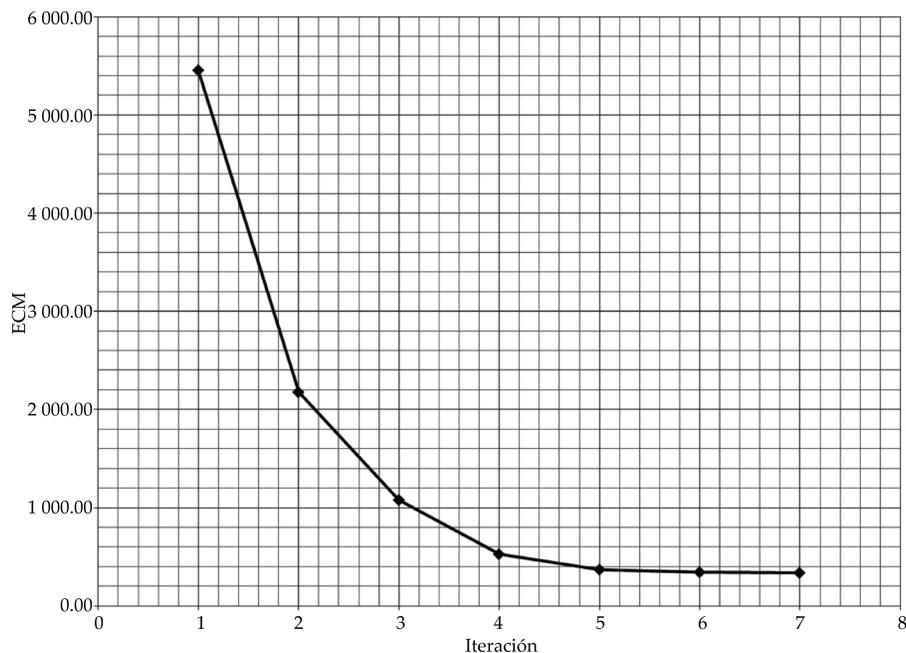


Figura 5. Evolución del error cuadrático medio durante la aplicación del método Levenberg-Marquardt.

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. (1992). *Approche fractale des transferts hydriques dans les sols non saturés* (267 pp.). Tesis de Doctorado. Grenoble, Francia: Universidad Joseph Fourier.
- 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.
- 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.
- Griva, I., Nash, S., & Sofer, A. (2009). *Linear and nonlinear optimization* (pp. 765). USA: Ed. Society for Industrial and Applied Mathematics (SIAM).
- Katopodes, N., & Strelkoff, T. (1977). Hydrodynamics of Border Irrigation, Complete Model. *Journal of the Irrigation and Drainage Division, IR3*, 13188, 309-324.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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, Colorado, USA: Water Resources Publications.

Dirección institucional de los autores

Dr. Heber Saucedo

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

Dr. Manuel Zavala

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

Dr. Carlos Fuentes

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



Haga clic aquí para escribir al autor

Identificación y caracterización de sequías hidrológicas en Argentina

• Erica Díaz* • Andrés Rodríguez • Oscar Dölling •
• Juan Carlos Bertoni • Marcelo Smrekar •
Universidad Nacional de Córdoba, Argentina

*Autor de correspondencia

Resumen

Díaz, E., Rodríguez, A., Dölling, O., Bertoni, J. C., & Smrekar, M. (enero-febrero, 2016). Identificación y caracterización de sequías hidrológicas en Argentina. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 125-133.

Para una adecuada planificación y gestión de los recursos hídricos es clave conocer la distribución temporal y espacial de éstos. La sequía es un fenómeno hidrológico extremo de gran complejidad que afecta el desarrollo y aprovechamiento de los recursos hídricos en una misma región. En este trabajo se abordó la identificación y caracterización de sequías desde el punto de vista hidrológico, abarcando la mayor ventana de tiempo y espacio en función de los datos de caudales disponibles. Este estudio comprende un área de 14 cuencas hidrográficas argentinas (los ríos Colorado, Mendoza, San Juan, Atuel, Ctlamochita, Anisacate, Xanaes, Suquía, Dulce, Juramento, Salado, Paraná, Bermejo y Pilcomayo). El objetivo del presente trabajo ha sido identificar y caracterizar, temporal y espacialmente, sequías hidrológicas para evaluar la disponibilidad hídrica regional, que es una componente esencial en la planificación del agua. En este trabajo se define como sequía hidrológica aquel suceso en el cual la oferta de caudal (medio anual) en cuencas naturales no reguladas sea inferior al valor del caudal excedido el 70% de tiempo. Se observó la ocurrencia de sequías plurianuales simultáneas en áreas de gran extensión espacial, producto de la variabilidad climática. Esta información es de relevancia para la gestión de los recursos hídricos, pues usos tales como el abastecimiento humano, riego y producción energética, entre otros, pueden ser seriamente afectados por la ocurrencia de manera simultánea de sequías severas en cuencas que aportan a una región y zonas vecinas.

Palabras clave: sequías hidrológicas, caudales anuales, gestión.

Abstract

Díaz, E., Rodríguez, A., Dölling, O., Bertoni, J. C., & Smrekar, M. (January-February, 2016). Identification and Characterization of Hydrological Drought in Argentina. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(1), 125-133.

The temporal and spatial distribution of water resources need to be determined for adequate water planning and management. Droughts are highly complex and extreme hydrological phenomena which affect the development and use of water resources in a single region. In this work, droughts were identified and characterized from the hydrological perspective, with the largest spatial area and time period possible given the available flow data. The study area includes 14 hydrographic basins in Argentina (Colorado, Mendoza, San Juan, Atuel, Ctlamochita, Anisacate, Xanaes, Suquía, Dulce, Juramento, Salado, Paraná, Bermejo and Pilcomayo rivers). The objective was to spatially and temporally identify and characterize hydrological droughts to evaluate the regional water availability, which is an essential component in water planning. This work defines a hydrological drought as an event in which water flow (annual mean) in unregulated natural basins is lower than the flow value that occurs over 70% of the time. The simultaneous occurrence of multi-year droughts in spatially large areas is a result of climate variability. This information is relevant to the management of water resources given that the supply of water for human, irrigation and energy production uses, among others, may be seriously affected by a simultaneously occurrence of severe droughts in basins that supply a particular region or neighboring areas.

Keywords: Hydrological drought, annual flows, management.

Recibido: 12/03/2015

Aceptado: 03/09/2015

Introducción

Las sequías son fenómenos naturales extremos y complejos, de los que se conoce poco en relación con los eventos de excesos hídricos. Los impactos tienen costos sociales, políticos y económicos importantes que afectan extensas áreas. Sabiendo que son una condición natural intrínseca, la cual no se puede evitar que suceda, y teniendo en cuenta que es un fenómeno del cual se habla mucho y se sabe poco, resulta necesario el estudio de las sequías para que la planificación sea en función de la disponibilidad del recurso hídrico y así responder de la mejor manera cuando se den este tipo de fenómenos. Uno de los motivos por los cuales el conocimiento que existe sobre ellas es aún limitado es la escasez de suficientes datos hidrológicos y meteorológicos. En virtud de ello, en este trabajo se aborda la identificación y caracterización de

sequías desde el punto de vista hidrológico, con el fin de obtener el máximo aprovechamiento de las informaciones referidas a aportes anuales, que por lo general poseen una mayor ventana de tiempo y espacio.

Identificar y caracterizar temporal y espacialmente sequías hidrológicas permite evaluar la disponibilidad hídrica regional y local, componente esencial en la planificación del agua.

Zona de estudio

El trabajo comprende un área de 14 cuencas hidrográficas argentinas. Las cuencas seleccionadas fueron en los siguientes ríos: Colorado (CO), Mendoza (ME), San Juan (SJ), Atuel (AT), Ctlamochita (CT), Anisacate (AN), Xanaes (XA), Suquía (SU), Dulce (DU), Juramento (JU), Salado (SA), Paraná (PA), Bermejo (BE) y Pilcomayo (PI) (figura 1).

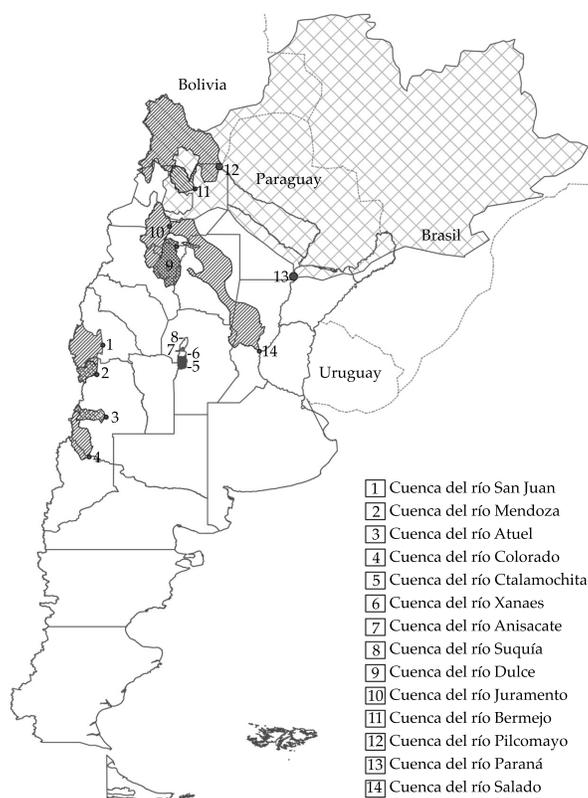


Figura 1. Ubicación de las cuencas analizadas en el trabajo.

Los ríos presentan características diferentes en cuanto a localización de la cuenca, módulo, área de aporte y volumen de aporte anual (cuadro 1). Estas cuencas se eligieron por contar con series de caudales lo suficientemente extensas (mayor a 50 años) y representar los sistemas hidrográficos más importantes de Argentina. Los puntos elegidos para tomar los datos fueron las cabeceras de cuencas donde no se ven influencias de sistemas de regulación ni cambios en el uso del suelo significativos, con excepción de la cuenca del río Paraná (ya que no se contaba con esa información). Las series corresponden a datos de caudales medidos en las secciones indicados para las cuencas de los ríos San Juan, Atuel, Mendoza, Salado, Paraná, Colorado, Anisacate, Ctlamochita, Bermejo y Pilcomayo. Mientras que las cuencas de los ríos Dulce, Suquía, Xanaes y Juramento son datos de caudales medidos hasta la fecha de construcción de las presas que lo regulan y a partir de allí las series son calculadas con un balance en el embalse. Las secciones son las mismas y el embalse no afecta la serie, porque son los caudales que llegan al mismo y no los que se derivan.

Procesamiento de la información

Todas las series empleadas en este trabajo han sido sometidas a distintos análisis estadísticos para verificar su confiabilidad e identificar sus características. Primero se realizó una inspección visual, a fin de detectar *outliers*, a través del análisis de datos dudosos que proponen Chow, Maidment y Mays, 1994. Luego se verificó homogeneidad (con método Escala Anual Wilcoxon y Arch) y estacionariedad (con método de Mann-Kendall y Dickey-Fuller). El método de Arch y Dickey-Fuller se ha aplicado a las series que no verifican homogeneidad y estacionariedad con Wilcoxon y Mann-Kendall, ya que las pruebas se basan en la independencia de los datos. En el caso de series de caudales anuales puede existir una dependencia temporal (Salas, Delleur, Yevjevich, & Lane, 1980) (ver resultados en el cuadro 2).

Análisis de máximas sequías históricas

En el presente trabajo, la caracterización de sequías hidrológicas se realiza en términos

Cuadro 1. Resumen de características hidrológicas y geográficas de las cuencas analizadas.

Cuenca del río	Estación			Altitud (msnm)	Área de aporte (km ²)	Módulo (m ³ /s)	Periodo
	Denominación	Latitud	Longitud				
Colorado	Buta Ranquil	37° 04' 34.4"	69° 44' 48.1"	850	15 300	148	1940-2013
Mendoza	Guido	32° 54' 55.0"	69° 14' 16"	1 408	8 180	45.6	1956-2013
San Juan	San Juan - km 47.3	31° 30' 59.7"	68° 56' 24.6"	934	25 660	65	1909-2013
Ctlamochita	Embalse	32° 10' 00.0"	64° 23' 00"	650	3 300	27.1	1914-1982
Xanaes	Los Molinos	31° 05' 00.0"	64° 30' 00"	770	980	9.5	1936-2008
Anisacate	Santa Ana	31° 40' 00.0"	64° 34' 00"	900	465	4.83	1925-1979
Suquía	San Roque	31° 22' 00.0"	64° 27' 00"	650	1 350	10	1926-2010
Dulce	La Escuela	27° 30' 00.0"	64° 51' 00.0"	265	19 700	82.2	1926-2013
Salado	Ruta Provincial 70	31° 29' 28.4"	60° 46' 50.0"	17	29700	137	1954-2013
Juramento	Cabra Corral	25° 16' 19.0"	65° 19' 47.0"	945	32 885	29.5	1934-2013
Bermejo	Pozo Sarmiento	23° 13' 00.0"	64° 12' 00"	296	25 000	446	1941-2013
Pilcomayo	La Paz	22° 22' 41.0"	62° 31' 21"	230	96 000	237	1961-2013
Paraná	Corrientes	27° 28' 30"	58° 49' 60"	52	1 950 000	17 189	1906-2013
Atuel	La Angostura	35° 05' 56.80"	68° 52' 25.80"	1 302	3 800	35.4	1906-2013

Nota: por módulo debe entenderse el caudal medio anual.

Cuadro 2. Resumen de análisis de homogeneidad y estacionariedad en la serie completa.

Cuenca	Serie	Homogeneidad		Estacionariedad		Datos dudosos
		Wilcoxon	Arch	Kendall	Dickey-Fuller	
Suquía	1926-2010	$p = 0.000216$	$p = 0.5909$	$p = 0.0869$	$p = 0$	0
Xanaes	1936-2008	$p = 0.000283$	$p = 0.3206$	$p = 0.0277$	$p = 0$	1
Anisacate	1925-1979	$p = 0.561$		$p = 0.896$		1
Ctalamochita	1914-1982	$p = 0.256$		$p = 0.768$		0
Dulce	1926-2013	$p = 0.00197$	$p = 0.8119$	$p = 0.0108$	$p = 0$	1
Colorado	1940-2013	$p = 0.214$		$p = 0.815$		0
Juramento	1934-2013	$p = 0.940$		$p = 0.581$		0
Paraná	1906-2013	$p = 0.00440$	$p = 0.9903$	$p = 0.0101$	$p = 0$	0
Bermejo	1941-2013	$p = 3.36E-006$	$p = 0.6261$	$p = 6.44E-007$	$p = 0$	0
Pilcomayo	1961-2013	$p = 0.793$		$p = 0.0762$		0
Salado	1954-2013	$p = 0.0630$		$p = 0.241$		0
San Juan	1909-2013	$p = 0.499$		$p = 0.310$		0
Mendoza	1956-2013	$p = 0.0735$		$p = 0.0364$		0
Atuel	1906-2013	$p = 0.441$		$p = 0.886$		0

de déficit de aportes anuales, siguiendo una metodología de análisis de series de tiempo denominado análisis de sucesiones. El uso del análisis de sucesiones ha sido propuesto como un método objetivo para identificar los periodos de sequía y para la evaluación de las propiedades estadísticas de la misma. Esta metodología ha sido usada para el análisis y caracterización estocástica de las sequías desde que Yevjevich (1967) propusiera la definición de eventos de sequía: "un evento de sequía es definido como el período durante el cual la variable indicadora de la disponibilidad de agua X_t (aportaciones, lluvia, humedad del suelo, etc.) se encuentra por debajo de un determinado umbral X_0 ". Dicho umbral puede ser un valor fijo en el caso de series de tiempo anuales o un valor periódico para el caso de series de tiempo periódicas (Salas *et al.*, 1980). Este valor umbral o nivel de truncamiento puede ser la media o mediana de la serie de datos hidrológicos utilizados; una fracción de la media (Coastal, Clausen, & Pearson, 1995); un nivel definido (como la media menos la desviación estándar), o un valor equivalente a una probabilidad de excedencia dada (Fernández-Larrañaga, 1997). En cualquier caso, el umbral debe ser elegido de tal manera

que sea representativo de la demanda de agua (Tsakiris *et al.*, 2007).

Para este estudio se eligió como valor umbral una probabilidad de excedencia de 70%. Este criterio fue adoptado por diversos autores en el mundo (Hisdal *et al.*, 2001; Fernández-Larrañaga, 1997; Rivera & Penalba, 2013). Así, usar criterios similares que se aplicaron a otras cuencas en otras regiones permite la comparación de los resultados, pues utilizar una probabilidad de excedencia permite caracterizar sequías en regiones no homogéneas climatológicamente (Fernández-Larrañaga, 1997). El análisis de sucesiones permite obtener parámetros útiles en la cuantificación de las sequías, como duración (L); severidad o magnitud (M) (suma acumulada de las diferencias entre el umbral y los caudales de oferta); ubicación en tiempo absoluto (inicio y fin); la intensidad máxima ($I_{máx}$, definida como la máxima de las diferencias entre el umbral y los caudales de oferta que componen el evento), y la intensidad media (I_{media} , la relación entre magnitud y duración). Estos parámetros se observan en la figura 2.

En la figura 3 se grafica cada una de las variables (que caracterizan a las sequías) dividida por el aporte anual medio $[x]$ de cada cuenca.

Esto permite distinguir los años en los que ocurrieron las sequías más severas para cada cuenca y el orden de magnitud de las mismas (con respecto a la media de aportes anuales) para un umbral con 70% de probabilidad de excedencia.

En la gráfica de duración y magnitud se observa que las sequías más críticas de cada cuenca se registraron a mediados de las décadas del 1940 y 1960 (excepto para la cuenca del río Juramento, que se registró en 1991). En 1967 inicia la sequía más severa en cuanto a

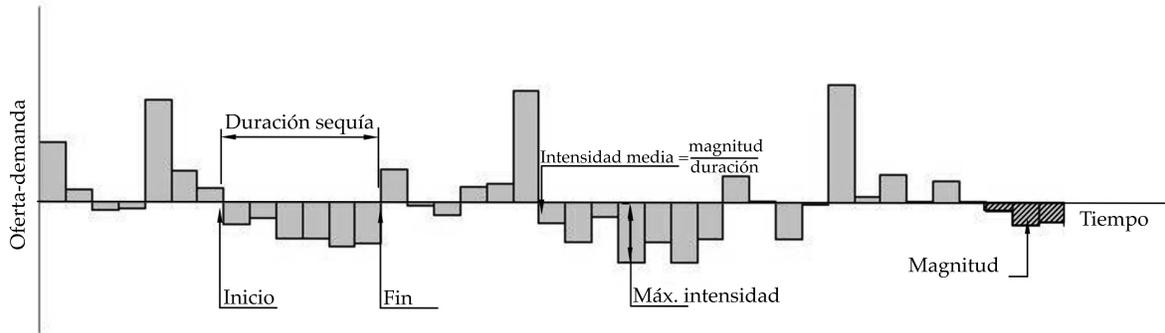


Figura 2. Serie cronológica de oferta menos un umbral que representa la demanda en un lugar para la identificación y caracterización de sequías según el método de sucesiones. Fuente: Fernández-Larrañaga (1997), modificada.

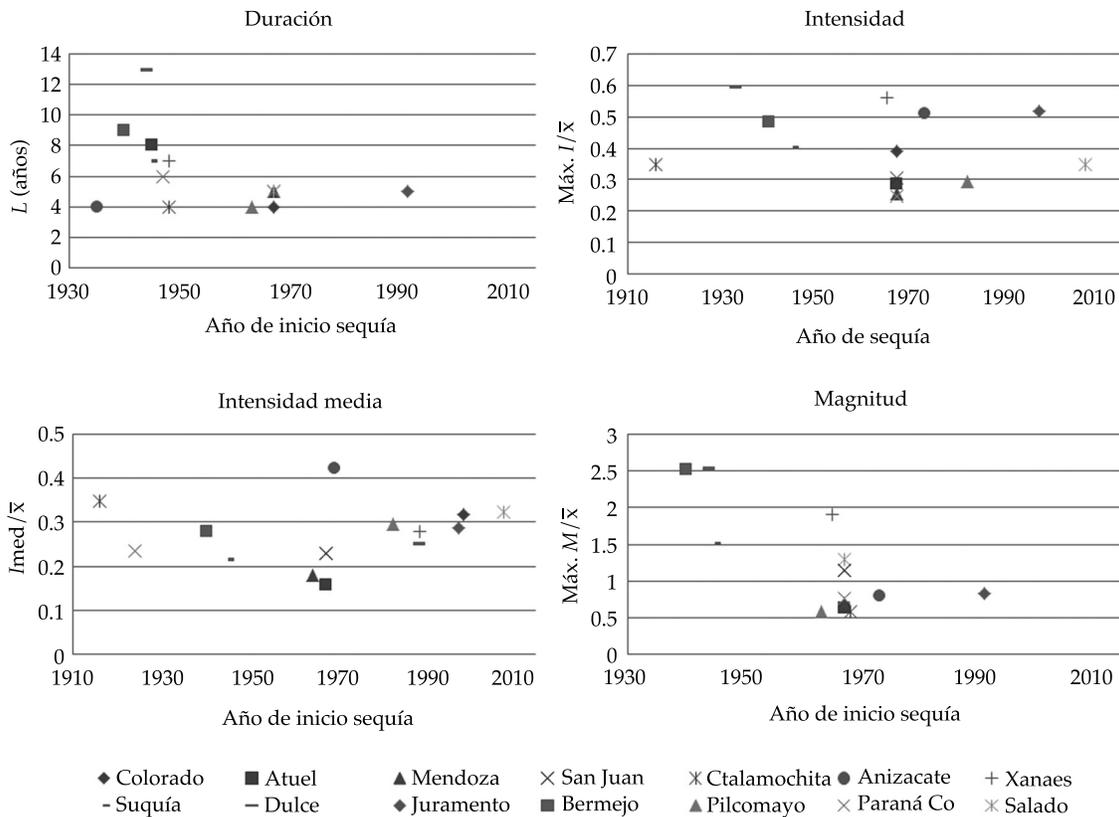


Figura 3. Parámetros máximos para caracterización de sequías divididos por el aporte anual medio.

magnitud en la mayoría de las cuencas (Colorado, Atuel, Mendoza, San Juan, Ctlamochita, Xanaes, Pilcomayo, Paraná Co, Salado). Este resultado coincide con estudios de Ravelo, Da Porta y Zanvettor (1999), Mauas, Buccino y Flamenco (2008), Rivera y Penalba (2013), y con la sequía más severa identificada en Chile (Fernández-Larrañaga, 1997). La duración de las sequías más largas fue de 4 a 13 años y la magnitud varía del orden de 0.6 a 2.5 veces la media. En cuanto a las máximas intensidades de sequías, éstas se registraron antes de 1970 para la mayoría de las cuencas (excepto para Juramento, Pilcomayo y Salado). En la gráfica de intensidad media se observan cuencas que presentaron en las últimas décadas sequías de menor duración, pero de mayor magnitud. Tales cuencas son Colorado (1998), Juramento (1997) y Salado (2007).

Análisis espacial y temporal de las sequías hidrológicas

El análisis espacial y temporal de las sequías se apoya en un ordenamiento matricial con filas correspondientes a la ubicación geográfica (de sur a norte) de las cuencas, y columnas ordenadas cronológicamente; con una escala de colores se identifican distintos umbrales de sequía. Los valores de cada unidad de la matriz se obtienen calculando en cada año de la serie cronológica de la oferta disponible la probabilidad de excedencia del aporte medio anual registrado:

$$\text{Probabilidad } (X_{jt} > x_{jt}) = \alpha \quad (1)$$

Siendo:

X_{jt} : las series de aportes disponibles.

x_{jt} : valor numérico del aporte anual observado en el año t en la cuenca j .

α : umbrales de probabilidad.

La matriz se armó con los siguientes umbrales siguiendo el estudio de Fernández-Larrañaga (1997), lo cual permite la comparación de los presentes resultados en Argentina con los de las cuencas chilenas.

$0.00 < \alpha < 0.40$	Húmedo
$0.40 < \alpha < 0.60$	Normal
$0.60 < \alpha < 1.00$	Seco

La matriz de caracterización obtenida (figura 4) permite identificar:

1. Sequías plurianuales en los periodos 1967-1971; 1945-1952 y 1936-1939 para todas las cuencas (que poseen datos). La sequía identificada en 1967-1971 coincide con la de Chile a fines de la década de 1960 (1968-1972), que tuvo una gran repercusión en las actividades agrícolas en la zona central de Chile, afectando de manera fundamental a la zona centro norte (Fernández-Larrañaga, 1997).
2. Un marcado quiebre en 1975 entre periodos secos y húmedos. Este quiebre en los años 1975/1976 en la tendencia de los volúmenes aportados y derrames anuales coincide con el cambio en las condiciones medias de temperatura del Pacífico ecuatorial central de 1976/1977 y la transición climática que afectó a más de 40 variables bioambientales del Pacífico y de América, que son expresiones de la variabilidad "tipo" ENOS (El Niño/Oscilación Sur) (Compagnucci & Agosta, 2008; Díaz, 2013).
3. Regiones que tienen comportamientos similares la mayor parte del tiempo. Estas regiones coinciden con las presentados en el estudio de familias hidrológicas (Dölling, Lopez, Calizalla, & Marquez, 2013). Estas regiones son: ríos Colorado, Mendoza, San Juan y Atuel, que presentan años comunes de sequías interanuales y plurianuales entre 1956-1976 (1956-1957, 1960, 1962, 1964, 1967-1970, 1976), 1990-2014 (1990, 1996, 1998-1999, 2004, 2010-2013). Ctlamochita, Xanaes, Anisacate y Suquía: las sequías de esta región se dan entre 1937-1938, 1948-1951 y 1973-1975. Las cuencas de los ríos Xanaes y Suquía (de las cuales se disponen datos para esas fechas) presentan sequías simultáneas para los años 1988-1989 y 1994. En la última década se observa que los caudales se caracterizan por ser de normales

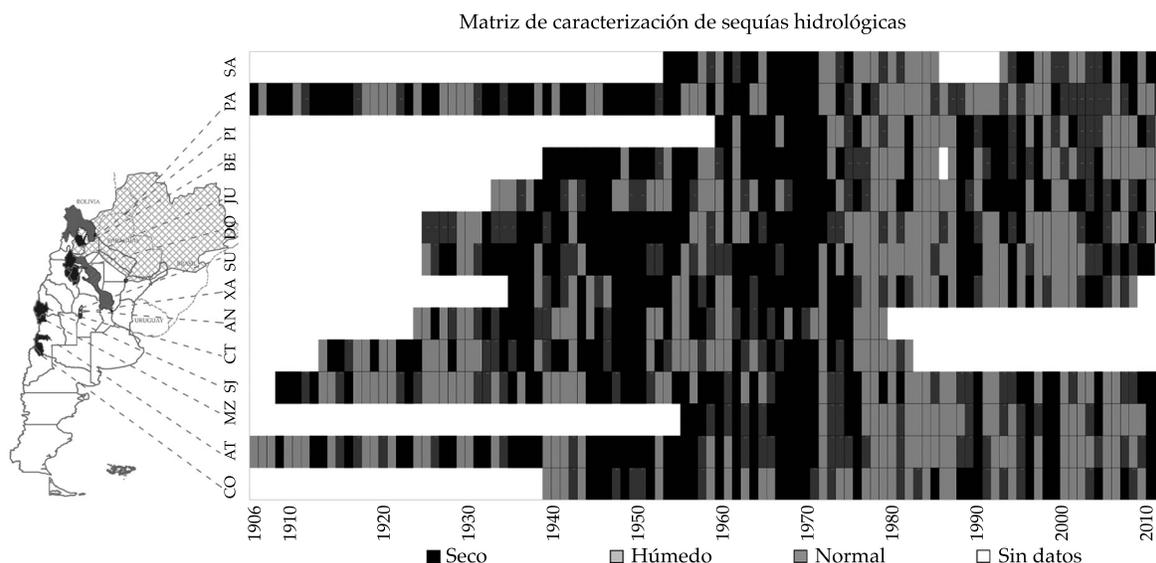


Figura 4. Matriz de caracterización de sequías hidrológicas en la República Argentina.

a secos. Juramento, Bermejo, Pilcomayo y Dulce: las sequías ocurren entre 1962 y 1973 (1962, 1967, 1970-1973), 1989-1996 (1989, 1990, 1994, 1996). Paraná, Salado: las sequías plurianuales comunes se dan entre 1954 y 1971 (1954-1955, 1961-1963, 1967-1971) y en 2008 todas experimentan una sequía severa.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en la identificación y caracterización de sequías hidrológicas, indicaron que en la región de estudio (14 cuencas de la región Centro, Cuyo y Norte de la Argentina) ocurrieron sequías hidrológicas plurianuales y simultáneas para todas las cuencas, registradas en los periodos 1967-1971, 1945-1952 y 1936-1939. Esto es de gran relevancia en cuanto a la planificación y prevención de escenarios de déficit de energía, pues sequías de seis años de duración comprometen cuatro sistemas hidroenergéticos importantes de Argentina (en las cuencas de los ríos Paraná, Juramento, Ctlamochita y Colorado). La sequía identificada en 1967-1971 coincide con la de Chile a fines de la década de

1960 (1968-1972), que tuvo una gran repercusión en las actividades agrícolas en la zona central de Chile, afectando de manera fundamental la zona centro norte (Fernández-Larrañaga, 1997). En este aspecto se resalta la dimensión territorial que puede tomar una sequía hidrológica como las detectadas. También se observa que de forma simultánea en todas las cuencas estudiadas existieron periodos húmedos a mediados de la década de 1970. Se evidenció un quiebre en este periodo entre una época seca y húmeda, lo cual coincide con la década húmeda (1977-1987) detectada en Chile por Fernández-Larrañaga (1997) y con el cambio en las condiciones medias de temperatura del Pacífico ecuatorial central de 1976-1977, y la transición climática que afectó a más de 40 variables bioambientales del Pacífico y de América, que son expresiones de la variabilidad "tipo" ENOS (El Niño/Oscilación Sur) (Compagnucci & Agosta, 2008).

En el nivel espacial se observa un agrupamiento entre las cuencas que presentan sequías simultáneas la mayor parte de tiempo analizado. Entre ellas se observan:

- 1) Los ríos Colorado, Mendoza, San Juan y Atuel; 2) Ctalamochita, Xanaes, Anisacate y Suquía; 3) Juramento, Bermejo, Pilcomayo y Dulce; 4) Salado y Paraná. Esta información es de relevancia para la gestión de los recursos hídricos, pues usos como el abastecimiento humano, riego y producción energética, entre otros, pueden ser seriamente afectados por la ocurrencia de manera simultánea de sequías severas en cuencas que aportan a una región y zonas vecinas.

En la última década, los eventos de déficits hídricos han impactado en la sociedad, con pérdidas económicas en la actividad productiva del suelo, afectación de obras de ingeniería para abastecimiento de agua y pérdidas en la capacidad de generación de centrales hidroeléctricas (al verse reducidos los niveles de los embalses). Las sequías que han generado estos impactos no han alcanzado el orden de magnitud de las registradas antes de 1970 (que han sido las más críticas en cuanto a duración, magnitud e intensidad).

Referencias

- Chow, V. T., Maidment, D., & Mays, L. (1994). *Hidrología aplicada*. Bogotá: McGraw Hill.
- Coastal, E., Clausen, B., & Pearson, C. P. (1995). Regional Frequency Analysis of Annual Maximum Streamflow Drought. *Journal of Hydrology*, 173, 111-130.
- Compagnucci, R. H., & Agosta, E. A. (2008). La precipitación de verano en el centro-oeste de Argentina y los fenómenos interanuales El Niño/Oscilación Sur (ENOS) e Interdecádico "Tipo" Enos. *Geoacta*, 33, 97-103.
- Díaz, E. (2013). *Identificación y Caracterización de Sequías Hidrológicas en el centro y norte de Argentina*. Tesis de Maestría en Recursos Hídricos. Córdoba, Argentina: FCEfyN-UNC.
- Dölling, O., Lopez, G., Calizalla, G., & Marquez, L. (diciembre, 2013). Una herramienta para optimizar el uso del agua. *Hydria*, 50, 8.
- Fernández-Larrañaga, B. (1997). Identificación y caracterización de sequías hidrológicas en Chile Central. *Ingeniería del Agua en España*, 4, 37-46.
- Hisdal, H., Stahl, K., Tallaksen, L., & Demuth, S. (2001). Have Streamflow Droughts in Europe become More Severe or Frequent? *International Journal of Climatology*, 21, 317-333.

- Mauas, P., Buccino, A., & Flamenco, E. (octubre, 2008). Solar Forcing of the Streamflow of a Continental Scale South American River. *Physical Review Letters*, PRL 101, 168501.
- Ravelo, A., Da Porta, W., & Zanvettor, R. (1999). *Evaluación de las sequías extremas en la región pampeana Argentina durante el período 1930-1990*. XI Congreso Brasileiro de Agrometeorología y II Reunión Latino-Americana de Agrometeorología, Florianopolis, SC, Brasil, del 19 al 22 de julio de 1999.
- Rivera, J., & Penalba, C. (2013). Identificación de los periodos de déficit en los caudales de los ríos de los andes argentinos. Análisis de sus variabilidades temporales. *Actas del XXIV Congreso Nacional del Agua*, San Juan, Argentina.
- Salas, J., Delleur, J., Yevjevich, V., & Lane, W. (1980). *Applied Modeling of Hydrologic Time Series*. Littleton, USA: Water Resources Publications.
- Tsakiris, G., Loukas, D., Pangalou, H., Vangelis, H., Tigkas, D., Rossi, G., & Cancelliere, A. (2007). Drought Characterization. *Options Méditerranéennes, Series B*, 58, 85-102.
- Yevjevich, V. (1967) An Objective Approach to Definition and Investigation of Continental Droughts. *Hydrology Paper 23*. Fort Collins, USA: Colorado State University.
- Yevjevich, V. (1972). *Stochastic Processes in Hydrology*. Littleton, USA: WRP.

Dirección institucional de los autores

M.C. Erica Betiana Díaz

Universidad Nacional de Córdoba
Laboratorio de Hidráulica de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
Av. Filloy s/n, Ciudad Universitaria
Córdoba, REPÚBLICA ARGENTINA
Teléfono y fax: +54 (0351) 4334 446
erica.b.diaz@gmail.com

Dr. Andrés Rodríguez

Universidad Nacional de Córdoba
Laboratorio de Hidráulica de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
Av. Filloy s/n, Ciudad Universitaria
Córdoba, REPÚBLICA ARGENTINA
Teléfono y fax: +54 (0351) 4334 446
arodrig@efn.uncor.edu

Dr. Oscar Raúl Dölling

Universidad Nacional de San Juan
Subsecretaría de Recursos Hídricos-MINPLAN-Nación
Olegario V. Andrade 50 Sur
5400 San Juan Capital, REPÚBLICA ARGENTINA
Teléfono y fax: +54 (264) 15671 6378
odolling@gmail.com

Dr. Juan Carlos Bertoni

Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Av. Filloy s/n, Ciudad Universitaria
Córdoba, REPÚBLICA ARGENTINA
Teléfono y fax: +54 (0351) 4334 446
jcbertoni@gmail.com

Dr. Marcelo Smrekar

Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Laboratorio de Ingeniería y Mantenimiento Industrial
Av. Filloy s/n, Ciudad Universitaria
Córdoba, REPÚBLICA ARGENTINA
Teléfono y fax: +54 (0351) 4334 446
marcelosmrekar@gmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor



Pastoreo de ganado en humedales de Pátzcuaro, Michoacán, México, sin control del mismo.

Foto: Lenin Medina Orozco.

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.



Se observa una isla fluvial típica perteneciente al sistema del río Paraná medio en la provincia de Entre Ríos, Argentina. El ecosistema predominante son los bosques en galería, denominados así por la presencia de una gran abundancia de plantas trepadoras que se desarrollan sobre los árboles del bosque. El ecosistema natural del río Paraná es una gran fuente de recursos naturales para el hombre.

Foto: Hernán R. Hadad.

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> , 2008)
Una obra por seis o más autores	Apellido del primer autor <i>et al.</i> (Año)	Apellido del primer autor <i>et al.</i> (Año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , Año)	(Apellido del primer autor <i>et al.</i> , año)
Grupos (identificados fácilmente a través de abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (Siglas, año)	Siglas (Año)	(Nombre completo de la institución [siglas], año)	(Institución, año)
Grupos (sin abreviaturas) como autores	Nombre completo de la institución (año)	Nombre completo de la institución (año)	(Nombre completo de la institución, año)	

SEPARACIÓN DE NÚMEROS Y USO DE PUNTO DECIMAL

En *Tecnología y Ciencias del Agua* se marcará la división entre millares con un espacio en blanco; mientras que para separar los números enteros de sus fracciones, cuando las haya, se usará el punto.

Al respecto, se retoma lo que indica el *Diccionario panhispánico de dudas*, editado por la Real Academia Española y la Asociación de Academias de la Lengua Española, en 2005, sobre las expresiones numéricas: “**se acepta el uso anglosajón del punto, normal en algunos países hispanoamericanos...: $\pi = 3.1416$.**”.

ENVÍO DEL ARTÍCULO

Enviar el artículo en *Word* con nombre de autores y dirección institucional a revista.tyca@gmail.com, con copia a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

INFORMACIÓN GENERAL

Una vez recibido el material, comenzará un proceso de revisión, durante el cual es posible que el manuscrito se rechace; si el texto es susceptible de ser dictaminado, pues cumple a cabalidad con la Política Editorial y así lo considera el Consejo Editorial, pasará a la etapa de arbitraje.

De acuerdo con el proceso de arbitraje, el texto puede ser aceptado sin cambios, con cambios menores, cambios mayores o ser rechazado.

Al ser publicado un trabajo, el autor principal tiene derecho, en forma gratuita a dos revistas y diez sobretiros.

En caso de cualquier duda, escribir a la licenciada Helena Rivas López, hivas@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 desarrollan 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, discusiones, 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

Humedales construidos para tratamiento de efluentes de industrias metalúrgicas en Santa Fe, Argentina

María Alejandra Maine
Gabriela Cristina Sánchez
Hernán Ricardo Hadad
Sandra Ester Caffaratti
María del Carmen Pedro
Gisela Alfonsina Di Luca
María de las Mercedes Mufarrege

Coagulación-floculación, filtración y ozonización de agua residual para reutilización en riego agrícola

Eliet Veliz
José Guadalupe Llanes
Lidia Asela Fernández
Mayra Bataller

Temporal River Flow Patterns in Mexico's Northern Watersheds

José Nívar
Liliana Lizárraga-Mendiola

Validación de un modelo para estimar la extensión del bulbo de humedecimiento del suelo con riego por goteo

Fidencio Cruz-Bautista
Alejandro Zermeño-González
Vicente Álvarez-Reyna
Pedro Cano-Ríos
Miguel Rivera-González
Mario Siller-González

Caracterización de válvulas de admisión y expulsión de aire comerciales

Pedro L. Iglesias-Rey
Vicente S. Fuertes-Miquel
Francisco J. García-Mares
F. Javier Martínez-Solano

Análisis de frecuencias no estacionario de series de lluvia anual

Gabriela Álvarez-Olguín
Carlos Agustín Escalante-Sandoval

Universalidad de la función de estado que guía la dinámica de los solutos en los cauces naturales en "equilibrio dinámico": un nuevo método de cálculo de la pendiente mediante trazadores

Alfredo Constaín
Jorge Corredor

Water Footprint of Growing Potatoes in Cuba

Juan José Cabello
Alexis Sagastume
Eduardo López-Bastida
Carlo Vandecasteele
Luc Hens

Estimación de parámetros de infiltración a partir de mediciones de avance de riego por melgas empleando las ecuaciones de Saint-Venant, y Green y Ampt

Heber Saucedo
Manuel Zavala
Carlos Fuentes

Notas técnicas

Identificación y caracterización de sequías hidrológicas en Argentina

Erica Díaz
Andrés Rodríguez
Oscar Dölling
Juan Carlos Bertoni
Marcelo Smrekar

Discusión

Guía para colaboradores

Technical articles

Constructed Wetlands for Effluent Treatment from Metallurgical Industries in Santa Fe, Argentina

María Alejandra Maine
Gabriela Cristina Sánchez
Hernán Ricardo Hadad
Sandra Ester Caffaratti
María del Carmen Pedro
Gisela Alfonsina Di Luca
María de las Mercedes Mufarrege

Coagulation-Flocculation, Filtration and Ozonation of Wastewater for Reuse in Agricultural Irrigation

Eliet Veliz
José Guadalupe Llanes
Lidia Asela Fernández
Mayra Bataller

Patrones temporales de flujo del río en las cuencas del norte de México

José Nívar
Liliana Lizárraga-Mendiola

Modeling Validation to Estimate the Dimensions of the Wet Bulb in Trickle Irrigation

Fidencio Cruz-Bautista
Alejandro Zermeño-González
Vicente Álvarez-Reyna
Pedro Cano-Ríos
Miguel Rivera-González
Mario Siller-González

Air Release and Air Vacuum Commercial Air Valves Characterization

Pedro L. Iglesias-Rey
Vicente S. Fuertes-Miquel
Francisco J. García-Mares
F. Javier Martínez-Solano

Non-Stationary Frequency Analysis of Annual Rainfall

Gabriela Álvarez-Olguín
Carlos Agustín Escalante-Sandoval

Universality of State Function that Guides the Dynamics of Solute in Natural Streams in "Dynamic Equilibrium" Condition: A New Calculation Method for Slope by Means of Tracers

Alfredo Constaín
Jorge Corredor

Huella hídrica del cultivo de la papa en Cuba

Juan José Cabello
Alexis Sagastume
Eduardo López-Bastida
Carlo Vandecasteele
Luc Hens

Infiltration Parameter Estimation from Advance Data in Border Irrigation Based on the Saint-Venant and Green & Ampt Equations

Heber Saucedo
Manuel Zavala
Carlos Fuentes

Technical notes

Identification and Characterization of Hydrological Drought in Argentina

Erica Díaz
Andrés Rodríguez
Oscar Dölling
Juan Carlos Bertoni
Marcelo Smrekar

Discussion

Contributor's guide

