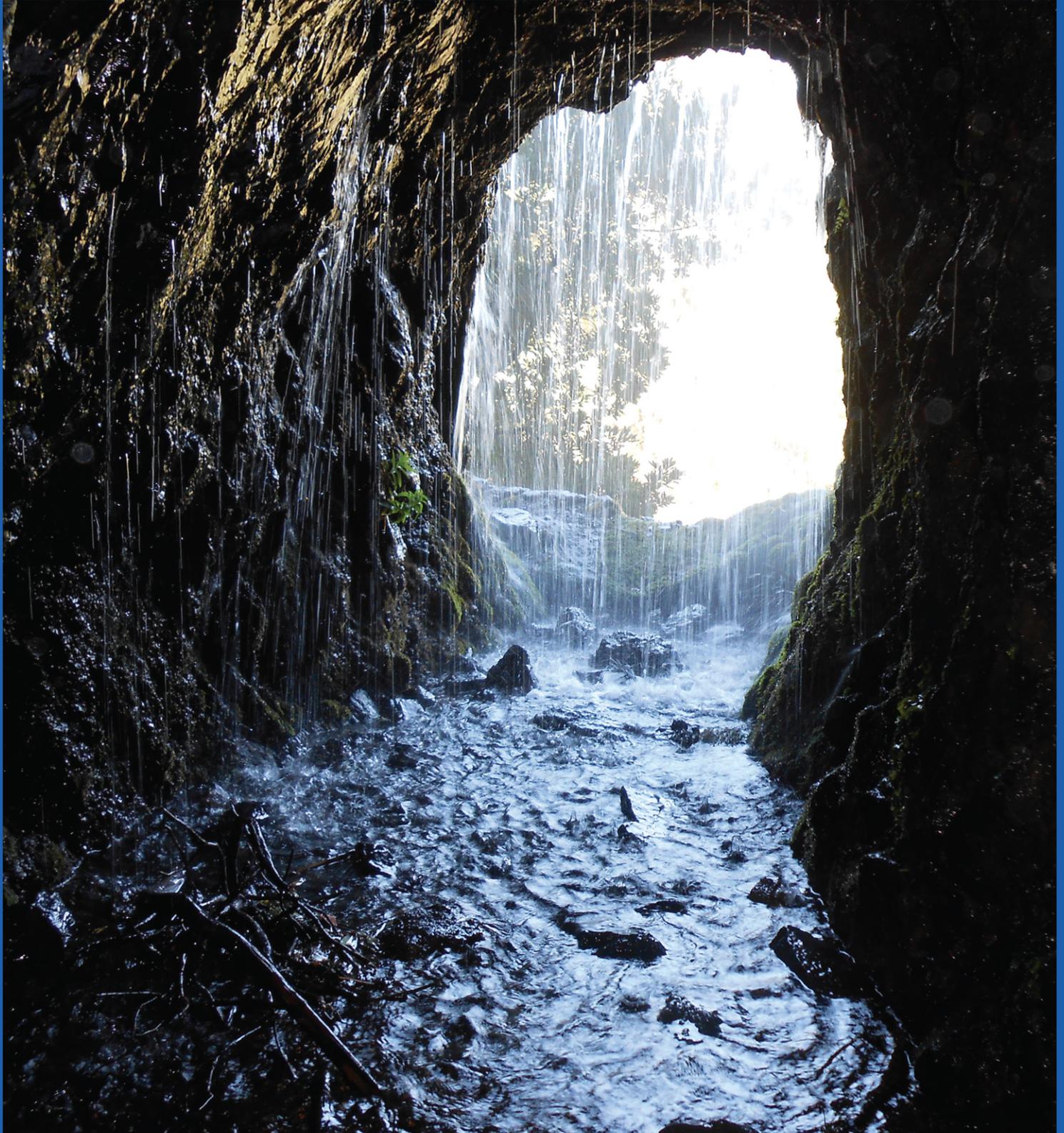




Tecnología y Ciencias de Agua

ISSN 2007-2422



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



Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

M.I. Víctor J. Bourguett Ortiz
*Director General del
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

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

Editor en Agua y Energía
Dr. Humberto Marengo Mogollón
Comisión Federal de Electricidad

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

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

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

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

Editor en Hidráulica
Dr. Felipe I. Arreguín Cortés
Comisión Nacional del Agua

Editor en Hidrología
Dr. Fco. Javier Aparicio Mijares
Consultor

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

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

Coordinación editorial y cuidado de edición: Helena Rivas López • **Asistencia editorial y diagramación editorial:** Luisa Guadalupe Ramírez Martínez • **Diseño de figuras:** Luisa Guadalupe Ramírez Martínez y Rosario Castro Rivera • **Corrección de textos en inglés:** Ellen Sue Weiss • **Coordinación del proceso de arbitraje:** Elizabeth Peña Montiel • **Seguimiento del proceso de arbitraje:** Elizabeth Peña Montiel y Bibiana Bahena Carvajal • **Diseño de logotipo y portada:** Oscar Alonso Barrón • **Diseño del formato:** Gema Alín Martínez Ocampo • **Comercialización:** Marco Antonio Bonilla Rincón.

• **Dr. Adrián Pedrozo Acuña**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dr. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez**, consultor, México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marcano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for Economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carles Sanchis Ibor**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puento**, 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 Ranahan**, University of Florida, Estados Unidos • **Dr. Gerardo Buena**, 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 • **M.C. Juan Andrés Martínez Álvarez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Juan B. Valdes**, The University of Arizona, Estados Unidos • **Dr. Juan Pedro Martín Vide**, Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa Horiuchi**, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidade Do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaino**, Waterloo University, Canadá • **Dr. Luis Texeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Escontria**, SAGARPA, México • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Luisa Torregrosa Armentia**, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, México • **Dra. María Rafaela de Saldanha 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 Léonard Tamari Wagner**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Simón González Martínez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Tomás Martínez Saldaña**, Colegio de Postgraduados, México • **Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •

©TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA, vol. VI, núm. 2, marzo-abril de 2015, es una publicación bimestral editada por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, teléfono +52 (777) 3 29 36 00, extensión 474, www.imta.gob.mx/tyca, fsalinas@tialoc.imta.mx. Editor responsable, Nahún Hamed García Villanueva; Reserva de Derecho al Uso Exclusivo No. 04-2011-083111404500-203 e ISSN 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Responsable de la última actualización de este número, Subcoordinación de Difusión y Divulgación, Lic. Francisco José Salinas Estrada, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Colonia Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550. Fecha de la última modificación, 30 de abril de 2015.

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

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

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



Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. VI, núm. 2, marzo-abril de 2015



Para comentarios a la Coordinación Editorial, dé clic aquí

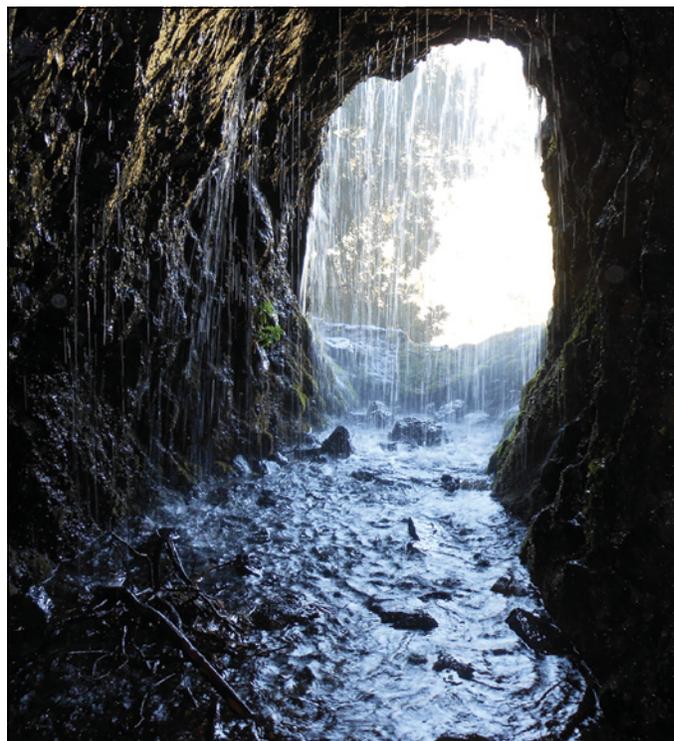


Para suscripciones, dé clic aquí

Portada: canal de los manantiales de Marcos y Cordero, San Andrés y Sauces, Islas Canarias, España.

La idea del agua como bien económico no es nueva, pero se ha extendido desde la Conferencia de Dublín (1992). Es posible identificar dos acercamientos o interpretaciones: como un *input* productivo en un sistema económico o en una segunda interpretación menos estrecha en su sentido económico. Tratar el agua como un recurso económico no implica el uso de un conjunto específico de herramientas económicas. Los precios, los mercados, la propiedad privada, etcétera son herramientas en una caja de herramientas; pero hay otras, otros medios para gestionar el agua de una manera social, económica y ecológicamente sostenible. Ver el artículo “Regreso a Dublín: ¿gestionan las comunidades tradicionales el agua como recurso económico?” de José Antonio Batista-Medina (pp. 99-109).

Foto: José A. Batista Medina.





Río Ebro, tramo bajo en Móra d'Ebre, España. Muestreador Helley-Smith de 29 kg y boca de 76 mm para la carga de fondo. Se observan las gravas dentro de la bolsa después de un muestreo de cinco minutos.

Foto: Ramon J. Batalla.

Artículos técnicos**Evaluación de fórmulas de transporte de fondo en un río de gravas acorazado**

Raúl López
Damià Vericat
Ramon J. Batalla

Remoción de mercurio, cromo y plomo por humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes

Leonel E. Amábilis-Sosa
Christina Siebe
Gabriela Moeller-Chávez
María del Carmen Durán-Domínguez-De-Bazúa

Evaluación de fuentes de materia orgánica fecal como inóculo en la producción de metano

Olivia García-Galindo
Aurelio Pedroza-Sandoval
José Antonio Chávez-Rivero
Ricardo Trejo-Calzada
Ignacio Sánchez-Cohen

Superficie de respuesta aplicada al tratamiento de aguas residuales acoplado DSA y fotocatalisis

Eloy Isarain-Chávez
Saray Ramírez-Martínez
María Maldonado-Vega
Juliette Lambert
Juan M. Peralta-Hernández
Ulises Morales-Ortiz

Salinidad cuantitativa y cualitativa del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, México

David Vinicio Carrera-Villacrés
Tania Crisanto-Perrazo
Héctor Ortega-Escobar
Jazmín Ramírez-García
David Espinosa-Victoria
Carlos Ramírez-Ayala
Víctor Ruiz-Vera
Martha Velázquez-Machuca
Edgar Sánchez-Bernal

Optimización en el diseño de lagunas de estabilización con programación no lineal

Facundo Cortés-Martínez
Alejandro Treviño-Cansino
María Aracelia Alcorta-García
Agustín Sáenz-López
José Luis González-Barrios

Technical articles***Assessment of Bed Load Transport Formula for an Armoured Gravel-Bed River*** 5

Raúl López
Damià Vericat
Ramon J. Batalla

Mercury, Chromium and Lead Removal Using Constructed Wetlands Inoculated with Tolerant Strains 21

Leonel E. Amábilis-Sosa
Christina Siebe
Gabriela Moeller-Chávez
María del Carmen Durán-Domínguez-De-Bazúa

Evaluation of Different Sources of Organic Fecal Matter as Inoculum for Methane Production 35

Olivia García-Galindo
Aurelio Pedroza-Sandoval
José Antonio Chávez-Rivero
Ricardo Trejo-Calzada
Ignacio Sánchez-Cohen

Response Surface Applied to the Treatment of Wastewater with the Coupling of DSA and Photocatalysis 51

Eloy Isarain-Chávez
Saray Ramírez-Martínez
María Maldonado-Vega
Juliette Lambert
Juan M. Peralta-Hernández
Ulises Morales-Ortiz

Qualitative and Quantitative Salinity of the Santa María-Verde River Hydrographic System, Mexico 69

David Vinicio Carrera-Villacrés
Tania Crisanto-Perrazo
Héctor Ortega-Escobar
Jazmín Ramírez-García
David Espinosa-Victoria
Carlos Ramírez-Ayala
Víctor Ruiz-Vera
Martha Velázquez-Machuca
Edgar Sánchez-Bernal

Design Optimization for Stabilization Ponds Using Non-Linear Programming 85

Facundo Cortés-Martínez
Alejandro Treviño-Cansino
María Aracelia Alcorta-García
Agustín Sáenz-López
José Luis González-Barrios

Regreso a Dublín: ¿gestionan las comunidades tradicionales el agua como recurso económico? <i>José Antonio Batista-Medina</i>	<i>Return to Dublin: Do Traditional Communities Manage Water as an Economic Resource?</i> José Antonio Batista-Medina	101
Notas técnicas	<i>Technical notes</i>	
Estimación del escurrimiento mensual en climas húmedos con base en modelos de regresión <i>Daniel Francisco Campos-Aranda</i>	<i>Estimation of Monthly Runoff in Humid Climates Using Regression Models</i> Daniel Francisco Campos-Aranda	113
Discusión	<i>Discussion</i>	131
Guía para colaboradores	<i>Contributor's guide</i>	133

Evaluación de fórmulas de transporte de fondo en un río de gravas acorazado

• Raúl López* • Damià Vericat • Ramon J. Batalla •
Universitat de Lleida, Lleida, España

*Autor de correspondencia

Resumen

López, R., Vericat, D., & Batalla, R. J. (marzo-abril, 2015). Evaluación de fórmulas de transporte de fondo en un río de gravas acorazado. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(2), 5-20.

El curso bajo del río Ebro (NE península Ibérica) presenta un cauce con lecho de gravas que discurre aguas abajo de un complejo de embalses. En dicho tramo, el lecho experimenta ciclos de rotura y restablecimiento de la capa superficial acorazada como consecuencia tanto de avenidas naturales como de crecidas de mantenimiento. En el citado contexto, el objetivo de la presente investigación fue doble. En primer lugar, la evaluación de la capacidad predictiva del transporte de fondo de tres fórmulas seleccionadas en condiciones de coraza rota o alterada. En segundo lugar, el análisis de la capacidad de dichas fórmulas para predecir el umbral de rotura o alteración de la coraza. Todo ello se fundamentó en la comparación entre predicciones y mediciones de carga de fondo en el tramo de estudio que abarcaron dos años hidrológicos. Conforme a los condicionantes del tramo de estudio, las fórmulas finalmente seleccionadas fueron las ecuaciones desarrolladas por Parker, Klingeman y McLean (1982) (P-K-M), Bathurst (2007) (B) y Recking (2010) (R). De acuerdo con los resultados, se recomiendan las fórmulas P-K-M y R para la predicción de la carga de fondo cuando se rompa o altere la coraza, y se desaconseja la fórmula B por su marcada tendencia a la infrapredicción. En cambio, para la predicción del umbral de rotura o alteración de la coraza se recomiendan las fórmulas B y R. Sin embargo, cabe advertir que en este caso ambas fórmulas tendieron a predecir umbrales bastante inferiores a los medidos.

Palabras clave: fórmulas de transporte de fondo, transporte de fondo, carga de fondo, transporte de sedimentos, río de gravas, lecho acorazado, río Ebro.

Abstract

López, R., Vericat, D., & Batalla, R. J. (March-April, 2015). Assessment of Bed Load Transport Formula for an Armoured Gravel-Bed River. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(2), 5-20.

The lower Ebro River (NE Iberian peninsula) has a gravel bed which flows downstream from a reservoir complex. In this section of the river, the armoured surface of the bed undergoes cycles of breaking and reestablishment as a result of natural and control floods. The objective of the present work is two-fold. First, to evaluate the capacity of three formulas to predict bed load transport under conditions in which the armour is broken or disturbed. Second, to analyze the ability of the formulas to predict the breakage or disturbance threshold of the armour. This was all based on a comparison between predictions and measurements of the bed load transport in the study section for two hydrological years. Based on the characteristics of the study section, the formulas which were finally selected were the equations developed by Parker, Klingeman and McLean (1982) (P-K-M), Bathurst (2007) (B) and Recking (2010) (R). Given the results, the P-K-M and R formulas are recommended to predict bed load transport when there is breakage or disturbance of the amour, and not formula B because of its considerable tendency to underestimate. Formulas B and R are recommended to predict the breakage or disruption threshold of the armour. Nevertheless, it is worth cautioning that in this case both formulas tended to predict thresholds much lower than those measured.

Keywords: Bed load formulae, bed load transport, sediment transport, gravel bed-river, armoured bed, River Ebro.

Recibido: 30/09/2013
Aceptado: 31/10/2014

Introducción y objetivos

La predicción del transporte de fondo adquiere particular relevancia en disciplinas diversas: ingeniería fluvial, geomorfología fluvial, ecolo-

gía fluvial, gestión de embalses, ingeniería medioambiental, dispersión de contaminantes y predicción de desastres naturales (p. ej., Martín-Vide, 2013; Re, Kazimierski, & Menéndez, 2014). Las presas comportan una discontinuidad en la

transferencia de sedimento a través de la red de drenaje y modifican el régimen hidrológico de la corriente. Si aguas abajo de la presa la tensión de corte del flujo no supera el valor crítico de inicio del movimiento de las partículas de mayor tamaño del lecho, pero sí es suficiente para transportar los granos más finos, en la capa superficial el sedimento deviene más grueso y, en consecuencia, puede comenzar la formación de una coraza. El grado de acorazamiento del lecho condiciona la distribución granulométrica y la magnitud de la carga de fondo, por ejemplo, mediante la reducción del tamaño de partícula y de la cantidad del sedimento transportado (Parker & Sutherland, 1990). En general, la coraza resulta estable durante avenidas de magnitud inferior al caudal formativo, pero puede romperse o alterarse al paso de crecidas de mayor caudal. Sin embargo, la coraza también puede persistir incluso para caudales altos, siendo ello concomitante con el transporte de partículas de todos los tamaños presentes en la capa superficial acorazada (Wilcock & DeTemple, 2005). En ocasiones, la coraza se estabiliza (p. ej., condición crítica de acorazamiento; Chin, Melville, & Raudkivi, 1994) y deviene estática, impidiendo que la erosión progrese. A efectos del presente artículo, el término coraza alude a la capa superficial del lecho, de carácter semipermanente, formada en el curso bajo del río Ebro, tramo que discurre aguas abajo de un complejo de embalses.

En ríos con lecho acorazado, algunos autores han coincidido en distinguir diferentes fases del transporte de fondo en función de la movilidad o grado de alteración de la coraza (p. ej., Jackson & Beschta, 1982; Bathurst, 2007; Recking, 2010). En caso de que el umbral de rotura o alteración de la coraza no haya sido alcanzando, el transporte de fondo se califica como de fase 1, en la cual la carga de fondo se encuentra integrada por sedimento relativamente fino (proveniente de tramos aguas arriba o movilizadado desde parches de sedimento fino presentes en el propio tramo) circulando sobre la coraza inmóvil e inalterada. Cuando el flujo provoca la rotura o alteración parcial de

la coraza, se define la fase 2. En la fase 2 del transporte pueden participar partículas más gruesas constitutivas de la coraza y se inicia la incorporación de sedimento fino proveniente del material subyacente o subsuperficial a una tasa, que es función del grado de alteración de la coraza. Por último, una fase 3 puede ser concebida una vez que la capacidad del flujo logra movilizar todos los tamaños de sedimento presentes en el lecho (tanto de la capa superficial acorazada como del material subyacente). Es preciso advertir que no todos los investigadores distinguen entre las fases 2 y 3, sino que consideran un modelo más simple de dos fases. En tal modelo, la fase 1 se caracteriza por un flujo que transporta sedimento fino circulando sobre una coraza sin romper. Una vez que la coraza se ha roto, se inicia la fase 2, caracterizada por el transporte de partículas gruesas provenientes de la coraza, acompañadas del material fino incorporado desde la capa subyacente. En este sentido, la fase 3 ocurre con mucha menor frecuencia de modo estricto (es decir, movilización de todos los tamaños de sedimento presentes en lecho), en especial en ríos de montaña de alta pendiente y sedimento muy pobremente clasificado (con presencia de elementos extremadamente gruesos, con frecuencia de origen coluvial), en los que muy difícilmente el flujo es competente para transportar el sedimento de mayor tamaño.

La mayoría de las fórmulas de carga de fondo que de manera tradicional han sido usadas fueron parcialmente (y en no pocos casos totalmente) desarrolladas a partir de experimentos en canales de laboratorio en los que se utilizó sedimento de granulometría cuasi-uniforme y se daban condiciones de transporte en equilibrio (en las que la disponibilidad de sedimento no limitaba el caudal sólido) (p. ej., Meyer-Peter & Müller, 1948; Schoklitsch, 1950). Por lo tanto, en su desarrollo o formulación no se distinguió entre las diferentes capas o ámbitos granulométricos del material (superficial, subsuperficial o la combinación de ambas) que pueden ser relevantes en ríos de grava. En consecuencia, su aplicación a ríos de grava

con lecho acorazado plantea diversas incertidumbres (en cuanto al diámetro característico del sedimento más adecuado a sustituir en las fórmulas, así como en lo concerniente al umbral de rotura o alteración de la coraza, y a las diversas fases de transporte) y su rendimiento es potencialmente limitado. Por consiguiente, ha resultado necesario el desarrollo de fórmulas que tuviesen en cuenta de forma expresa el efecto del acorazamiento en la carga de fondo (p. ej., Parker, 1990; Bathurst, 2007; Recking, 2010), así como la evaluación o análisis de su capacidad predictiva a la hora de aplicarla a un río en concreto.

Los objetivos de esta investigación se inscribieron al curso bajo del río Ebro, en un tramo ubicado aguas abajo de un complejo de embalses, y cuyo lecho experimenta un proceso cíclico de rotura y restablecimiento de la coraza. En este sentido, un primer objetivo fue la evaluación de la capacidad para la predicción del transporte de fondo de una selección de fórmulas en condiciones de coraza rota o alterada (es decir, en las fases del transporte 2 o 3). Un segundo objetivo consistió en el análisis de la capacidad de las ecuaciones seleccionadas para predecir el umbral de rotura o alteración de la coraza. Dichos análisis se fundamentaron en el contraste entre las predicciones de las fórmulas y las mediciones de carga de fondo en el citado tramo de río.

Material, métodos y tratamiento de la base de datos

El tramo de estudio y las mediciones en campo

La escorrentía anual de la cuenca del río Ebro está muy condicionada por las regiones de montaña: el área de montaña representa solamente alrededor de 30% de la superficie total de la cuenca del río Ebro, pero genera cerca de 60% de la escorrentía media anual (López & Justribó, 2010). La cuenca del río Ebro drena 85 530 km² del noreste de la península Ibérica, desembocando en el mar Mediterráneo. La

precipitación media anual de la cuenca es de entre 600 y 700 mm. El caudal medio registrado en la estación de aforo de la desembocadura es de 450 m³·s⁻¹, lo que equivale a una aportación hídrica anual media de 14 300 hm³. Casi 190 grandes presas regulan 67% (≈ 7 700 hm³) de la escorrentía anual de la cuenca. El complejo de presas más grande de la cuenca se completó en 1969 en el curso bajo del río y está integrado por tres presas: Mequinenza, Riba-Roja y Flix. El conjunto cuenta con una capacidad de 1 750 hm³ (equivalente al 13% de la aportación hídrica anual media de la cuenca) (Batalla, Gomez, & Kondolf, 2004) (figura 1).

La hidráulica del flujo y el transporte de sedimento fueron medidos de forma regular y continua durante las crecidas en la sección de muestreo de Móra d'Ebre (SMME) durante el periodo 2002-2004. Esta sección de registro se ubica 27 km aguas abajo de la presa de Flix y en ella el ancho del cauce es de 160 m (figura 1). A lo largo de este tramo de registro el río muestra un cauce único y de baja sinuosidad, siendo su pendiente longitudinal media de 8.5·10⁻⁴ m·m⁻¹. En dicho tramo, el cauce del río puede concebirse como un canal de ensayos natural, válido para el estudio de los cambios en la superficie del lecho en función del transporte de fondo. La coraza que se ha desarrollado controla la movilidad del sedimento y la estabilidad del cauce, siendo el acorazamiento una expresión de la limitación de la disponibilidad del sedimento proveniente de los tramos aguas arriba y de la frecuencia de ocurrencia de los flujos competentes. En este apartado se presenta un breve resumen de la metodología de adquisición de datos con la que se caracterizó el sedimento del lecho del río y se midió el transporte de fondo en la SMME. Una descripción pormenorizada de dicha metodología puede consultarse en Vericat y Batalla (2006), Vericat, Batalla y Garcia (2006), y Vericat, Church y Batalla (2006).

Los años hidrológicos del periodo de estudio (2002-2003 y 2003-2004) pueden considerarse medianos en cuanto a caudal medio anual (415 m³·s⁻¹ en el primero año y 465 m³·s⁻¹ en el segundo). Varias crecidas acaecieron durante el

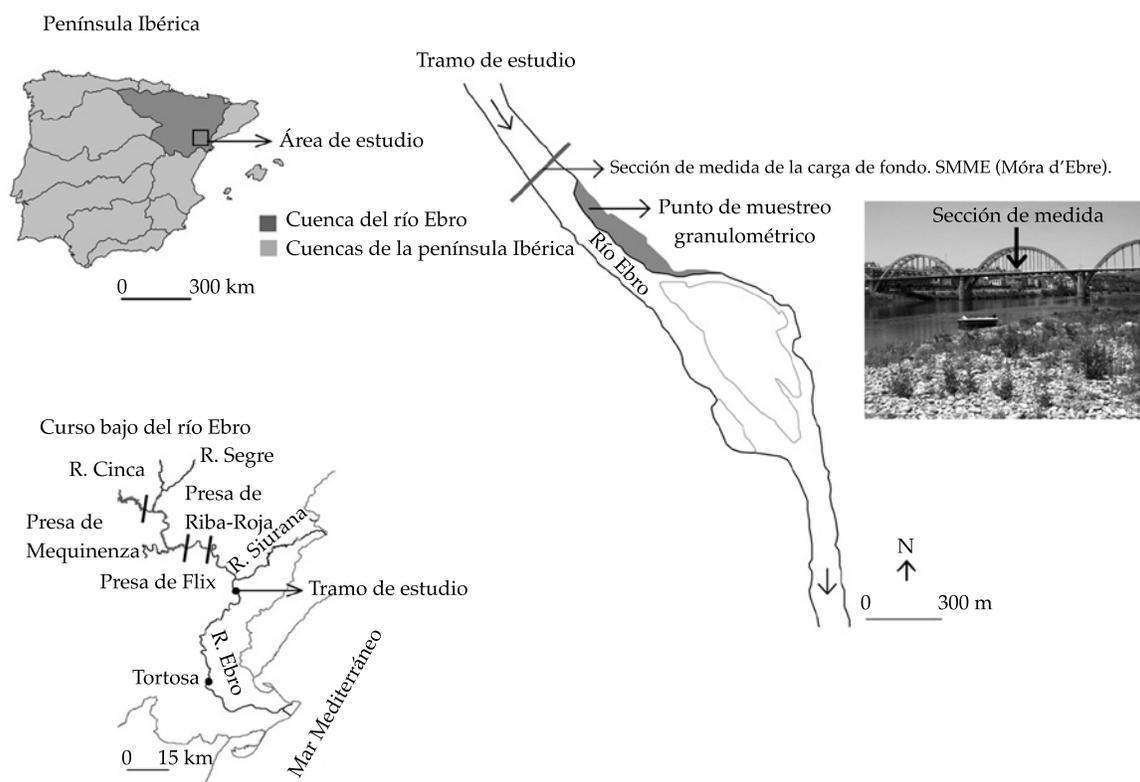


Figura 1. Localización de la zona de estudio en el curso bajo del río Ebro (NE península Ibérica).

periodo de estudio, midiéndose en la mayoría de ellas el transporte de fondo. Algunas fueron crecidas de mantenimiento (*flushing flows*) (Batalla & Vericat, 2009). El caudal máximo registrado durante el periodo de estudio alcanzó los $2\,500\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ (aconteció en febrero de 2003), correspondiéndole un periodo de retorno de ocho años, por lo que dicho episodio se consideró una avenida importante en el contexto de la distribución histórica de caudales punta de avenida.

Para el propósito de este estudio, se usó la distribución granulométrica del material del lecho (tanto del material superficial como del subyacente) obtenida en una barra expuesta cercana a la SMME. Dicha barra se encuentra a menos de 500 m aguas abajo de la SMME (distancia equivalente a tres veces el ancho medio del cauce) (figura 1). Es el depósito de grava accesible más cercano a la sección de medida y fue considerado plenamente representativo de

la distribución granulométrica del sedimento activo del río. Por otra parte, el sedimento inactivo, el cual fue distinguido por la cubierta vegetal, fue evitado, dado que puede guardar poca relación con el régimen actual del río. El muestreo del material del lecho se llevó a cabo en dos ocasiones: a) en el verano de 2002, justo antes del comienzo del año hidrológico 2002-2003 (material del lecho I, MLI); y b) en el verano de 2003, justo antes del comienzo del año hidrológico 2003-2004 (material del lecho II, MLII). Por lo tanto, pudo establecerse una división cronológica de los datos en función del material del lecho (DML). En el cuadro 1 se muestra el valor de diversos percentiles granulométricos de ambas muestras o divisiones tanto para el material superficial como para el subyacente. La capa superficial más gruesa fue caracterizada mediante el método de conteo de partículas (Wolman, 1954; Rice & Church, 1996) en el caso de MLI. En el caso de MLII, se empleó

Cuadro 1. Percentiles granulométricos del material superficial y subyacente del lecho correspondientes al tramo bajo del río Ebro (500 m aguas abajo de la sección de muestreo de la carga de fondo).

Tamaño de partícula D_i (mm)	Material del lecho I (MLI) ^a		Material del lecho II (MLII) ^b	
	Subyacente	Superficial	Subyacente	Superficial
D_{35}	10	34	12	19
D_{40}	13	39	15	23
D_{50}	19	50	21	33
D_m	26	55	26	38
D_{84}	52	88	48	70

^a MLI: las muestras se tomaron en 2002, al comienzo del año hidrológico 2002-2003.

^b MLII: las muestras se tomaron en 2003, al comienzo del año hidrológico 2003-2004.

el método de área por peso (Kellerhals & Bray, 1971) debido a que se detectó una no despreciable proporción de partículas de tamaño inferior a 8 mm. El material subyacente fue muestreado siguiendo el método volumétrico, previa eliminación de la capa superficial (Church, McLean, & Wolcott, 1987).

El número de muestras de transporte de fondo utilizables para el propósito de este estudio resultó de 172 (123 del año 2002-2003 y 49 del año 2003-2004) (véase el cuadro 2). Aproximadamente 96% del intervalo del caudal circulado fue muestreado a efectos de transporte de fondo durante el periodo de estudio. La carga de fondo se midió empleando un muestreador Helley-Smith con boca de 152 mm operado desde una grúa.

El acorazamiento cíclico y la división y tratamiento de la base de datos

El análisis detallado de las características y dinámica del acorazamiento del río Ebro en

el tramo de estudio se describió en Vericat *et al.* (2006a). El lecho del río, en el tramo de estudio, experimenta un proceso cíclico de incisión y acorazamiento relacionado con la magnitud del flujo. El análisis granulométrico de las muestras de carga de fondo, junto con observaciones de campo durante el periodo de estudio revelaron que: a) con posterioridad a la primera crecida de diciembre de 2002 la coraza persistía; b) las crecidas acontecidas en febrero y marzo de 2003 alteraron o rompieron la coraza; y c) la coraza puede considerarse ya restablecida durante las avenidas de noviembre y diciembre de 2003 (véase el cuadro 2). Con arreglo a dichas consideraciones se dividieron cronológicamente los datos, en función de las condiciones o estado de la coraza (DEC), constituyéndose tres conjuntos (cuadro 2): 1) coraza sin romper (CSR); 2) coraza rota o alterada (CR), y 3) coraza restablecida (CRe). Asimismo, y en consecuencia, se adoptó una hipótesis de asociación entre cada uno de los tres conjuntos y la fase de transporte de fondo.

Cuadro 2. Clasificación de las mediciones del transporte de fondo en función de la fecha de la crecida, de la división del material del lecho (DML), de la división del estado de la coraza (DEC) y de la fase de transporte de fondo.

Crecidas	Nb^a	Na^b	DML	DEC	Fase del transporte
Diciembre, 2002	40	9	MLI	CSR	Fase 1
Febrero-marzo, 2003	83	15	MLI	CR	Fase 2 o 3
Noviembre-diciembre, 2003	49	17	MLII	CRe	Fase 1

^aNúmero total de mediciones del transporte de fondo correspondientes al periodo indicado.

^bNúmero de datos del transporte de fondo resultantes de la agrupación de mediciones por clases de caudal líquido y correspondientes al periodo indicado.

Es decir, se consideró que en los conjuntos CSR y CRe, la fase de carga de fondo representativa era la 1, y que las fases 2 o 3 caracterizaban el transporte de fondo en el conjunto CR (cuadro 2). Además, nótese la relación resultante entre los conjuntos integrantes de las divisiones DEC y DML (cuadro 2).

En la figura 2a se ha representado la relación entre las mediciones de caudal líquido (Q) y de transporte de fondo (q_s , expresado en unidades de peso) para los tres conjuntos delimitados por la condición de acorazamiento (DEC). En el cuadro 2 se especifica el número de datos que integran cada uno de los tres conjuntos. La figura 2a desvela un elevado grado de dispersión de los datos; es decir, dado un valor de Q , se registra un amplio intervalo de variación en el valor de q_s (dicho intervalo puede alcanzar una amplitud de incluso varios órdenes de magnitud). El fenómeno de la alta fluctuación temporal de la carga de fondo ha sido ampliamente descrito, incluso en condiciones (medias) de flujo constante, como consecuencia de estocasticidad, migración de formas de fondo, clasificación granulométrica, histéresis o limitación de la disponibilidad de sedimento (p. ej., Recking, Liébault, Peteuil, & Jolimet, 2012). En la figura 2a, las curvas de regresión de los conjuntos CR y CSR discurren en extremos opuestos, representando diferentes condiciones de suministro del material sólido de fondo o fases del transporte. Dado un valor de caudal, una mayor carga de fondo se espera para condiciones CR que para CSR, pues la primera representaría la fase de transporte 1 y la segunda una fase 2 o 3. La curva de regresión de la condición CRe transcurre entre ambos extremos, representando una situación intermedia. Todas estas observaciones deberían considerarse con precaución, habida cuenta del bajo valor del coeficiente de determinación (R^2) de las curvas de regresión, en especial la correspondiente al conjunto CR. En este sentido, una de las técnicas que pueden utilizarse para suavizar el efecto de la fluctuación de la carga de fondo y la consiguiente dispersión de datos es la agrupación de dichos datos en clases de

la variable independiente (en este caso, Q). En el presente estudio se agruparon los datos de los tres conjuntos en clases cuya amplitud de intervalo correspondía a $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, asignando a cada clase un único valor calculado como el promedio aritmético de los datos incluidos en la clase. En el cuadro 2 se especifica el número de datos que constituyeron cada conjunto según la agrupación descrita. En la figura 2b se observa que la agrupación por clases conllevó

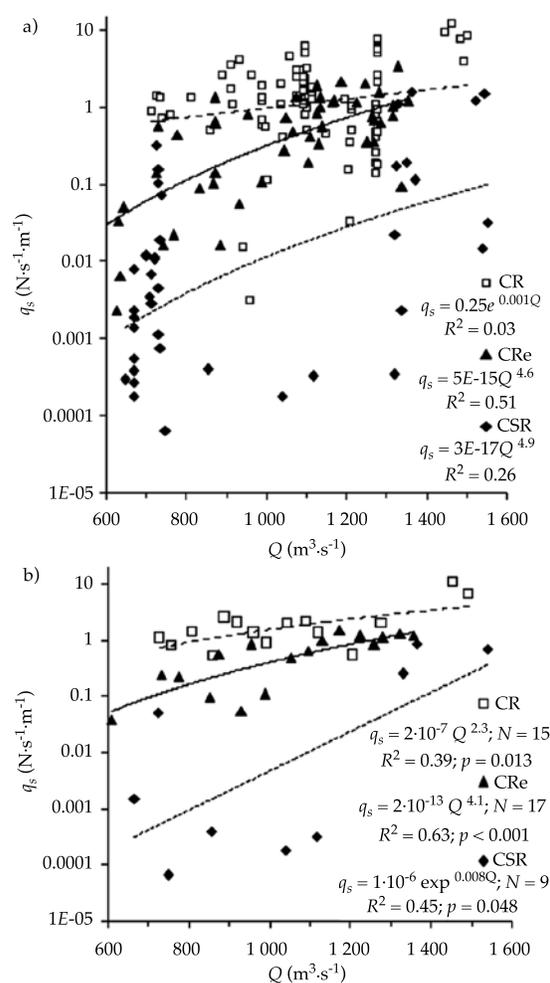


Figura 2. Relación entre las mediciones de caudal líquido (Q) y de transporte de fondo (q_s) para las distintas condiciones de acorazamiento: coraza rota (CR), coraza sin romper (CSR) y coraza restablecida (CRe). Figura 2a: base de datos completa; figura 2b: base de datos agrupada según clases de caudal líquido (Q).

una atenuación importante de la dispersión y, en consecuencia, el valor de R^2 de las curvas de regresión de los tres conjuntos se incrementó de manera notable (en especial el de CR). Puede apreciarse cómo la posición relativa de las tres curvas se mantiene respecto a la de la figura 2a.

Selección de las fórmulas de transporte de fondo en lecho acorazado

El requisito fundamental para la elección de las fórmulas evaluadas fue que hubiesen sido desarrolladas ex profeso para la predicción del transporte de fondo en ríos de grava, teniendo en cuenta de forma explícita el efecto provocado por el acorazamiento del lecho. Dichas fórmulas debían, al menos, permitir el cálculo de la carga de fondo en la fase 2 o 3 del transporte, es decir, cuando el flujo fuera capaz de alterar o romper la coraza. Asimismo, se impuso como requisito que también incorporasen un método de cálculo del umbral de rotura o alteración de la coraza (es decir, de inicio de la fase 2 o 3). Sin embargo, no se consideró preciso que per-

mitiesen la predicción del transporte de fondo en la fase 1, por no ser necesario para cumplir con los objetivos de la presente investigación. En consecuencia, las fórmulas seleccionadas se aplicaron sólo para la condición de coraza rota (CR), involucrando tanto al subconjunto completo ($N = 83$, véase el cuadro 2) como al subconjunto agrupado ($N = 15$, véanse los cuadros 2 y 3). Además, como requisito adicional, se obviaron de manera expresa aquellas fórmulas basadas en el cálculo de la carga de fondo por fracciones granulométricas (p. ej., Parker, 1990). En la práctica, la aplicación de este tipo de ecuaciones es difícil debido, por ejemplo, a la frecuente escasez de datos granulométricos completos, al mayor esfuerzo de cálculo o al mayor número de variables que requieren ser medidas en campo (Recking, 2010).

Dadas las restricciones expuestas, las fórmulas finalmente seleccionadas para su evaluación fueron las desarrolladas por Parker *et al.* (1982), Bathurst (2007) y Recking (2010) (referidas en lo sucesivo como P-K-M, B y R, respectivamente). En el cuadro 4 se muestran

Cuadro 3. Valor de las variables hidráulicas para el conjunto agrupado de datos (según clases de caudal líquido y para la condición de coraza rota, CR) (véase el cuadro 2).

Dato	Q ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)	T (m)	y^a (m)	q_{sm} ($\text{N}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$)
A1	727	144	3.43	1.09
A2	759	145	3.50	0.81
A3	810	146	3.62	1.37
A4	861	147	3.74	0.51
A5	888	147	3.80	2.57
A6	921	148	3.88	2.04
A7	962	149	3.97	1.33
A8	993	149	4.05	0.88
A9	1 044	150	4.17	1.99
A10	1 092	151	4.28	2.15
A11	1 121	152	4.35	1.34
A12	1 208	154	4.55	0.54
A13	1 278	155	4.71	2.00
A14	1 454	158	5.13	10.68
A15	1 493	159	5.22	6.66

^aLa sección de estudio puede considerarse hidráulicamente ancha (el valor del radio hidráulico tiende al del calado medio).

Q es el caudal líquido de la corriente; T , el ancho superficial del flujo; y , la profundidad del flujo, y q_{sm} es la carga de fondo unitaria medida.

Cuadro 4. Selección de fórmulas de transporte de fondo de aplicación a ríos con lecho de grava acorazado.

Referencia	Sigla	Variables requeridas ^a	N ^b	Ámbito empírico	Intervalo empírico o de aplicación
Parker et al. (1982)	P-K-M	$S, g, \rho, \rho_s, y, D_{50s}$	—	Río	$D_{50s} < 28 \text{ mm}$
Bathurst (2007)	B	$S, g, \rho, q, D_{84}, D_{50}, D_{50s}$	≈ 600	Río	$12 < D_{50} \text{ (mm)} < 146$ $30 < D_{84} \text{ (mm)} < 540$ $1.52 < D_{50} / D_{50s} < 11$
Recking (2010)	R	$S, g, \rho, \rho_s, R, D_{84}, D_{50}$	$\approx 7\ 600$	Río y laboratorio	$0.02 < S(\%) < 8$ $0.9 < D_{84} \text{ (mm)} < 558$

^aVariables requeridas para el cálculo de la carga de fondo en las fases de transporte 2 o 3.

^bNúmero de datos involucrados en el desarrollo de la fórmula.

S es la pendiente longitudinal del cauce; g , la constante de aceleración de la gravedad; ρ y ρ_s , la densidad del agua y de las partículas de sedimento, respectivamente; y , profundidad media del flujo en la sección transversal del cauce; R , el radio hidráulico de la sección transversal del cauce; D_{84} y D_{50} , el tamaño de partícula de la capa superficial del lecho para el que 84 y el 50% de la muestra de sedimento es inferior, respectivamente, y D_{50s} es el tamaño de partícula del material subyacente o subsuperficial del lecho para el que 50% de la muestra de sedimento es inferior.

de forma sintética las variables requeridas y el intervalo experimental o de aplicación de las ecuaciones (nótese que en los tres casos, la base empírica incluye datos de ríos). Puede observarse que tanto el valor de pendiente media del cauce como del tamaño de las partículas de sedimento del tramo de estudio cumplen con los intervalos experimentales de las fórmulas evaluadas. La fórmula R permite determinar en cuál de las tres fases teóricas se produce el transporte de fondo (es decir, fase 1, 2 o 3) y predecir el correspondiente valor de caudal sólido. En cambio, la fórmula B sólo predice la carga de fondo en el caso de rotura o alteración de la coraza (sin distinguir de manera explícita entre las fases 2 y 3). Por último, la fórmula P-K-M predice el transporte de fondo solamente en caso de alteración de la coraza y suponiendo que todos los tamaños de partícula inician de manera simultánea su movimiento cuando acontece la condición crítica de alteración o rotura (concepción que guarda mayor relación con la definición de la fase 3 del transporte).

Evaluación estadística de la capacidad predictiva de las fórmulas

La capacidad predictiva de las fórmulas estudiadas se evaluó mediante la comparación de los valores medidos (q_{sm}) y predichos (q_{sp}) de carga de fondo unitaria (caudal de sedimento

expresado en peso y por unidad de ancho, en $\text{N}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$). Diversos índices estadísticos y métodos gráficos se emplearon para evaluar dicha capacidad. Los índices utilizados se fundamentan en la relación o razón de discrepancia (r), definida como el cociente entre el valor predicho y el medido ($r = q_{sp}/q_{sm}$). El intervalo de dicha razón es $(0, +\infty)$. En estudios de transporte de fondo en ríos de grava, r puede expandirse en un amplio intervalo de valores: frecuentemente de dos o más órdenes de magnitud (p. ej., Duan, Chen, & Scott, 2006; Recking, 2010). Por consiguiente, las comparaciones estadísticas entre valores predichos y medidos requieren incluir transformaciones logarítmicas e índices que resulten menos sensibles a los valores extremos.

A continuación se exponen los índices estadísticos que se emplearon para evaluar el ajuste entre predicciones y medidas de la carga de fondo. En primer lugar, se calculó el porcentaje de datos cuyo valor de r (q_{sp}/q_{sm}) no superase una proporción de 2 ($0.5 < r < 2$), 5 ($0.2 < r < 5$) y 10 ($0.1 < r < 10$). Asimismo, se empleó la media aritmética de r (mr):

$$mr = (1/N) \sum_{i=1}^N r_i \quad (1)$$

siendo r_i el i -ésimo valor de r y N el número de datos. Dicho índice varía en el intervalo $(0, +\infty)$, indicando menor discrepancia cuanto más cer-

cano sea su valor a 1. También se usó la media aritmética del logaritmo de r (mlr):

$$mlr = (1/N) \sum_{i=1}^N \log r_i \quad (2)$$

denotando r_i el i -ésimo valor de r y N el número de datos. Dicho índice varía en el intervalo $(-\infty, +\infty)$, indicando menor discrepancia cuanto más cercano sea su valor a 0. Asimismo, se usó una modificación de la media geométrica de r (gr) (Habersack & Laronne, 2002):

$$gr = (r_1 r_2 \cdots r_i \cdots r_N)^{1/N} \quad (3)$$

donde se tomó el valor inverso de r_i si $r_i < 1$, para asegurar que $gr \geq 1$. El índice así definido varía en el intervalo $(1, +\infty)$, indicando menor discrepancia cuanto más cercano sea su valor a 1. Además, se utilizó una variación ponderada del índice gr (gpr) (Habersack & Laronne, 2002):

$$gpr = (rp_1 rp_2 \cdots rp_i \cdots rp_N)^{1/N} \quad (4)$$

denotando rp un valor de r ponderado por la potencia del caudal sólido de fondo medido ($rp = r^{q_{sm}}$) y donde se tomó el valor inverso de rp_i si $rp_i < 1$, para asegurar que $gpr \geq 1$. El índice, así definido, varía en el intervalo $(1, +\infty)$, indicando menor discrepancia cuanto más cercano sea su valor a 1.

Además de los índices estadísticos expuestos, también se emplearon representaciones gráficas de la divergencia entre valores predichos y medidos, que favorecieron una interpretación visual del rendimiento de las fórmulas. Se representó en coordenadas logarítmicas el valor predicho (q_{sp}), en función del valor medido (q_{sm}) para cada uno de los datos de carga de fondo (diagrama de dispersión). Asimismo, se analizó la distribución de la razón de discrepancia (r) mediante un diagrama de cajas representado en escala logarítmica.

La clasificación de las fórmulas evaluadas en función de su rendimiento puede variar dependiendo de las propiedades estadísticas del índice tomado como criterio clasificador. Investigaciones previas (p. ej., Barry, Buffington, &

King, 2007) hallaron que dada la frecuencia con la que los índices utilizados cometen errores de sesgo, no existe un índice perfecto para la evaluación estadística del rendimiento de las ecuaciones. Por consiguiente, lo más recomendable es el uso de una adecuada combinación de varios índices, práctica que se siguió en este trabajo. En cualquier caso, para una correcta interpretación de los resultados es necesario tener presente las principales limitaciones de los índices utilizados. Por ejemplo, el índice mr es más sensible a valores de r mayores que 1 (p. ej., un valor de $r = 10$ pesa mucho más en el cálculo de mr que un valor de 0.1, pese a que de hecho ambos representan una desviación de un orden de magnitud respecto al eje de simetría $r = 1$). Por el contrario, en el índice mlr , los errores de igual magnitud pesan lo mismo, con independencia de cuál sea su posición relativa con respecto al eje de simetría $\log r = 0$ (p. ej., $r = 10$ y $r = 0.1$). Sin embargo, una de sus mayores desventajas es que los valores de $\log r$ de igual magnitud y signo contrario se compensan mutuamente y dan lugar a $mlr = 0$. Por lo tanto, es más sensible a desviaciones pequeñas, pero sin simetría (p. ej., si $r_1 = 1.5$ y $r_2 = 2$, entonces $mlr = 0.24$), que a grandes desviaciones que guarden simetría (p. ej., si $r_1 = 0.01$ y $r_2 = 100$, entonces $mlr = 0$). Por último, el índice gpr , por su propia definición, es más sensible al error cometido en la predicción de los valores más altos de la carga de fondo medida (q_{sm}).

Resultados y discusión

En los cuadros 5 y 6 se muestran los valores de los índices estadísticos para las tres fórmulas evaluadas para la condición de coraza rota (CR), involucrando al subconjunto completo ($N = 83$, véase el cuadro 2) y al subconjunto agrupado ($N = 15$, véase el cuadro 2), respectivamente. En la figura 3 se representó para cada dato la relación entre el transporte de fondo medido y predicho (según las tres fórmulas evaluadas) para la condición de CR y los subconjuntos completo (figura 3a) y agrupado (figura 3b), respectivamente. Asimismo, en la figura 4,

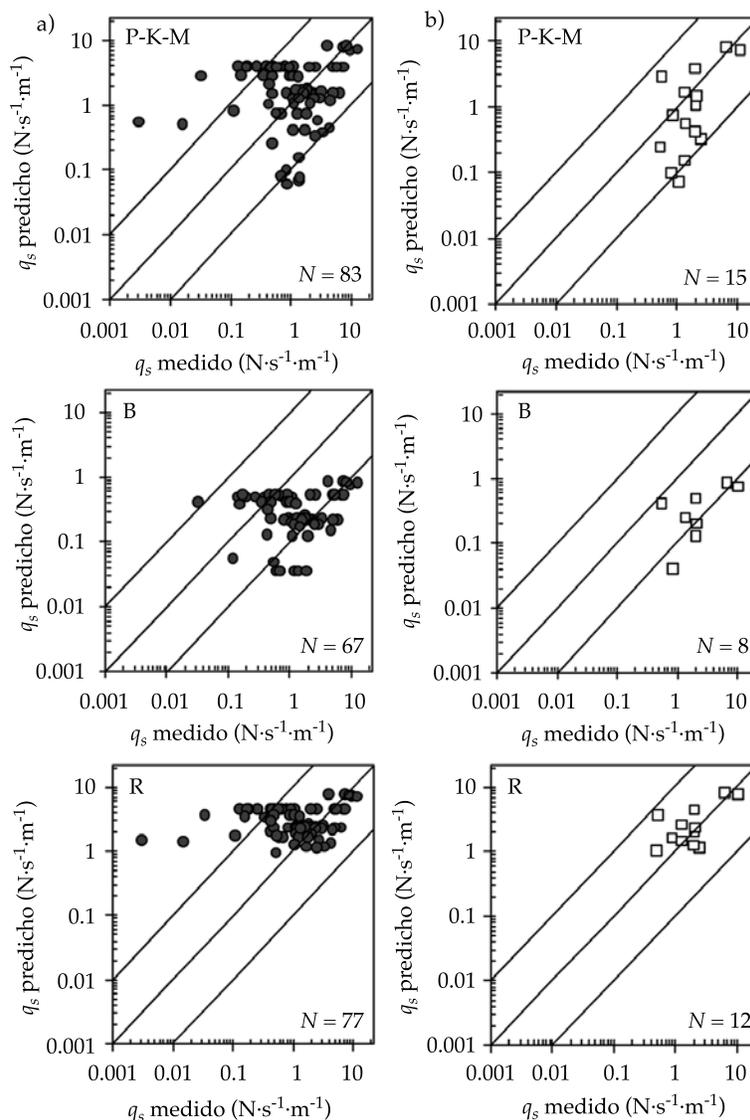


Figura 3. Representación del transporte de fondo predicho por las fórmulas evaluadas en función del transporte de fondo medido. Figura 3a: base de datos completa; figura 3b: base de datos agrupada según clases de caudal líquido (Q). Únicamente se han representado los datos para los que se predijo, transporte de fondo en fase 2 o 3. Las líneas paralelas a la línea de ajuste perfecto ($r = 1$) corresponden a $r = 0.1$ y $r = 10$.

para cada fórmula y subconjunto de datos de la condición CR (es decir, subconjunto completo y agrupado), se representaron los diagramas de cajas correspondientes a la distribución de la relación de discrepancia (r).

En primer lugar se analizó la capacidad de las fórmulas para la predicción del umbral de rotura o alteración de la coraza. Para ello se atendió al valor de los índices dc y ndc

consignados en los cuadros 5 y 6. El índice dc se definió como el porcentaje de datos del subconjunto CR (condición de coraza rota), para los que la fórmula predijo rotura de la coraza o fases de transporte 2 o 3. En los cuadros 5 y 6 puede comprobarse que la fórmula P-K-M es la que mejor rendimiento mostró, con un 100% en ambos subconjuntos (completo y agrupado). La fórmula R también alcanzó porcentajes

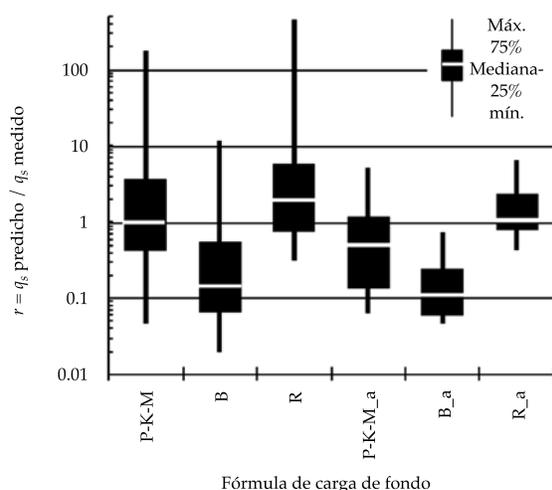


Figura 4. Diagramas de cajas de la distribución de la razón de discrepancia entre el valor predicho y medido de carga de fondo (r). El distintivo ($_a$) indica que la fórmula se ha aplicado al conjunto de datos agrupado por clases de Q .

elevados, entre 80 y 93%, dependiendo del subconjunto. Por último, el resultado de la fórmula B fue más sensible a la agrupación de datos, ya que su porcentaje descendió de 81 a 53%. En un sentido complementario, el índice ndc se definió como el porcentaje de datos de la suma de los subconjuntos CSR y CRE para los que la fórmula no predijo rotura de la coraza o predijo fase de transporte 1. En este caso, el rendimien-

to de las fórmulas resultó muy inferior al analizado antes. En efecto, las fórmulas B y R, que mostraron resultados similares, no superaron 30% en el mejor de los casos, mientras que la fórmula P-K-M apenas superó 1%. Por consiguiente, en términos generales, en el tramo de estudio, las fórmulas evaluadas predijeron un umbral de rotura o alteración de la coraza que se encontró por debajo del observado. Es decir, predijeron el inicio de la fase de transporte 2 o 3 antes de que ésta se produjera realmente. En función de los resultados expuestos y a efectos prácticos del tramo estudiado, lo más recomendable sería emplear de forma conjunta las fórmulas B y R (evitando, en cualquier caso, el uso de la fórmula P-K-M) para predecir el umbral de rotura o alteración de la coraza, y el inicio de la fase de transporte de fondo 2, aunque teniendo en cuenta que muy probablemente dicho umbral resulte demasiado bajo.

En segundo lugar se analizó la capacidad de las fórmulas evaluadas para predecir la magnitud de la carga de fondo de los datos que integran el conjunto CR tanto para el subconjunto completo como para el agrupado. Es importante señalar respecto a los estadísticos consignados en los cuadros 5 y 6, que su valor se obtuvo involucrando sólo a aquellos datos para los que las fórmulas predijeron rotura o alteración de la coraza, es decir, para el por-

Cuadro 5. Capacidad predictiva de las fórmulas evaluadas respecto a la condición de coraza rota (CR) y subconjunto completo (83 datos). Los valores en negrita y subrayados corresponden a los primeros y segundos mejor clasificados, respectivamente, de acuerdo con cada índice estadístico.

Fórmula	dc^a (%)	ndc^b (%)	r (0.5-2) ^c (%)	r (0.2-5) ^d (%)	r (0.1-10) ^e (%)	mr^f (-)	mI_r (-)	gr (-)	gpr (-)
P-K-M	100	1.2	<u>43</u>	<u>70</u>	<u>87</u>	<u>6.27</u>	0.083	<u>3.4</u>	<u>5.3</u>
B	81	30	16	39	64	0.62	-0.685	6.1	170
R	<u>93</u>	<u>27</u>	47	77	87	12.45	<u>0.388</u>	3.2	3.2

^a Porcentaje de datos correspondientes a la condición de coraza rota (CR), para los que la fórmula predice transporte en fase 2 o 3.

^b Porcentaje de datos correspondientes a las condiciones de coraza sin romper (CSR) y coraza restablecida (CRE), para los que la fórmula predice transporte en fase 1.

^c $0.5 < r < 2$, porcentaje de datos cuyo cociente entre el transporte de fondo predicho y el medido (r) no supera un factor de 2.

^d $0.2 < r < 5$, porcentaje de datos cuyo cociente entre el transporte de fondo predicho y el medido (r) no supera un factor de 5.

^e $0.1 < r < 10$, porcentaje de datos cuyo cociente entre el transporte de fondo predicho y el medido (r) no supera un factor de 10.

^f A efectos de comparación y clasificación de la capacidad predictiva de las fórmulas, los valores de mr en el intervalo (0, 1) fueron considerados de acuerdo con su recíproco ($1/mr$).

Cuadro 6. Capacidad predictiva de las fórmulas evaluadas respecto a la condición de coraza rota (CR) y subconjunto agrupado (15 datos). Los valores en negrita y subrayados corresponden a los primeros y segundos mejor clasificados, respectivamente, de acuerdo con cada índice estadístico.

Fórmula	dc^a (%)	ndc^b (%)	r (0.5-2) ^c (%)	r (0.2-5) ^d (%)	r (0.1-10) ^e (%)	mr^f (-)	mlr (-)	gr (-)	gpr (-)
P-K-M	100	0	<u>47</u>	<u>67</u>	<u>93</u>	0.90	<u>-0.33</u>	<u>3.1</u>	<u>6.6</u>
B	53	19	13	25	50	0.20	-0.88	7.6	1 842
R	<u>80</u>	<u>15</u>	75	92	100	<u>1.73</u>	0.12	1.7	2.9

^a Porcentaje de datos correspondientes a la condición de coraza rota (CR), para los que la fórmula predice transporte en fase 2 o 3.

^b Porcentaje de datos correspondientes a las condiciones de coraza sin romper (CSR) o coraza restablecida (CRE), para los que la fórmula predice transporte en fase 1.

^c $0.5 < r < 2$, porcentaje de datos cuyo cociente entre el transporte de fondo predicho y el medido (r) no supera un factor de 2.

^d $0.2 < r < 5$, porcentaje de datos cuyo cociente entre el transporte de fondo predicho y el medido (r) no supera un factor de 5.

^e $0.1 < r < 10$, porcentaje de datos cuyo cociente entre el transporte de fondo predicho y el medido (r) no supera un factor de 10.

^f A efectos de comparación y clasificación de la capacidad predictiva de las fórmulas, los valores de mr en el intervalo (0, 1) fueron considerados de acuerdo con su recíproco ($1/mr$).

centaje de datos especificado en el estadístico dc . Lo anterior también se aplicó a la hora de representar los gráficos de las figuras 3 y 4. Ello debe tenerse presente a la hora de valorar la comparación de la capacidad predictiva de las tres fórmulas entre sí, ya que el conjunto de datos no resultó ser exactamente el mismo. Además, como ya se advirtió en el apartado de métodos, la clasificación del rendimiento de las fórmulas puede variar en función del estadístico tomado como referencia.

En términos generales, la capacidad predictiva de las fórmulas evaluadas fue relativamente baja. El valor medio para las tres (involucrando al conjunto CR, sin agrupar) del porcentaje de datos con una desviación de la carga de fondo predicha respecto a la medida inferior a un factor de 2 ($0.5 < r < 2$), 5 ($0.2 < r < 5$) y 10 ($0.1 < r < 10$) fue de 35, 62 y 79%, respectivamente. Aunque tal grado de divergencia pueda parecer elevado es del mismo orden y frecuentemente menor que el hallado en investigaciones previas sobre el rendimiento de fórmulas de carga de fondo en ríos de grava. Por ejemplo, a modo de muestra de publicaciones precedentes, el valor promedio correspondiente a desviaciones inferiores a un factor de 2, 5 y 10 fue de 19, 44 y 75%, respectivamente, en el estudio de Martin (2003); de 11, 25 y 47%, respectivamente, en el trabajo de Martin y Ham (2005), y de 13, 27 y 34% en la investigación de

Recking (2010). Además, debe tenerse en cuenta que las mediciones de la carga de fondo, en el tramo de estudio, fueron cuasi-instantáneas (es decir, de corta duración respecto a la duración total del episodio de avenida) y se ha encontrado que cuanto mayor es la duración del periodo de medida mayor es el rendimiento de las fórmulas evaluadas (Recking *et al.*, 2012).

En la figura 4 se representaron los diagramas de cajas de la distribución de la razón de discrepancia entre el valor de carga de fondo predicho por cada fórmula y el medido (r) tanto para el subconjunto completo como para el agrupado. Al comparar los diagramas correspondientes a los dos subconjuntos (completo y agrupado) para una misma fórmula, se comprobó cómo la eliminación de la fluctuación por clases (motivada por la agrupación de datos) produjo una acusada reducción de la dispersión en los valores de la razón de discrepancia (r) para las tres ecuaciones. Ello fue acompañado de una disminución del valor de la mediana de la distribución para las tres fórmulas, debido a que la reducción de la dispersión no fue simétrica sino que fue mucho más intensa para los valores de r mayores de 1.

En términos generales, en los cuadros 5 y 6 se observó que la fórmula B es la que mostró una menor capacidad predictiva tanto para el subconjunto completo (cuadro 5) como para subconjunto agrupado (cuadro 6). La única

excepción se dio para el índice mr y el subconjunto completo (cuadro 5). En dicho caso, la fórmula B resultó la mejor clasificada debido al sesgo del índice mr respecto a los valores de r muy superiores a 1, mucho más frecuentes en el caso de las fórmulas P-K-M y R (figura 4). La fórmula R fue la que mostró un mayor ajuste entre predicción y medición, salvo algunas pocas excepciones. Dos de las excepciones se dieron para el índice mr (cuadros 5 y 6) y fueron motivadas por la mayor sensibilidad de dicho estadístico con respecto a valores de r muy superiores a 1, como se ha expuesto más arriba. La otra excepción, que se dio para el subconjunto completo y conforme al valor del índice mlr (cuadro 5), se atribuyó a la baja sensibilidad de dicho estadístico cuando las desviaciones se disponen de forma simétrica (lo que se pone de manifiesto en la figura 3a, al comparar los diagramas de dispersión de las fórmulas R y P-K-M, la ecuación mejor clasificada en este caso). La fórmula P-K-M se clasificó mayoritariamente en segunda posición, si bien su valor en los estadísticos se aproximó mucho más a la fórmula R que a la B (figuras 3 y 4). Asimismo, las fórmulas P-K-M y R predijeron con mucho menor error los datos de mayor magnitud de carga de fondo medida y, por el contrario, para los valores más bajos de transporte de fondo registrado, el error de predicción fue en comparación mucho más elevado (figura 3).

Más allá del grado de ajuste concreto entre medición y predicción, es de interés conocer si una fórmula tiende a la sobrepredicción o la infrapredicción del transporte de fondo. En las figuras 3 y 4 se observó la acusada tendencia de la fórmula B a predecir valores de la carga de fondo inferiores a los medidos. Igualmente la fórmula P-K-M mostró tendencia a la infrapredicción, aunque en un grado mucho más moderado. Por último, la fórmula R tendió a sobrestimar las mediciones de carga de fondo, aunque con un sesgo también comparativamente leve. Las tendencias descritas lo son en términos generales, es decir, abarcando e integrando toda la amplitud del intervalo de carga de fondo medida. Sin embargo, resulta

también de utilidad conocer si la tendencia varía en función de la magnitud de otras variables correlacionables con la carga de fondo, por ejemplo, el caudal líquido. Para ello, en la figura 5 se representaron, en función del caudal líquido medido (Q), los datos del conjunto de condición CR (subconjunto agrupado), su curva de regresión y las curvas de regresión correspondientes a las tres fórmulas evaluadas. La figura 5 develó claramente: la infrapredicción sistemática de la fórmula B para todo el rango de caudal, que para caudales inferiores a aproximadamente $1\,100\text{ m}^3/\text{s}$, la fórmula R es la que más se ajustó y que para caudales superiores a dicho valor se dio poca diferencia entre las predicciones de las fórmulas P-K-M y R.

Cabe advertir que en el desarrollo de la fórmula de Recking (2010) se involucraron 46 datos pertenecientes al subconjunto de condición CRe (cuadro 2), tomados de Vericat *et al.* (2006b). Sin embargo, dado que únicamente se utilizaron (junto a más de 3 000 datos) para verificar el rendimiento de la fórmula y no para su ajuste o calibración, ello no compromete la independencia de la base datos del presente estudio respecto a la fórmula R. Asimismo, im-

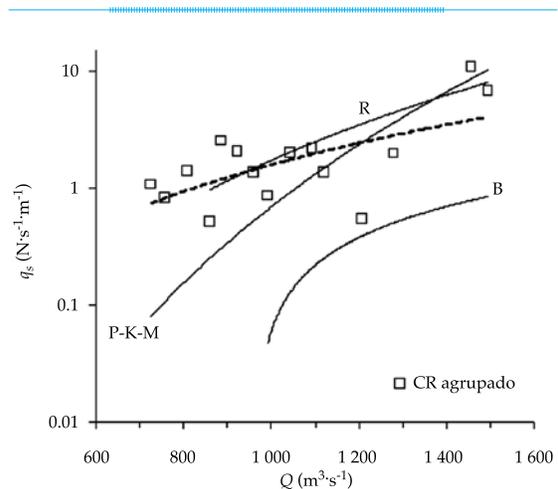


Figura 5. Relación entre las mediciones de caudal líquido (Q) y de transporte de fondo (q_s) para el conjunto coraza rota (CR) y su curva de regresión (en trazado discontinuo) representadas junto a las curvas de regresión de las fórmulas P-K-M, B y R para el mismo conjunto de datos.

porta destacar que los resultados de la presente investigación pueden ser sensibles al periodo de muestreo (dos años) y al hecho de que las mediciones de carga de fondo se limitaron a un único tramo de río. Un periodo de muestreo más prolongado hubiese podido revelar diferencias en la distribución de la carga de fondo medida, pudiendo a su vez originar cambios en el rendimiento de las fórmulas evaluadas. No obstante, algunas de las ventajas de los años concretos que se registraron radican en que éstos representan años hidrológicos medios, que permitieron observar de manera significativa, y poco habitual en ríos de esta magnitud, diferentes etapas del ciclo de acorazamiento del lecho, variando entre un lecho más estabilizado debido a la presencia de una coraza bien desarrollada y otro lecho más móvil a causa del efecto de la rotura o alteración de la coraza.

Conclusiones

La investigación se considera de aplicación práctica directa al tramo de estudio (p. ej., diseño de crecidas de mantenimiento o inyección de gravas), aunque la metodología e incluso los propios resultados podrían considerarse extrapolables a ríos de grava acorazados de características hidráulicas, sedimentarias y geomorfológicas similares.

En términos generales, las fórmulas evaluadas predijeron umbrales de rotura o alteración de la coraza que se encontraban por debajo de los observados; es decir, predijeron el inicio de la fase 2 o 3 antes de que ésta tuviese lugar. Sin embargo, se detectaron importantes diferencias entre las tres ecuaciones, lo que conlleva implicaciones prácticas. En efecto, dado su mejor resultado relativo, se recomienda aplicar las ecuaciones B y R como predictores del umbral de rotura de la coraza en el tramo de estudio y se desaconseja el uso de la ecuación P-K-M.

Para la predicción de la carga de fondo en las fases 2 o 3 del transporte, y después de calcular el umbral de rotura o alteración de la coraza de acuerdo con las recomendaciones anteriormente expuestas, se propone la aplicación de las

fórmulas P-K-M y R. Ello, teniendo en cuenta que, en términos generales, la primera tendió a la infrapredicción y que la segunda mostró un sesgo hacia la sobrepredicción. Se desaconseja el uso de la fórmula B, dado que infrapredijo de manera acusada. En cualquier caso, debe tenerse presente que el rendimiento de las fórmulas hallado en este estudio se encontró dentro del orden de magnitud del rendimiento referido en investigaciones previas, e incluso fue mayor.

Agradecimientos

La presente investigación fue llevada a término en el marco de los proyectos REN2001-0840-C02-01/HID, CGL2005-06989-C02-02/HID, CGL2006-11679-C02-01/HID, CGL2009-09770 (subprograma BTE), SCARCE Consolider Ingenio 2010 CSD2009-00065 y CGL2012-36394, todos ellos concedidos por el Ministerio Ciencia y Tecnología de España. El segundo autor fue beneficiario de una beca Juan de la Cierva (JCI-2008-2910) y de una beca Ramón y Cajal (RYC-2010-06264), ambas otorgadas por el Ministerio de Ciencia e Innovación de España. Los datos hidrológicos fueron suministrados por la Confederación Hidrográfica del Ebro. El Ayuntamiento de Móra d'Ebre facilitó apoyo logístico durante el trabajo de campo. Albert Rovira colaboró durante el trabajo de campo y de laboratorio. Se agradece a los árbitros anónimos su contribución para la mejora del artículo.

Referencias

- Barry, J. J., Buffington, J. M., & King, J. G. (2007). Correction to a General Power Equation for Predicting Bed Load Transport Rates in Gravel Bed Rivers. *Water Resources Research*, 43(8), W08702, <http://dx.doi.org/10.1029/2007WR006103>.
- Batalla, R. J., Gomez, C. M., & Kondolf, G. M. (2004). Reservoir-Induced Hydrological Changes in the Ebro River Basin (Northeastern Spain). *J. Hydrol.*, 290(1-2), 117-136, doi: 10.1016/j.jhydrol.2003.12.002.
- Batalla, R. J., & Vericat, D. (2009). Hydrological and Sediment Transport Dynamics of Flushing Flows: Implications for Management in Large Mediterranean Rivers. *River Res. Appl.*, 25(3), 297-314, doi: 10.1002/rra.1160.
- Bathurst, J. C. (2007). Effect of Coarse Surface Layer on Bed-load Transport. *J. Hydraul. Eng.*, 133(11), 1192-1205.
- Chin, C. O., Melville, B. W., & Raudkivi, A. J. (1994). Streambed Armouring. *J. Hydraul. Eng.*, 120(8), 899-918.

- Church, M., McLean, D. G., & Wolcott, J. F. (1987). River Bed Gravels: Sampling and Analysis. In C. R. Thorne, J. C. Barthurst & R. D. Hey (Eds.), *Sediment Transport in Gravel-bed Rivers* (pp. 43-88). Chichester, UK: John Wiley and Sons.
- Duan, J. G., Chen, L., & Scott, S. (2006). Application of Surface-based Bed Load Transport Equations to a Desert Gravel-bed Stream. *J. Hydraul. Res.*, 44(5), 624-630.
- Habersack, H., & Laronne, J. B. (2002). Evaluation and Improvement of Bed Load Discharge Formulas Based on Helley-Smith Sampling in an Alpine Gravel Bed River. *J. Hydraul. Eng.*, 128(5), 484-499.
- Jackson, W. L., & Beschta, R. L. (1982). A Model of Two-Phase Bed-Load Transport in an Oregon Coast Range Stream. *Earth Surf. Proc. Land.*, 7(6), 517-527.
- Kellerhals, R., & Bray, D. I. (1971). Sampling Procedures for Coarse Fluvial Sediments. *J. Hydraul. Div.*, 97(8), 1165-1180.
- López, R., & Justribó, C. (2010). The Hydrological Significance of Mountains: A Regional Case Study, the Ebro River Basin, Northeast Iberian Peninsula. *Hydrol. Sci. J.*, 55(2), 223-233, doi:10.1080/02626660903546126.
- Martin, Y. (2003). Evaluation of Bed Load Transport Formulae Using Field Evidence from the Vedder River, British Columbia. *Geomorphology*, 53, 75-95.
- Martin, Y., & Ham, D. (2005). Testing Bed Load Transport Formulae Using Morphologic Transport Estimates and Field Data: Lower Fraser River, British Columbia. *Earth Surf. Process. Land.*, 30(10), 1265-1282.
- Martín-Vide, J. P. (2013). Erosion, Sedimentation and Restoration of Rivers. Engineering and Research Examples. *Water Technology and Sciences*, 4(5), 5-18.
- Meyer-Peter, E., & Müller, R. (VI, 1948). Formulas for Bed-load Transport. In W. Fellenius (Presidencia), 2nd Meeting of the Int. Assoc. for Hydraulic Structures Res. IAHR, Stockholm, Sweden.
- Parker, G. (1990). Surface-Based Bedload Transport Relation for Gravel Rivers. *J. Hydraul. Res.*, 28(4), 417-436.
- Parker, G., Klingeman, P. C., & McLean, D. G. (1982). Bedload and the Size Distribution of Paved Gravel-bed Streams. *J. Hydraul. Div.*, 108(4), 544-571.
- Parker, G., & Sutherland, A. J. (1990). Fluvial Armor. *J. Hydraul. Res.*, 28(5), 529-544.
- Re, M., Kazimierski, L. D., & Menéndez, A. N. (2014). Sedimentation in Navigation Channels Under the Context of Climate Change. *Water Technology and Sciences*, 5(1), 5-21.
- Recking, A. (2010). A Comparison between Flume and Field Bed Load Transport Data and Consequences for Surface Based Bed Load Transport Prediction. *Water Resources Research*, 46(3), W03518, <http://dx.doi.org/10.1029/2009WR008007>.
- Recking, A., Liébault, F., Peteuil, C., & Jolimet, T. (2012). Testing Several Bed Load Transport Equations with Consideration of Time Scales. *Earth Surf. Proc. Land.*, 37(7), 774-789, <http://dx.doi.org/10.1002/esp.3213>.
- Rice, S., & Church, M. (1996). Sampling Surficial Fluvial Gravels: the Precision of Size Distribution Percentile Estimates. *J. Sediment. Res.*, 66(3), 654-665.
- Schoklitsch, A. (1950). *Handbuch des Wasserbaues*. New York: Springer.
- Vericat, D., & Batalla, R. J. (2006). Sediment Transport in a Large Impounded River: the Lower Ebro, NE Iberian Peninsula. *Geomorphology*, 79(1-2), 72-92, doi: 10.1016/j.geomorph.2005.09.017.
- Vericat, D., Batalla, R. J., & Garcia, C. (2006a). Breakup and Reestablishment of the Armour Layer in a Highly Regulated Large Gravel-bed River: The Lower Ebro. *Geomorphology*, 76(1-2), 122-136, doi: 10.1016/j.geomorph.2005.10.005.
- Vericat, D., Church, M., & Batalla, R. J. (2006b). Bed Load Bias: Comparison of Measurements Obtained Using Two (76 and 152 mm) Helley-Smith Samplers in a Gravel-bed River. *Water Resources Research*, 42(1), W01402, <http://dx.doi.org/10.1029/2005WR004025>.
- Wilcock, P. R., & DeTemple, B. T. (2005). Persistence of Armour Layers in Gravel-bed Streams. *Geophys. Res. Lett.*, 32(8), L08402, doi:10.1029/2004GL021772.
- Wolman, M. G. (1954). A Method of Sampling Coarse Bed Material. *Eos Trans. AGU.*, 35(6), 951-956.

Dirección institucional de los autores

Dr. Raúl López

Grupo de Investigación de Dinámica Fluvial-RIUS
Departamento de Ingeniería Agroforestal
Universidad de Lleida
Av. Alcalde Rovira Roure, 191
E-25198 Lleida (Cataluña), ESPAÑA
Teléfono: +(34) 973 70 2820
Fax +(34) 973 70 2673
rlopez@eagrof.udl.cat

Dr. Damià Vericat

Grupo de Investigación de Dinámica Fluvial-RIUS
Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo
Universidad de Lleida
Av. Alcalde Rovira Roure, 191
E-25198 Lleida (Cataluña), ESPAÑA
Teléfono: +(34) 973 00 3735
Fax +(34) 973 70 2613
dvericat@macs.udl.cat

Centro Tecnológico Forestal de Cataluña
Pujada del Seminari s/n
E-25240 Solsona (Cataluña), España

Institute of Geography and Earth Sciences
Aberystwyth University
Ceredigion SY23 3DB, Wales, UNITED KINGDOM

Dr. Ramon J. Batalla

Grupo de Investigación de Dinámica Fluvial-RIUS
Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo
Universidad de Lleida
Av. Alcalde Rovira Roure, 191
E-25198 Lleida (Cataluña), ESPAÑA
Teléfono: +(34) 973 70 26 76
Fax +(34) 973 70 26 13
rbatalla@macs.udl.cat

Centro Tecnológico Forestal de Cataluña
Pujada del Seminari s/n
E-25240 Solsona (Cataluña), España

Instituto Catalán de Investigación del Agua
Parc Científic i Tecnològic de la Universitat de Girona,
Edificio H2O
Emili Grahit ,101
E-17003 Girona (Cataluña), ESPAÑA



Haga clic aquí para escribir al autor

Remoción de mercurio, cromo y plomo por humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes

• Leonel E. Amábilis-Sosa* • Christina Siebe •
Universidad Nacional Autónoma de México

*Autor de correspondencia

• Gabriela Moeller-Chávez •
Universidad Politécnica del Estado de Morelos

• María del Carmen Durán-Domínguez-De-Bazúa •
Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

Amábilis-Sosa, L. E., Siebe, C., Moeller-Chávez, G., Durán-Domínguez-De-Bazúa, M. C. (marzo-abril, 2015). Remoción de mercurio, cromo y plomo por humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(2), 21-34.

En la presente investigación se evaluó el desempeño de humedales artificiales a escala de laboratorio, inoculados con cepas tolerantes a metales pesados. Estos sistemas fueron comparados con humedales artificiales con las mismas características constructivas y de operación, pero con bacterias convencionales que, naturalmente, se encuentran presentes en la rizosfera de los reactores. Ambos tipos de reactores fueron evaluados considerando la remoción de mercurio, plomo y cromo en solución durante 151 días de operación. A partir del día 100, los sistemas inoculados con bacterias tolerantes presentaron estabilidad en el porcentaje de remoción alrededor de 50% de Hg, 57% de Pb y 45% de Cr. Por su parte, los reactores con bacterias convencionales, a pesar de remover cierto porcentaje de metales pesados, fueron reduciendo su eficiencia en función de los días de operación, además de que no llegaron a presentar valores estables.

Palabras clave: bacterias rizosféricas, cepas tolerantes, humedales artificiales, metales pesados.

Abstract

Amábilis-Sosa, L. E., Siebe, C., Moeller-Chávez, G., Durán-Domínguez-De-Bazúa, M. C. (March-April, 2015). Mercury, Chromium and Lead Removal Using Constructed Wetlands Inoculated with Tolerant Strains. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(2), 21-34.

The present investigation evaluated the performance of constructed wetlands inoculated with strains tolerant to heavy metals. The evaluation was conducted at the laboratory scale. These systems were compared to constructed wetlands having the same construction and operating conditions but containing conventional bacteria that is naturally present in the rhizosphere of the reactors. Both types of reactors were evaluated for the removal of mercury, lead and chromium in solution over 151 days of operations. By day 100, the systems inoculated with tolerant bacteria attained a stable removal percentage of roughly 50% for Hg, 57% for Pb and 45% for Cr. The reactors with conventional bacteria removed a percentage of heavy metals but the efficiency decreased as the days of operation increased and it did not reach stable values.

Keywords: Rhizospheric bacteria, tolerant strains, constructed wetlands, heavy metals.

Recibido: 23/04/2014
Aceptado: 12/12/2014

Introducción

Dentro de los diversos problemas ambientales y de salud pública, los relacionados con las aguas residuales con metales pesados han presentado un incremento en los últimos años

(Fu & Wang, 2011). La alta toxicidad de estos compuestos, aunada a su larga persistencia en el ambiente, les confiere la denominación de contaminantes prioritarios, establecida por la Organización Panamericana de la Salud (OPS) y por la Organización Mundial de la Salud

(OMS) (CEPIS, 2001). Entre los más peligrosos se encuentran el cromo (Cr), mercurio (Hg) y plomo (Pb), que son utilizados y generados de manera exhaustiva en todo el mundo por industrias relacionadas con la minería, papel, curtido de pieles, galvanoplastia, producción de baterías, etc. (Fu & Wang, 2011; Khan, Ahmad, Shah, Rehman, & Khaliq, 2009). Tan solo en México, 18 estados presentan problemas derivados de las industrias que utilizan como materia prima o subproducto Hg, Cr o Pb, e incluso una combinación de estos metales pesados (INE, 2004; SSA, 2006). La concentración en las formas totales de estos compuestos varía de modo amplio en función del tipo y la capacidad de producción de la industria. Los intervalos reportados en los efluentes descargados se encuentran entre 0.0005 y 2.2 mg l⁻¹ de Hg (Loredo, Álvarez, & Ordóñez, 2003), de 5 a 75 mg l⁻¹ de Cr (Barrera, Romero, & Martínez, 2003) y de 7 hasta 130 mg l⁻¹ de Pb (Lavado, Sun, & Bendezu, 2010). Las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales actualmente no son capaces de tratar las aguas con metales pesados, ya que el sistema biológico colapsaría por la toxicidad de estos cationes inorgánicos o saldrían sin tratamiento con el efluente. Las opciones fisicoquímicas que existen en la actualidad, como el carbón activado, intercambio iónico y precipitación química, siempre presentan alguna desventaja operacional, económica o de eficiencia (Barakat, 2010; Cheng, Grosse, Karrenbrock & Thoennesen, 2002).

En paralelo, recientes estudios se han enfocado en investigar los mecanismos de resistencia que presentan algunas bacterias hacia los metales pesados más tóxicos, incluyendo Hg, Cr y Pb. En este sentido, las bacterias que han sido aisladas y caracterizadas de forma genética han sido identificadas del género *Bacillus* y en la mayoría de los casos Gram (+) (Becerra-Castro *et al.*, 2012; Çolak, Atar, Yazicioğlu, & Olgun, 2011; Salgado-Bernal, Carballo-Valdés, Martínez-Sardiñas, Cruz-Arias, & Durán-Domínguez-de-Bazúa, 2012). En estos microorganismos se han identificado mecanismos que dan lugar a la tolerancia de

metales pesados, incluyendo la presencia de metaloproteínas transportasas, en conjunto con la capacidad de excretar sideróforos, los cuales brindan protección extracelular al ser compuestos quelantes (Schalk, Hannover, & Braud, 2011). Otro mecanismo de tolerancia hacia metales pesados, como el cromo, es la capacidad genética de reducir los cationes por medio de genes cromosómicos específicos que utilizan enzimas reductasas (He *et al.*, 2011; Kumar *et al.*, 2013).

A raíz de los resultados anteriores autores como Rathnayake, Megharaj, Bolan y Naidu (2010), Salgado-Bernal *et al.* (2012), y Xie, Fu, Wang y Liu (2010), han trabajado con bacterias tolerantes a metales pesados, para el saneamiento de suelos y cuerpos de agua superficiales. Entre estas investigaciones destaca la de Salgado-Bernal *et al.* (2012), en la que las cepas bacterianas, además de tolerar la contaminación por Hg, Cr y Pb, presentaron cierta remoción de éstos en la fase acuosa. Estos resultados, en conjunto con la problemática expuesta, plantean que los sistemas de humedales artificiales, con presencia de bacterias tolerantes, pueden ser una opción técnicamente eficiente para el tratamiento de las aguas residuales que contienen metales pesados, dado que son sistemas caracterizados por remover contaminantes a través de la interacción de las bacterias con la vegetación. Esta interacción ha permitido que los humedales artificiales puedan tratar aguas con cierto contenido de metales pesados, a diferencia de otros sistemas biológicos que no contienen vegetación. Así, se plantea que el uso de bacterias tolerantes a metales pesados en humedales artificiales propiciará o mejorará la capacidad de remoción de Hg, Pb y Cr, en comparación con sistemas con bacterias convencionales de un agua residual. Asimismo, podrán tratarse niveles de concentración característicos de los efluentes industriales de las empresas que los generan.

El presente trabajo se circunscribe a evaluar el desempeño de un sistema de humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes sobre la eficiencia de remoción de mercurio, cromo y plomo, comparado con el mismo sistema de

tratamiento, pero sin la adición de las bacterias tolerantes. Los resultados obtenidos aportan los primeros datos experimentales y elementos iniciales de diseño que pueden emplearse en futuros estudios a escala piloto, enfocados en el tratamiento de efluentes con los metales pesados en estudio.

Metodología

Diseño experimental

Se utilizaron seis reactores a escala de laboratorio, que consistieron en cilindros de cloruro de polivinilo (PVC por sus siglas en inglés) con dimensiones de altura y diámetro de 39 cm y 20 cm, respectivamente, lo cual exhibe una relación altura/diámetro de 1.7/1, que se encuentra dentro de las proporciones recomendadas y utilizadas de forma amplia para la implementación de este tipo de sistemas (Lüderitz, 2004; Puigagut, Caselles-Osorio, Vaello, & García, 2008; Winter & Goetz, 2003; Wood, 1995). Estas dimensiones corresponden al volumen de llenado con el medio de soporte, el cual consistió en roca volcánica denominada tezontle, con diámetro de partícula de 3.8 a 4.5 mm, lo cual exhibe una porosidad de 38% (Kadlec et al., 2000; USEPA, 2000). El nivel de agua en cada uno de los seis humedales fue ajustado a 5 cm por debajo de la superficie del medio de empaque, resultando en un volumen del líquido de ~ 4.0 l. Tres de los seis sistemas fueron esterilizados e inoculados con un consorcio de cepas bacterianas tolerantes, identificándose como RCT. Los otros tres sistemas no fueron esterilizados para que contuvieran a las bacterias asociadas con la rizosfera de la vegetación sembrada, identificándose como RCC por reactores con cepas convencionales.

Condiciones operacionales de los humedales artificiales

Todos los humedales artificiales (RCT y RCC) fueron sembrados con la especie *Phragmites australis* y en el caso de los tres inoculados

con cepas tolerantes (RCT), la rizosfera fue esterilizada por medio de la aplicación de NaClO (hipoclorito de sodio) al 10%, seguido por C₂H₆O (etanol) al 70% (De Souza, Huang, Chee, & Terry, 1999). De manera similar, el material de empaque fue lavado y esterilizado con calor húmedo a 115 °C durante 15 minutos, por medio de un autoclave (Black, 1999; Ramírez et al., 2011).

Una vez empacados y sembrados los seis sistemas de humedales, los tres RCT fueron inoculados con un consorcio bacteriano conformado por cinco cepas tolerantes a metales pesados estudiadas previamente por Salgado-Bernal et al. (2012), denominadas como TAN117, TAN119, TAN1113, TAN1115 y TAN217, todas del género *Bacillus* y Gram (+). La inoculación se realizó sembrando cada una de las cepas tolerantes mencionadas en un matraz Erlenmeyer con un litro de caldo nutriente. Una vez que las bacterias proliferaron, el medio fue diluido hasta obtener una solución con una concentración de 400 mg l⁻¹ de DQO. Posteriormente, esta solución fue vertida en cada uno de los tres reactores RCT que, considerando sus dimensiones, exhibieron una carga orgánica de 16 gm⁻²d⁻¹, el cual es un valor característico de los sistemas de humedales artificiales (Kadlec et al., 2000; Kadlec & Wallace, 2009).

Por su parte, los reactores RCC fueron alimentados con una solución con un contenido de C₁₂H₂₂O₁₁ (sacarosa), equivalente a 400 mg l⁻¹ de DQO (Masters & Ela, 2008), para que la carga orgánica mencionada antes sea la misma en todos los reactores.

Para los dos tipos de reactores, a partir del tercer día y de manera diaria, se cuantificó el desarrollo de la densidad microbiana a través de las unidades formadoras de colonias (UFC), que es un conteo de células viables subsecuente a un vertido en placa. Esta cuantificación se realizó hasta el día 15, punto en el que se consideraron colonizados los seis reactores, al presentar un comportamiento asintótico de la densidad bacteriana en función del tiempo, alcanzando un valor alrededor de 37 x 10⁶ UFC ml⁻¹.

Posterior a la colonización bacteriana, los seis reactores operaron durante 136 días (151 días en total desde la inoculación) de forma discontinua o por lotes ("batch", en inglés), con tiempos de cambio de agua de cuatro días. La composición del agua residual sintética con la que fueron alimentados se muestra en el cuadro 1 y se basa en los estudios de Orduña-Bustamante, Vaca-Mier, Escalante-Estrada y Durán-Domínguez-de-Bazúa (2011), además de ser valores característicos de agua residual municipal típica (Crites & Tchobanoglous, 2000; Masters y Ela, 2008). Asimismo, las concentraciones de metales pesados fueron establecidas con base en pruebas de toxicidad bacteriana y fitotoxicidad, para garantizar que los componentes biológicos de los humedales artificiales no sean inhibidos y estos sistemas puedan operar a lo largo de los días como sistemas de tratamiento de aguas residuales. Además, fueron consideradas las concentraciones características de metales pesados que contienen los efluentes de industrias propias de la rama (Barrera et al., 2003; Lavado et al., 2010; Loredó et al., 2003). A continuación se describe el procedimiento de las pruebas de toxicidad.

Pruebas de fitotoxicidad y toxicidad bacteriana

Para la prueba de fitotoxicidad se realizó un bioensayo con semillas de *Lactuca sativa*, para evaluar los efectos de la mezcla de metales pesados de interés. La metodología utilizada

fue la descrita por Sobrero y Ronco (2004), en la que se considera de manera estática tanto el proceso de germinación de las semillas como el desarrollo de las plántulas de lechuga a través de mediciones de la radícula (raíz en fase embrionaria) e hipocótilo (tallo en fase embrionaria). Las diferentes concentraciones probadas se describen en el cuadro 2. Las pruebas de germinación se realizaron por triplicado para cada concentración y cada réplica contenía, de manera dispersa, 10 semillas de *L. sativa*. Una vez incubadas las semillas, se procedió a observar las inhibiciones en germinación y/o desarrollo del hipocótilo y radícula, para contrastar los resultados contra el control (concentración cero de metales pesados) y así establecer los porcentajes de inhibición para cada concentración evaluada.

En relación con el bioensayo para conocer el efecto de cada una de las mezclas de metales pesados sobre la densidad bacteriana del consorcio tolerante, se evaluaron, al igual que con las pruebas de fitotoxicidad, las concentraciones indicadas en el cuadro 2, que de acuerdo con los estudios previos de Salgado-Bernal et al. (2012), son las máximas concentraciones a las que logran proliferar las bacterias de interés y son cercanas a las máximas evaluadas en este estudio. En términos generales, se preparó por triplicado caldo nutriente para cada concentración de la mezcla de metales pesados a probar (cuadro 2) y, posteriormente, se procedió a inocular, con asadas, tomando el inóculo por picadura de cada agar nutriente que contenía

Cuadro 1. Composición del agua residual sintética utilizada para la alimentación de cada uno de los sistemas de humedales artificiales.

Nutriente	Concentración, mg l ⁻¹	Compuesto utilizado
Carbono	400 (expresada como DQO)	C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁
Nitrógeno	30	(NH ₄) ₂ SO ₄
Fósforo	6	Na ₃ PO ₄
Potasio	30	KNO ₃
Mercurio	0.106	HgCl ₂
Plomo	26	Pb(NO ₃) ₂
Cromo	16.5	Cr(NO ₃) ₆

las bacterias que conforman el consorcio tolerante. Luego de 40 horas de incubación a 34 °C, se realizó la cuantificación de las bacterias, posterior al vertido en placa, para así obtener los resultados en UFC ml⁻¹ (Aquiáhuatl & Pérez, 2004; Ramírez *et al.*, 2011). Al relacionar éstos con su respectiva concentración de metales pesados, se calcularon las concentraciones letales, CL, proporcionales al grado de inhibición. Es decir, la CL₅₀ se refiere a la concentración de metales pesados que inhibe 50% de la población bacteriana respecto al control sin metales pesados y en función de la ecuación resultante (comportamiento cinético). En efecto, la CL₅₀ es la variable utilizada en los estudios de pruebas de toxicidad, sobre todo cuando los organismos de prueba son bacterias, ya que a pesar de reducir su población en 50%, su inhibición es proporcional a su reproducción, pues ésta es por fisión binaria (duplicación) (Sobrero & Ronco, 2004).

Determinaciones analíticas y análisis estadísticos

La toma de muestras de cada reactor se realizó cada cuatro días, en función del tiempo de recambio del agua, en frascos de polietileno previamente lavados con HNO₃ (ácido nítrico) al 5%. La determinación de metales se realizó mediante espectrometría de absorción atómica, en un equipo Perkin-Elmer Optima 4 300DV, con generación de hidruros para las muestras de mercurio y con el método de flama para plo-

mo y cromo, siguiendo el protocolo del método 3 005A de la USEPA (1996).

Todos los resultados de metales pesados fueron analizados estadísticamente para contrastar las eficiencias de remoción entre los dos tipos de humedales artificiales, a través de un análisis de varianza, ANDEVA (ANOVA, en inglés) de medidas repetidas. Previo al análisis tipo ANOVA, se verificó la normalidad y homogeneidad de los datos con la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Para todo lo anterior se utilizó el paquete estadístico Minitab 15 para Windows.

Resultados y discusión

A continuación se presentan los resultados de esta investigación, más que en el orden en que fueron presentadas las metodologías seguidas, en el orden en que fueron realizados los experimentos. Esto es, las concentraciones adecuadas de metales para realizar las pruebas en los reactores de laboratorio que simulaban humedales artificiales y, posteriormente, los resultados de estas pruebas con metales pesados.

Pruebas de toxicidad de la mezcla de metales pesados

En la figura 1 se observan las curvas dosis-respuesta de cada una de las pruebas de toxicidad realizadas. Para las pruebas de fitotoxicidad no existieron efectos letales por parte de los metales pesados, ya que todas las semillas

Cuadro 2. Concentraciones de metales pesados en las mezclas aplicadas durante las pruebas de toxicidad tanto del consorcio microbiano como en las semillas de *L. sativa*.

Combinación de concentraciones de metales pesados, mg l ⁻¹			
Nivel de concentración	Cromo	Plomo	Mercurio
0	0	0	0
1	0.525	0.825	0.003
2	3.5	5.5	0.02
3	10.5	16.5	0.06
4	21	33	0.12
5	42	66	0.24
6	70	110	0.4

lograron germinar después del tiempo de incubación. No obstante, se observaron marcados efectos inhibitorios sobre el crecimiento de las plantas, en comparación con el control que no contenía mezcla de metales pesados, tal y como se muestra de manera objetiva en el cuadro 3. En este mismo cuadro también se aprecia que los tres últimos valores de la longitud del hipocótilo (correspondientes a las tres mezclas más altas de metales) son muy similares, por lo que la respuesta (efecto) a las dosis altas es prácticamente la misma. Por su parte, en la columna que se refiere a la longitud de la radícula, se puede observar que ésta decrece de manera proporcional conforme incrementa la concentración de los metales pesados. Estos comportamientos de los órganos vegetales ante el efecto de las altas dosis de metales pesados suministradas coincide con lo reportado por Di Salvatore, Carafa y Carratú (2008), y Walter, Martínez y Cala (2006), quienes también trabajaron con al menos los tres metales utilizados en la presente investigación. De acuerdo con lo anterior, en las figuras 1a y 1b se señalan los porcentajes de inhibición para la longitud de hipocótilo y radícula, respectivamente, en función de la concentración de metales aplicada. La tendencia asintótica de la inhibición exhibida es característica en este tipo de pruebas con especímenes fotoautótrofos debido a que los compuestos tóxicos inorgánicos pueden circular a través de sus tejidos con un límite de saturación, resultando en una asimilación de primer orden (Nagajyoti, Lee, & Sreekanth, 2010). Con base en las curvas de las figuras 1a y 1b, las concentraciones que causan 50% de inhibición en el desarrollo de la radícula e hipocótilo son muy similares entre ambas partes de la planta, con 0.109 mg l⁻¹ de Hg, 17.3 mg l⁻¹ de Cr y 27.2 mg l⁻¹ de Pb para la radícula, y 0.106 mg l⁻¹ de mercurio, 16.5 mg l⁻¹ de Cr y 26 mg l⁻¹ de Pb para el hipocótilo.

Por otra parte, la figura 1c señala la tendencia de inhibición bacteriana en función de la concentración de metales pesados aplicada. Por medio de la ecuación de la curva resultante (característica de primer orden), la CL₅₀ para el

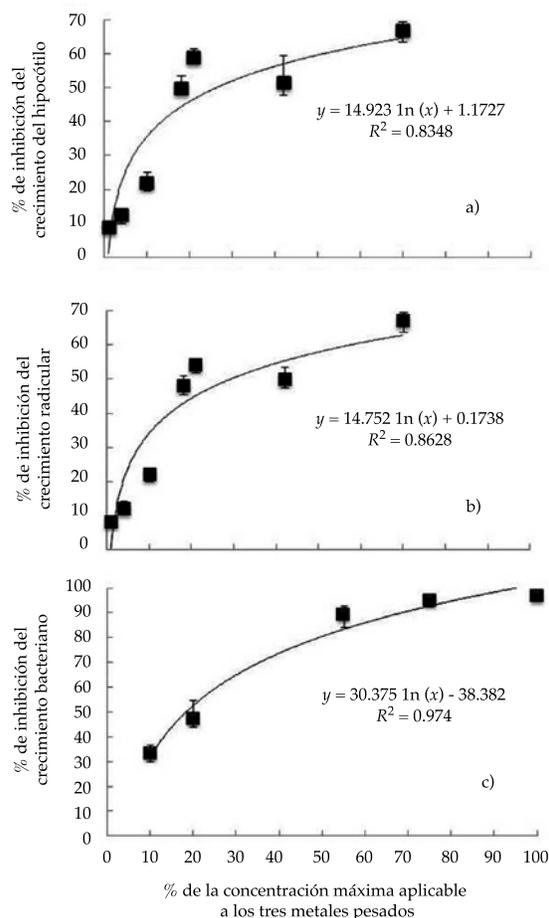


Figura 1. Resultados de las pruebas de toxicidad producida por la mezcla de los tres metales pesados: inhibición del crecimiento del hipocótilo (figura 1a); inhibición del crecimiento radicular (figura 1b); inhibición del desarrollo o "crecimiento" bacteriano (figura 1c) (\pm desviación estándar).

consorcio bacteriano resultó en 0.112 mg l⁻¹ de Hg, 18.2 mg l⁻¹ de Cr y 29.5 mg l⁻¹ de Pb, valores que se encuentran por arriba de los máximos tolerables por sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales (Jin, Yang, Yu, & Zheng, 2012; Karvelas, Katsoyiannis, & Samara, 2003), y son muy similares a los reportados por Viti, Pace y Giovannetti (2002), aunque por debajo del estudio *in vitro* realizado por Congeevaram, Dhanaran, Park, Dexilyn y Kaliannan (2007).

Considerando las concentraciones letales de las tres pruebas realizadas, se utilizaron las más

bajas en el agua de alimentación, que corresponden a las del hipocótilo, lo cual garantiza que los sistemas de humedales puedan operar sin colapsar bajo la presencia de metales pesados. Cabe mencionar que estas concentraciones se encuentran dentro de los intervalos reportados para las diferentes industrias que generan al menos uno de los metales pesados probados en este estudio, tal y como se mencionó en la metodología. Así, los resultados obtenidos en esta primera fase experimental aportan criterios para la realización de subsecuentes estudios de remoción de metales pesados a través de este tipo de sistemas biológicos. En específico, permitirán establecer los niveles factibles de concentración a remover, además del procedimiento a seguir para identificar dichos niveles en el caso de que varíen los microorganismos y/o los metales pesados a evaluar.

Remoción de metales pesados

En la figura 2 se presenta la remoción de los tres metales pesados que exhibieron los dos tipos de reactores evaluados, en función de los 151 días de operación. Al aplicar la prueba Kolmogorov-Smirnow para cerciorar la normalidad de los datos, se encontró que los resultados de Pb y Cr presentan una distribución normal ($P > 0.05$). Sin embargo, para los datos de mercurio, la distribución no se ajustó a la normal ($P < 0.05$), pero sí a una distribución Weibull, por lo que se procedió a una transformación

con el método de Box Cox y, posteriormente, a su análisis tipo ANOVA de medidas repetidas.

La figura 2a señala la tendencia de la remoción de mercurio en los humedales artificiales, que en promedio fue de 50% para los que contenían cepas bacterianas convencionales (RCC) y de 60% para los inoculados con bacterias tolerantes (RCT). Al inicio de la operación, para ambos tipos de sistemas, se observaron valores arriba de 90% de remoción, con tendencia a disminuir hasta el día 30, punto en el que ambos reactores volvieron a incrementar su remoción hasta el día 50, para nuevamente decaer de manera abrupta hasta llegar por debajo de 50% en el día de operación 74. Los altos porcentajes de remoción de mercurio hasta este punto probablemente se encuentren relacionados por fenómenos de volatilización, tal y como lo sugieren Ventura, Simoes, Tomaz y Costa (2005), y Schlüter (2000), aunado a la evapotranspiración del metal por parte de la vegetación (Han, Su, Monts, Waggoner, & Plodinec, 2006; Kabatas-Pendias & Pendias, 2001). Esto explicaría por qué el comportamiento y la remoción fue prácticamente la misma para los dos tipos de reactores en la primera mitad de los experimentos. No obstante, a partir del día 74 solamente los RCT mostraron un comportamiento estable, sobre todo en los últimos 30 días, lapso en el cual los reactores RCC, a pesar de presentar poca variación, exhibieron una tendencia a disminuir la eficiencia de remoción conforme transcurrían los días de operación,

Cuadro 3. Efecto cuantitativo de las dosis de metales pesados, aplicadas durante las pruebas de fitotoxicidad y toxicidad bacteriana (\pm desviación estándar).

Cromo, mg l ⁻¹	Plomo, mg l ⁻¹	Mercurio, mg l ⁻¹	Densidad bacteriana, UFC ml ⁻¹ x 10 ³	Longitud radícula, cm	Longitud hipocótilo, cm
0	0	0	30 000 \pm 2 900	2.70 \pm 0.08	4.50 \pm 0.06
0.525	0.825	0.003	27 000 \pm 3 100	2.14 \pm 0.20	4.10 \pm 0.46
3.5	5.5	0.02	22 000 \pm 2 100	1.93 \pm 0.20	3.96 \pm 0.43
10.5	16.5	0.06	10 000 \pm 1 400	1.41 \pm 0.16	3.31 \pm 0.25
21	33	0.12	3 900 \pm 300	0.31 \pm 0.26	1.87 \pm 0.12
42	66	0.24	12 \pm 1.10	0.26 \pm 0.35	2.20 \pm 0.51
70	110	0.4	2 \pm 0.15	0.18 \pm 0.23	1.60 \pm 0.20

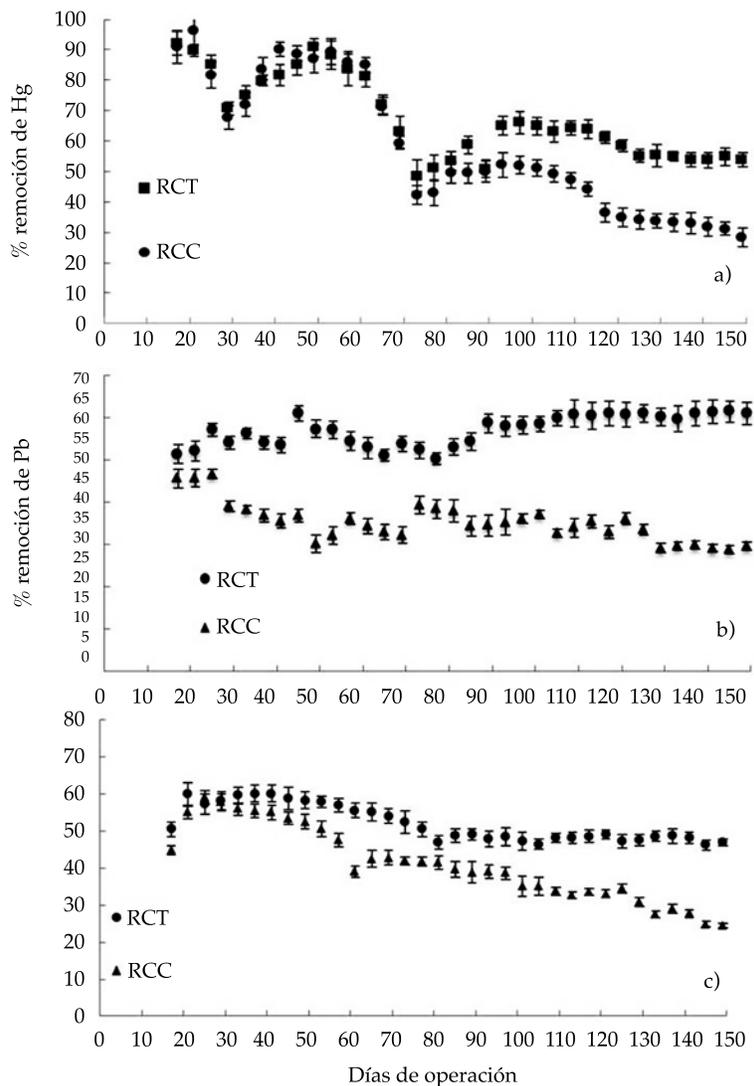


Figura 2. Resultados de la remoción de mercurio (figura 2a), plomo (figura 2b) y cromo (figura 2c), que exhibe cada uno de los tipos de reactores estudiados. RCC: reactores con cepas convencionales, RCT: reactores con cepas tolerantes (\pm desviación estándar).

además de que no lograron estabilidad en la eficiencia de remoción. Esta diferencia entre los sistemas RCT y RCC radica en el tipo de organismos con el que fueron inoculados, ya que en sus estudios, Salgado-Bernal *et al.* (2012) señalan que el consorcio de los reactores RCT posiblemente haya desarrollado la capacidad de tolerar y proliferar a ciertas concentraciones de metales pesados a través de adaptaciones generacionales, es decir, a pesar de verse inhi-

bidos por los metales pesados, su proliferación por fisión binaria permite que la población bacteriana sea estable (De, Ramaiah, & Vardanyan, 2008; Xie *et al.*, 2010). Esta diferencia se ve reflejada en el análisis estadístico, en el que se presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) a partir del día 80 de operación.

Las eficiencias de remoción de mercurio alcanzadas en este estudio se encuentran por debajo de las reportadas por De *et al.* (2008) y

por Filali *et al.* (2000), aunque las condiciones experimentales no son equiparables, ya que en estas dos investigaciones solamente realizaron pruebas *in vitro*, sin introducir las bacterias a condiciones operacionales de sistemas de tratamiento de agua residual.

En cuanto a la remoción de Pb, en la figura 2b se muestra que en el intervalo de 15 a 80 días, la eficiencia de remoción que exhiben los reactores inoculados con cepas tolerantes (RCT) oscila alrededor de 55%. Una vez transcurrido este intervalo de tiempo, el comportamiento es muy estable hasta el final de la operación, ya que las variaciones son menores a 5%. En efecto, una vez que se alcanza la máxima remoción (55%), la línea de tendencia se comporta de forma asintótica, lo cual probablemente se encuentra relacionado con la completa adaptación de las bacterias tolerantes a las condiciones de los humedales artificiales, en especial la interacción con la vegetación presente, ya que se tiene evidencia de que el plomo tiende a acumularse en el rizoma y las raíces de las plantas acuáticas durante los primeros días (Deng, Ye, & Wong, 2004), y precisamente en los primeros días de operación la remoción de plomo era alta de manera relativa, pero inestable (figura 2a). En este mismo orden de ideas, gran parte de la remoción exhibida durante los primeros 80 días de operación (figura 2b) es probable que se derive de la asimilación por parte de la rizosfera de la vegetación, la cual es mayor en los sistemas RCT, pues dicha asimilación se debe en gran medida al paso de los metales pesados, unidos a transportadores secundarios como las proteínas, a través de la membrana plasmática vegetal (Clemens, Plamgreen y Kramer, 2002; Guerinot, 2000), y precisamente los microorganismos asociados con la rizosfera promueven la regeneración de las proteínas y otros compuestos exudados por las plantas (Clemens *et al.*, 2002; Williams, Pittman y Hall, 2000).

Por su parte, los sistemas con bacterias convencionales (RCC) presentan una tendencia inversamente proporcional a los reactores RCT, decayendo en la remoción, hasta el día 80.

No obstante, a partir de este punto presentan variaciones cada vez menores, estabilizándose en los últimos 20 días de operación, aunque el porcentaje de remoción es alrededor de la mitad que el alcanzado por los RCT, encontrándose diferencias estadísticamente significativas a lo largo del factor tiempo ($P < 0.005$). Estos resultados denotan la habilidad de las bacterias para adaptarse a medios contaminados con plomo, y seguir desempeñando sus funciones metabólicas para interactuar con la vegetación y propiciar la remoción del metal, a pesar de no ser tolerantes en un principio, característica evolutiva que sugieren Rathnayake *et al.* (2010), y Vacca, Wand y Kuschik (2005). Esta afirmación coincide con lo mencionado por Lyer, Mody y Jha (2005), quienes establecen que los microorganismos contienen mecanismos naturales de desintoxicación de plomo por medio de exudados celulares, que a la vez funcionan como agentes quelantes.

Por último, la tendencia de remoción de cromo fue la que presentó el comportamiento más definido para ambos tipos de sistemas. En la figura 2c se observa que los reactores inoculados con cepas tolerantes (RCT) iniciaron con valores alrededor de 60% de remoción, que fue decayendo hasta 47% el día 80. A partir de este punto y hasta el último día de operación, la remoción fue estable alrededor de 50%, con variaciones menores a 10%. Este comportamiento contrasta con lo observado en los humedales artificiales con cepas convencionales (RCC), que presentaron cada vez menos eficiencia en la remoción de cromo conforme transcurría el tiempo. En los primeros días de operación alcanzaron remociones alrededor de 50%, pero esta eficiencia descendió hasta 24% al final de las pruebas de remoción; además, no se tuvo un comportamiento estable (figura 2c). De acuerdo con esto, los valores de los resultados entre ambos tipos de sistemas presentaron diferencias estadísticamente significativas a partir del día 40 de operación ($P < 0.05$). La mayor remoción registrada en los sistemas con cepas tolerantes es probable que se deba a lo mismo que ocurre con el plomo, en la que las bacterias tolerantes

tienen una relación sinérgica con la vegetación. Además, la literatura señala que el cromo es trasladado en mayor proporción que el plomo (Cheng *et al.*, 2002), situación que pudo haber propiciado que la remoción del cromo sea más estable que la del plomo, al exhibir movilidad en toda la planta y no sólo en las raíces (Khan *et al.*, 2009) (figuras 2b y 2c). Asimismo, como se había mencionado, las bacterias tolerantes a metales pesados presentan como uno de los mecanismos de protección la capacidad de reducir los cationes a través de enzimas reductasas (He *et al.*, 2011; Kumar *et al.*, 2013) y en el presente estudio, esta reducción de valencia resulta beneficiosa en cuestiones de toxicidad para el caso del cromo.

Los porcentajes de remoción de cromo obtenidos en la presente investigación coinciden con los reportados por Kröpfelová, Vymazal, Švehla y Štichová (2009), y por Mant, Costa, Williams y Tambourgi (2006). Estos autores trabajaron con humedales artificiales y aguas residuales características de industrias curtidoras.

Los resultados de esta última parte experimental indicaron en general que, para los tres metales, los sistemas con presencia de bacterias tolerantes (RCT) lograron estabilizarse después de 100 días de operación, con lo cual proporcionan información a considerar en estudios a escala piloto y real sobre diseño, arranque, operación y niveles de remoción a obtener una vez estabilizados los humedales artificiales. En efecto, en las áreas de diseño y operación de sistemas de tratamiento de agua residual se requiere de una variación máxima de 10% en los efluentes (Crites & Tchobanoglous, 2000; Masters & Ela, 2008) y, en la presente investigación, se logró dicha estabilización, en especial para el caso del plomo, donde la variación del efluente fue alrededor de 5%.

Cabe mencionar que la anterior aportación, enfocada al escalamiento para tratar aguas con presencia de mercurio, plomo y/o cromo provenientes de industrias propias de la rama, resulta aplicable por los resultados obtenidos en los sistemas con cepas bacterianas tolerantes, cuya presencia dio lugar a la remoción estable de los metales pesados.

En este sentido, se sabe que los posibles mecanismos de remoción dentro de los humedales artificiales son la fitoextracción, la adsorción por parte del medio de empaque y la volatilización.

En efecto, la aportación de las cepas tolerantes a los sistemas es el incremento o mejora de estos mecanismos. En cuanto a la adsorción, las bacterias proliferan dentro de los humedales artificiales en forma de biomasa adherida al medio de empaque, lo que se conoce como biopelícula, la cual es un eficiente bioadsorbente de metales pesados (Chong, Ahmad, & Lim, 2009) que, de modo eventual, los va liberando en forma suspendida. Así, al ser organismos tolerantes, el crecimiento, desarrollo y regeneración de la biopelícula se tiene, a pesar de la presencia de metales pesados (Nies, 2003). Otro mecanismo maximizado por las bacterias tolerantes es la fitoextracción. En este fenómeno, la acumulación de los metales en los órganos vegetales se suscita porque estos cationes se encuentran unidos a proteínas bacterianas y las membranas de las raíces y rizomas son selectivas a dichas moléculas, permitiendo su ingreso. Esta modificación molecular a metaloproteínas es un mecanismo característico de microorganismos tolerantes a metales pesados (Schalk *et al.*, 2011), por lo cual también se encontraron diferencias significativas entre los dos tipos de sistemas evaluados. Este aumento en la fitoextracción propiciado por las bacterias tolerantes se hace más evidente en la remoción de mercurio, ya que es un elemento susceptible a ser evapotranspirado a través de los órganos superiores de la vegetación (Clemens, 2006), además de su transferencia a la atmósfera (volatilización) por su baja presión de vapor (Kabatas-Pendias & Pendias, 2001; Ventura *et al.*, 2005).

Con todo lo anterior, se pone de manifiesto la importancia de utilizar cepas tolerantes en humedales artificiales para la remoción de metales pesados. En este caso, la remoción de los tres metales fue similar (alrededor de 50%), aunque al considerar las concentraciones influentes mencionadas en párrafos anteriores,

no se logra cumplir con los límites máximos permisibles que establece la NOM-001-SE-MARNAT-1996 (DOF, 1996). No obstante, cabe resaltar que este hecho no es por el grado de eficiencia, sino por la alta concentración influente en tratamiento. Es decir, que aunque se hubieran obtenido eficiencias arriba de 95% de remoción, no se cumpliría con dicha norma. Ante esto, los pocos tratamientos de efluentes industriales con presencia de cromo, plomo y/o mercurio como contaminantes, siempre operan de manera secuencial o acoplados con otros sistemas (físicoquímicos o electroquímicos) (Fu & Wang, 2011; Khan *et al.*, 2009), los cuales podrían ser sustituidos por humedales artificiales como tratamiento principal o de pulimento en una segunda etapa, dado que son mucho más accesibles económica y operacionalmente, además de los beneficios colaterales que generan (Kadlec *et al.*, 2000; Kadlec y Wallace, 2009).

Conclusiones

Con base en los resultados de remoción de metales pesados por los sistemas en estudio, se puso de manifiesto el aporte de las cepas tolerantes en los humedales artificiales, al dar lugar a una mayor remoción y, sobre todo, al propiciar la estabilidad de dicha remoción. Este último aspecto hace factible su implementación como sistemas de tratamiento para aguas residuales que contengan mercurio, plomo y/o cromo.

Dado que la mayor remoción y estabilidad alcanzadas durante el tratamiento de metales pesados es probable que se deba a un incremento en los mecanismos de remoción que se suscitan dentro de los humedales (adsorción, fitoextracción y volatilización), es conveniente realizar estudios enfocados a identificar el papel que desempeñan las bacterias tolerantes en la acumulación y distribución de metales pesados dentro de los sistemas de humedales artificiales, considerando cada uno de los compartimientos implicados, los cuales son la vegetación, el medio de empaque, las bacterias y el efluente. Para este fin, los resultados del

presente estudio aportan criterios para la construcción y operación de los sistemas, basados en pruebas experimentales.

En función de las eficiencias de remoción alcanzadas y de las concentraciones de mercurio, cromo y plomo reportadas para los efluentes industriales, los humedales artificiales inoculados con las cepas tolerantes podrían ser una alternativa pertinente a implementar, necesariamente acoplada con un tratamiento físicoquímico para poder cumplir con lo estipulado en las normativas vigentes en la materia. Para poder corroborar esto, resulta conveniente la realización de estudios a escala piloto basados en los resultados de la presente investigación, ya que las concentraciones de metales pesados del influente, en función de las pruebas de toxicidad, y las características operacionales utilizadas, fueron las adecuadas, al garantizar la subsistencia y proliferación tanto de las bacterias como de la vegetación durante todo el tiempo de operación, además de encontrarse dentro de las reportadas para efluentes de industrias relacionadas con el uso y/o producción de los metales pesados.

Agradecimientos

El primer autor agradece la beca doctoral concedida por la Coordinación de Estudios de Posgrado de la UNAM y, posteriormente, por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México. Asimismo, los autores agradecen a la doctora Irina Salgado-Bernal, de la Facultad de Biología de la Universidad de La Habana, Cuba, las facilidades otorgadas para el uso de las cepas tolerantes a metales pesados aisladas por ella en el río Almendares de La Habana, Cuba. Las primeras mediciones de plomo se realizaron en la Universidad Autónoma de Campeche, México, con el valioso apoyo del doctor Jorge Arturo Benítez-Torres.

Referencias

- Aquiáhuatl, M. A., & Pérez, M. L. (2004). *Manual de prácticas del laboratorio de microbiología general* (75 pp.). México, DF: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Barakat, M. A. (2010). New Trends in Removing Heavy Metals from Industrial Wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, 1016-1034.

- Barrera, C., Romero, M., & Martínez, S. (2003). Chemical and Electrochemical Considerations on the Removal Process of Hexavalent Chromium from Aqueous Media. *Journal of Applied Electrochemistry*, 33, 61-71.
- Becerra-Castro, C., Monterroso, C., Prieto-Fernández, A., Rodríguez-Lamas, L., Loureiro-Viñas, M., Acea, M. J., & Kidd, P. S. (2012). *Pseudometallophytes colonising Pb/Zn Mine Tailings: A Description of the Plant-Microorganism-Rhizosphere Soil System and Isolation of Metal-tolerant bacteria. Journal of Hazardous Materials*, 217-218, 350-359.
- Black, J. G. (1999). *Microbiology: Principles and Explorations* (786 pp.). 4th edition. New York: Prentice Hall.
- CEPIS (2001). *Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales* (24 pp.). Washington, DC: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Organización Panamericana de la Salud, División de Salud y Ambiente, Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud.
- Cheng, S., Grosse, W., Karrenbrock, F., & Thoennessen, M. (2002). Efficiency of Constructed Wetlands in Decontamination of Water Polluted by Heavy Metals. *Ecological Engineering*, 18, 317-325.
- Chong, H. L. H., Ahmad, M. N., & Lim, P. E. (2009). Growth of *Thypha angustifolia* and Media Biofilm Formation in Constructed Wetlands with Different Media. *Borneo Sciences*, 25(1), 11-21.
- Clemens, S. (2006). Toxic Metal Accumulation, Responses to Exposures and Mechanisms of Tolerance in Plants. *Biochemie*, 88, 1707-1719.
- Clemens, S., Plamgren, M. G., & Kramer, U. (2002). A Long Way Ahead: Understanding and Engineering Plant Metal Accumulation. *Trends Plant Science*, 7, 309-315.
- Çolak, F., Atar, N., Yazicioğlu, D., & Olgun, A. (2011). Biosorption of Lead from Aqueous Solutions by *Bacillus* Strains Possessing Heavy-metal Resistance. *Chemical Engineering Journal*, 173(2), 422-428.
- Congeevaram, S., Dhanaran, S., Park, J., Dexilin, M., & Kaliannan, T. (July, 2007). Biosorption of Chromium and Nickel by Heavy Metal Resistant Fungal and Bacterial Isolates. *Journal of Hazardous Materials*, 146(1-2), 270-277.
- Crites, R., & Tchobanoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones* (776 pp.). Bogotá: McGraw-Hill.
- De, J., Ramaiah, N., & Vardanyan, L. (2008). Detoxification of Toxic Heavy Metals by Marine Bacteria Highly Resistant to Mercury. *Marine Biotechnology*, 10, 471-477.
- Deng, H., Ye, Z. H., & Wong, M. H. (November, 2004). Accumulation of Lead, Zinc, Cooper and Cadmium by 12 Wetland Plant Species Thriving in Metal-contaminated Sites in China. *Environmental Pollution*, 132(1), 29-40.
- De Souza, M. P., Huang, C. P. A., Chee, N., & Terry, N. (August, 1999). Rhizosphere Bacteria Enhance the Accumulation of Selenium and Mercury in Wetland Plants. *Planta*, 209(2), 259-263.
- Di Salvatore, M., Carafa, A. M., & Carratú, G. (November, 2008). Assessment of Heavy Metal Phytotoxicity Using Seed Germination and Root Elongation Tests: A Comparison of Two Growth Substrates. *Chemosphere*, 73(9), 1461-1464.
- DOF (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*. México, DF: Poder Ejecutivo Federal.
- Filali, B. K., Taoufik, J., Zeroyal, Y., Dzairi, F.Z., Talbi, M., & Blaghghen, M. (2000). Waste Water Bacterial Isolate Resistant to Heavy Metal and Antibiotics. *Current Microbiology*, 41, 151-156.
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of Heavy Metal Ions from Wastewaters: A Review. *Journal of Environmental Management*, 92, 407-418.
- Guerinot, M. L. (May, 2000). The ZIP Family of Metal Transporters. *Biochemica et Biophysica Acta (BBA)-Biomembranes*, 1465(1-2), 190-198.
- Han, F. X., Su, Y., Monts, D. L., Waggoner, C. A., & Plodinec, M. J. (September, 2006). Binding, Distribution, and Plant Uptake of Mercury in a Soil from Oak Ridge, Tennessee, USA. *Science of the Total Environment*, 368(2-3), 753-768.
- He, M., Li, X., Liu, H., Miller, S.J., Wang, G., & Rensing, C. (2011). Characterization and Genomic Analysis of a Highly Chromate Resistant and Reducing Bacterial Strain *Lysinibacillus fusiformis* ZC1. *Journal of Hazardous Materials*, 185(2-3), 682-688.
- INE (2004). Instituto Nacional de Ecología. La contaminación por mercurio en México. *Gaceta Ecológica*, 72, 21-34.
- Jin, R. C., Yang, G. F., Yu, J. J., & Zheng, P. (2012). The Inhibition of the Anammox Process: A Review. *Chemical Engineering Journal*, 197, 67-79.
- Kabatas-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). *Trace Elements in Soils and Plants* (412 pp.). 3th edition. Florida, USA: CRC Press.
- Kadlec, R. H., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., & Haberl, R. (2000). *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. London: IWA Publishing, 156 pp.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment Wetlands* (1016 pp.). 2nd edition. Florida, USA: CRC Press.
- Karvelas, M., Katsoyiannis, A., & Samara, C. (2003). Occurrence and Fate of Heavy Metals in the Wastewater Treatment Process. *Chemosphere*, 53(10), 201-210.
- Khan, S., Ahmad, I., Shah, M. T., Rehman, S., & Khaliq, A. (2009). Use of Constructed Wetlands for the Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewater. *Journal of Environmental Management*, 90, 3451-3457.
- Kröpfelová, L., Vymazal, J., Švehla, J. Y., & Štíhová J. (April, 2009). Removal of Trace Elements in Three Horizontal Sub-surface Flow Constructed Wetlands in the Czech Republic. *Environmental Pollution*, 157(4), 1186-1194.

- Kumar, M., Kaur, N., Gautam, K., Pathak, R. K., Khasa, Y. P., & Gupta, L. R. (2013). Reporting Heavy Metal Resistance Bacterial Strains from Industrially Polluted Sites of Northern India Using Fatty Acid Methyl Ether (FAME) Analysis and Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES). *Advanced Science Letters*, 19(11), 3311-3314.
- Lavado, C., Sun, M. R., & Bendezu, S. (2010). Adsorción de plomo de efluentes industriales usando carbones activados con H_3PO_4 . *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 76(2), 1810-1836.
- Loredo, J., Álvarez, R., & Ordóñez, A. (2003). Release of Toxic Metals and Metalloids from Los Ruedos Mercury Mine (Asturias, Spain). *Science of the Total Environment*, 340, 247-260.
- Lüderitz, V. (2004). Towards Sustainable Water Resources Management: A Case Study from Saxony-Anhalt, Germany. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 15(1), 17-24.
- Lyer, A., Mody, K., & Jha, B. (March, 2005). Biosorption of Heavy Metals by a Marine Bacterium. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 340-343.
- Mant, C., Costa, S., Williams, J., & Tambourgi, E. (October, 2006). Phytoremediation of Chromium by Model Constructed Wetland. *Bioresource Technology*, 97(15), 1767-1772.
- Masters, G., & Ela, W. (2008). *Introduction to Environmental Engineering* (708 pp.). 3th edition. New York: Prentice Hall.
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy Metals, Occurrence and Toxicity for Plants: A Review. *Environmental Chemical Letters*, 8, 199-216.
- Nies, D. H. (June, 2003). Efflux Mediated Heavy Metals Resistance in Prokaryotes. *FEMS Microbiology Reviews*, 27(2-3), 313-339.
- Orduña-Bustamante, M. A., Vaca-Mier, M., Escalante-Estrada, J. A., & Durán-Domínguez-De-Bazúa, M. C. (2011). Nitrogen and Potassium Variation on Contaminant Removal for a Vertical Subsurface Flow Lab Scale Constructed Wetland. *Bioresource Technology*, 102, 7745-7754.
- Puigagut, J., Caselles-Osorio, A., Vaello, N., & García, J. (2008). Fractionation Biodegradability and Particle-size Distribution of Organic Matter in Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetland (pp. 289-297). In J. Vymazal (Ed.). *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands*. ed. Czech Republic: Springer Netherlands.
- Ramírez, R. M., Luna, B., Velázquez, O., Hernández, L., Müggenburg, I., Camacho, A., & Urzúa, M. C. (2011). *Manual de prácticas de microbiología general* (159 pp.) Sexta edición. México, DF: Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rathnayake, I. V. N., Megharaj, M., Bolan, N., & Naidu, R. (2010). Tolerance of Heavy Metals by Gram Positive Soil Bacteria. *International Journal of Civil and Environmental Engineering and Technology*, 2(4), 191-195.
- Salgado-Bernal, I., Carballo-Valdés, M. E., Martínez-Sardiñas, A., Cruz-Arias, M. & Durán-Domínguez-De-Bazúa, M. C. (julio-septiembre, 2012). Interacción de aislados bacterianos rizosféricos con metales de importancia ambiental. *Rhizosphere Bacterial Isolates Environmentally Significant Metals. Tecnología y Ciencias del Agua*, 3(3), 83-95.
- Schalk, I. J., Hannaver, M., & Braud, A. (2011). New Roles for Bacterial Siderophores in Metal Transport and Tolerance. *Environmental Microbiology*, 13(11), 2844-2854.
- Schlüter, K. (January, 2000). Review: Evaporation of Mercury from Soils. An Integration and Synthesis of Current Knowledge. *Environmental Geology*, 39(3-4), 249-271.
- Sobrero, M. C., & Ronco, A. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.) (pp. 71-79). En G. Castillo (Ed.). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. G. . Ottawa: Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo e Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- SSA (2006). *Programa de Acción: Salud Ambiental* (210 pp.). México, DF: Secretaría de Salud, Programa Secretarial.
- USEPA (1996). *Method 3005A. Acid Digestion of Waters for Total Recoverable or Dissolved Metals for Analysis by FLAA or ICP Spectroscopy* (5 pp.). Cincinnati, Ohio: Environmental Protection Agency.
- USEPA (2000). *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters* (165 pp.). Cincinnati, Ohio: United States Environmental Protection Agency.
- Vaca, G., Wand, H., & Kusch, P. (April, 2005). Effect of Plants and Filter Materials on Bacteria Removal in Pilot Scale Constructed Wetlands. *Water Research*, 39(7), 1361-1373.
- Ventura, D. F., Simoes, A. L., Tomaz, S., & Costa, M. F. (2005). Colour Vision and Contrast Sensitivity Losses of Mercury Intoxicated Industry Workers in Brazil. *Environmental Research*, 77(2), 173-177.
- Viti, C., Pace, A., & Giovannetti, L. (2003). Characterization of Cr(VI)-resistant Bacteria Isolated for Chromium-contaminated Soil by Tannery Activity. *Current Microbiology*, 46, 1-5.
- Walter, I., Martínez, F., & Cala, V. (February, 2006). Heavy Metal Speciation and Phytotoxicity Effects of Three Representative Sewage Sludge for Agricultural Uses. *Environmental Pollution*, 139(3), 507-514.
- Williams, L. E., Pittman, J. K., & Hall, J. L. (May, 2000). Emerging Mechanisms for Heavy Metal Transport in Plants. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Biomembranes*, 1465(1-2), 104-126.
- Winter, K. J., & Goetz, D. (2003). The Impact of Sewage Composition on the Soil Clogging Phenomena of Vertical Flow Constructed Wetlands. *Water Science and Technology*, 48(5), 9-14.

- Wood, A. (1995). Constructed Wetlands in Water Pollution Control: Fundamentals to their Understanding. *Water Science and Technology*, 32(3), 21-29.
- Xie, X., Fu, J., Wang, H., & Liu, J. (June, 2010). Heavy Metal Resistance by Two Bacteria Strains Isolated from a Copper Mine Tailing in China. *African Journal of Biotechnology*, 9(26), 4056-4066.

Dirección institucional de los autores

M.I. Leonel E. Amábilis-Sosa
Dra. María del Carmen Durán-Domínguez-De-Bazúa

Facultad de Química
Universidad Nacional Autónoma de México
Conjunto E, Ciudad Universitaria s/n
Delegación Coyoacán
04510 México, D.F., MÉXICO
Teléfono: 52 (55) 5622 5300 al 04
leoamabilis@yahoo.com.mx
mcduran@unam.mx

Dra. Christina Siebe

Instituto de Geología
Universidad Nacional Autónoma de México
Ciudad Universitaria s/n
Delegación Coyoacán
04510 México, D.F., MÉXICO
Teléfono: 52 (55) 5622 4265, extensión 155
siebe@unam.mx

Dra. Gabriela Moeller-Chávez

Universidad Politécnica del Estado de Morelos
Paseo Cuauhnáhuac 566, Colonia Lomas del Texcal
62550 Jiutepec, Morelos, MÉXICO
Teléfono: 52 (777) 2293533
gabriela.moeller@gmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor

Evaluación de fuentes de materia orgánica fecal como inóculo en la producción de metano

• Olivia García-Galindo • Aurelio Pedroza-Sandoval* •
• José Antonio Chávez-Rivero • Ricardo Trejo-Calzada •
Universidad Autónoma Chapingo, México

*Autor de correspondencia

• Ignacio Sánchez-Cohen •
Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México

Resumen

García-Galindo, O., Pedroza-Sandoval, A., Chávez-Rivero, J. A., Trejo-Calzada, R., & Sánchez-Cohen, I. (marzo-abril, 2015). Evaluación de fuentes de materia orgánica fecal como inóculo en la producción de metano. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(2), 35-49.

Las energías alternativas están tomando auge ante los altos costos de los hidrocarburos fósiles y el impacto ambiental. El objetivo de este estudio fue determinar la mejor fuente de materia orgánica fecal como inóculo inicial a diferentes temperaturas en la producción de metano. Se establecieron reactores Batch de 1 000 ml en condiciones *in vitro*, a los cuales se les adicionó materia orgánica fecal y una solución microbiana como inóculo inicial. Se usó un diseño en bloques al azar con tres repeticiones. Se evaluaron cuatro fuentes de materia orgánica: humano, vaca, cerdo, cabra, más las combinaciones dobles posibles; cada tratamiento se sometió a temperaturas de 3, 37 y 50 °C. El pH con ligera tendencia hacia la acidez propició una mayor demanda química de oxígeno (DQO) y, por ende, mayor producción de metano. De acuerdo con la DQO, las fuentes orgánicas de cerdo y la combinación de cabra y cerdo fueron los mejores tratamientos ($P < 0.05$) en la producción de metano, principalmente a una temperatura de 37 °C. En una segunda fase de escalamiento del mejor tratamiento identificado en la fase *in vitro*, mediante uso de un reactor UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, por sus siglas en inglés), el pH se estabilizó hacia el valor neutro, con ligera tendencia al final hacia la acidez, haciendo más eficiente la remoción de la materia orgánica y, por tanto, la producción de metano.

Palabras clave: energía alternativa, gas metano, biogás, impacto ambiental.

Abstract

García-Galindo, O., Pedroza-Sandoval, A., Chávez-Rivero, J. A., Trejo-Calzada, R., & Sánchez-Cohen, I. (March-April, 2015). Evaluation of Different Sources of Organic Fecal Matter as Inoculum for Methane Production. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(2), 35-49.

The use of alternative energies is growing in light of the high costs of fossil fuels and their environmental impact. The objective of this study was to determine the best source of organic fecal matter for use as an initial inoculum in the production of methane, at different temperatures. Batch reactors of 1 000 ml were established *in vitro* and organic fecal matter and a microbial solution were added as an initial inoculum. A random block design with three repetitions was used. Four sources of organic matter were evaluated —human, cow, pig and goat— as well as the possible double combinations. Each treatment was subjected to temperatures of 3, 37 and 50 °C. A slightly acidic pH created a higher chemical oxygen demand (COD) and therefore a larger production of methane. According to the COD, organic matter from pigs and the combination of pigs and goats were the best treatments ($P < 0.05$) for the production of methane, primarily at a temperature of 37°C. The removal of organic matter was more efficient and thus methane production was improved during a second scaling phase of the best treatment identified in the *in vitro* stage, using a UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactor, with a pH stabilized near neutral and slightly acidic at the end of the experiment.

Keywords: Alternative energy, methane gas, biogas, environmental impact.

Recibido: 22/01/2014
Aceptado: 01/12/2014

Introducción

Desde el punto de vista ecológico, la carencia de agua y el impacto ambiental por el uso de energía fósil son algunos de los problemas más frecuentes en el planeta, principalmente en las zonas áridas, donde el recurso hídrico es el factor de mayor restricción. La producción de gas metano mediante digestión anaerobia y el tratamiento de aguas residuales para su reutilización es una alternativa viable donde la producción del biogás y el uso eficiente del agua representan una opción alternativa a la problemática regional (Fang, Ke, & Shang, 2004). En cuanto a la producción de biogás, se tiene que los principales gases de efecto invernadero (GEI) son el dióxido de carbono, el metano, los óxidos de nitrógeno y los cloro-fluorocarbonos, entre otros de menor efecto. El dióxido de carbono es uno de los de mayor impacto, el cual llega a la atmósfera por efectos de la actividad humana, como la quema de combustibles fósiles y la tala de bosques, que reduce la fijación biológica del CO₂ (Carmona, Bolívar, & Giraldo, 2005). El metano contribuye con 15% del calentamiento global. Es uno de los gases que posee mayor capacidad de generar efecto invernadero, 23 veces más que el CO₂; por fortuna, no se encuentra en grandes cantidades en la atmósfera, pero es importante no permitir que se incremente su presencia (Moss & Givens, 2000). Una de las fuentes que lo genera es la producción animal, en particular la cría de rumiantes: bovinos, caprinos, ovinos, búfalos y camélidos. Estos animales digieren los alimentos mediante un proceso que se conoce como "fermentación entérica", donde los microorganismos presentes en el aparato digestivo (rumen) fermentan los alimentos; esta fermentación libera hacia la atmósfera metano como subproducto. En los no rumiantes, la fermentación ocurre en el intestino grueso y las bacterias tienen una capacidad muy inferior de generar metano (McCaughy, Wittenberg, & Corrigan, 1999).

Así, la cantidad de metano liberado dependerá del tipo de animal, tipo y digestibilidad

de alimento y nivel de producción. Asimismo, el manejo del estiércol es causante de emisiones de metano y óxido nitroso. Los animales alimentados en confinamiento con raciones de alimentos concentrados de alto valor energético producen un estiércol con el doble de capacidad de emisión de metano, en relación con el estiércol del ganado que consume forraje voluminoso (Orrico-Junior, Orrico, & Júnio, 2011).

No obstante lo anterior, desde el punto de vista antropocéntrico, la producción de alimentos de origen animal y principalmente de los rumiantes es una necesidad, pero no debe ser causa para seguir ignorando el problema; por el contrario, es necesario analizar soluciones alternativas, aunque no tanto en erradicar el problema por la complejidad que ello implica, sino encaminadas a mitigar el impacto negativo que genera este tipo de actividades. Desde el punto de vista ecológico, una opción es la identificación de usar este tipo de desechos de acuerdo con su potencial de generación de gases de efecto invernadero (GEI), como el metano; por un lado, usarlos como fuente de materia prima y, por otro, hacer uso de energías alternativas, como los biocombustibles, en las necesidades domésticas o inclusive industriales que hoy día demanda la sociedad. Desde esta perspectiva, los biocombustibles constituyen una opción importante ante la demanda actual energética en los ámbitos nacional e internacional, ya que pueden ser utilizados como fuente energética para diferentes usos, con lo cual se mitiga el efecto de los GEI y se abona a la sustentabilidad de los procesos naturales (Carere, Sparling, Cicek, & Levin, 2008). En particular, la producción de metano a partir de desechos orgánicos es una alternativa viable y cada vez de mayor pertinencia. En las zonas rurales de los países en desarrollo, diversas biomásas de celulosa están disponibles en abundancia y, además, tienen un buen potencial para satisfacer las demandas de energía, en especial en el sector doméstico (Shanta & Ramakant, 2010). Con base en lo anterior, la producción de biogás mediante digestión anaerobia con uso de reactores

Batch tipo ASBR (Anaerobic Sequencing Batch Reactor, por sus siglas en inglés) es cada vez más común, por las ventajas que presenta este tipo de dispositivos: facilidad de operación, tratamiento efectivo de compuestos de difícil degradación, como el fenol, y estabilidad del proceso ante cambios de temperatura (Guieysse, Wikström, Forsman, & Mattiasson, 2001; Bermúdez, Rodríguez, Martínez, & Terry, 2003; Chen, Cheng, & Creamer, 2008). Además, los resultados obtenidos en este tipo de reactores facilitan la toma de decisiones al momento de diseñar y construir un sistema de tratamiento para la producción de biogás, el cual debe considerar: 1) la máxima protección a la salud pública y el ambiente, y 2) que tenga los mínimos costos de construcción y operación (Lorenzo & Obaya, 2006). En este escenario surge la necesidad de evaluar la eficiencia de los reactores tipo UASB en el tratamiento de aguas residuales, como opción de doble propósito: producir biogás y tratar aguas residuales para su reúso en regiones donde el agua es una limitante, pero que, a su vez, son regiones productoras de altas cantidades de materia orgánica (estiércoles), como es la situación del área de estudio.

Los reactores del tipo UASB presentan una serie de ventajas sobre los sistemas aerobios convencionales, siendo las principales: un menor costo de implementación y manutención; menor producción de lodos excedentes; menor consumo de energía eléctrica, y simplicidad del funcionamiento (Ramírez & Koetz, 1998). De esta manera, los filtros anaerobios son relativamente pequeños, fáciles de construir, presentan buenas eficiencias de remoción de materia orgánica (Castillo, Solano, & Rangel, 2006) y mejoran el grado de tratamiento de las aguas para las etapas subsecuentes, ya que en ellos hay mayor concentración de bacterias que en otros sistemas, lo cual permite operar con velocidades de carga orgánica más elevadas, además de minimizar problemas de colmatación por sólidos y reducir la posibilidad de cortocircuitos.

Con base en lo anteriormente expuesto, el estudio tuvo como objetivo identificar la o

las mejores fuentes de materia orgánica fecal o sus combinaciones en la producción de gas metano a diferentes temperaturas mediante degradación anaeróbica con uso de reactores Batch y, en una segunda etapa experimental, probar el mejor tratamiento de la primera fase para su aplicación en un reactor UASB en la producción de biogás.

Materiales y métodos

Ubicación geográfica

El estudio se realizó en condiciones *in vitro* en el laboratorio de la Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas (URUZA) de la Universidad Autónoma Chapingo (UACH) en Bermejillo, Mapimí, Durango, México. La región se ubica en las coordenadas 104° 36' 36" y 103° 33' 36" longitud oeste, y los 26° 5' 24" y 25° 28' 48" de latitud norte. Además, se contó con el apoyo del Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, ubicado en el kilómetro 9.6 Libramiento Norte, carretera Irapuato-León, 36821 Irapuato, Guanajuato, México, localizado en las coordenadas 20° 43' 8" norte, 101° 19' 43" oeste (García, 1973).

Colecta de muestra

Los diferentes materiales orgánicos usados como fuente de inóculo para la producción de metano se obtuvieron de distintos sitios del área de influencia de la URUZA: la materia orgánica de humano se obtuvo del cárcamo recolector de aguas negras; la de cerdo, cabra y bovino, de la propia granja pecuaria universitaria. Las muestras fueron colectadas en frascos de plástico transparente de un litro de capacidad, los cuales fueron cerrados una vez recolectadas las muestras y transportadas al laboratorio.

Establecimiento y operación del reactor Batch

El estudio se estableció en reactores Batch de 1 000 ml de capacidad, de acuerdo con lo citado por Guieysse *et al.* (2001). Para ello se

colocaron primero 10 g de trozos de plástico de botella, como soporte inerte para favorecer la formación de la biopelícula bacterial, después de haber aplicado el inóculo tanto de material orgánico fecal como microbiano. El consorcio bacteriano aplicado dentro de los reactores consistió en 50 ml de solución, conteniendo una diversidad de bacterias anaeróbicas dentro de las que destacan *Pseudomonas* spp. y *Brevibacillus* sp., entre otras, las cuales degradan la materia orgánica mediante un proceso anaeróbico. El consorcio utilizado fue proporcionado por la planta tratadora de aguas residuales del municipio de Lerdo, Durango. Se emplearon 4 g de materia fecal para cada fuente de inóculo, diluido en 700 ml de agua, en cada uno en los reactores de régimen estacionario o también denominados Batch tipo ASBR (Anaerobic Sequencing Batch Reactor) (Guieysse *et al.*, 2001). La cantidad de 4 g por reactor en 700 ml de agua fue determinada de manera proporcional a la carga orgánica promedio que la mayor parte de las aguas residuales tiene en la región de estudio, en la perspectiva de que la información que se pueda generar pueda ser aplicada, en caso positivo, para la producción de biogás y, al mismo tiempo, obtener aguas residuales tratadas. Una vez que se introdujo el material orgánico, los reactores se cerraron y se extrajo el aire hasta llevarlos a condiciones de anaerobiosis (figura 1). Después se tomó una muestra de gas con ayuda de una aguja y tubo vacutainer. La muestra se almacenó para

su posterior cuantificación; este mismo procedimiento se hizo cada semana hasta finalizar el experimento, el cual se estableció durante el periodo de noviembre y diciembre de 2011, con la finalidad de identificar la producción de metano durante las diferentes etapas de crecimiento bacteriano del consorcio. Por tal motivo, el tiempo de retención hidráulico fue de 30 días, tomando sólo en consideración 28 para fines prácticos del experimento.

Diseño experimental

Se usó un diseño de bloques al azar con tres repeticiones. Un factor de variación fue las fuentes de materia orgánica fecal (FMOF): vaca (V), humano (H), cabra (Ca) y cerdo (Ce), y las diferentes combinaciones simples V-H, V-Ca, V-Ce, H-Ca, H-Ce, Ca-Ce, más el testigo; el otro factor de variación fue el de las temperaturas a las cuales se sometieron cada uno de los tratamientos: 3, 37 y 50 °C, mediante uso de incubadora para las temperaturas de 37 y 50 °C, y refrigerador para la temperatura de 3 °C. Fue un total de 33 tratamientos producto del factorial 11 x 3.

Variables evaluadas

Potencial de hidrógeno (pH), medido con el potenciómetro Conductronic PC45; demanda química de oxígeno (DQO) como parámetro para establecer la remoción de materia orgánica



Figura 1. Preparación y montaje de los reactores Batch en el laboratorio.

nica, medido mediante colorímetro HACH DR/890; producción de gas metano (CH_4), obtenido mediante análisis de cromatografía de gases (CG) con uso de equipo Agilent Technologies, modelo 7890. Las variables de pH y DQO se midieron al inicio y final del experimento, correspondientes al 24 de noviembre y 15 de diciembre de 2011, respectivamente. Lo anterior, de acuerdo con los tiempos de análisis de agua-determinación mediante la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, de acuerdo con la norma NMX-AA-154-SCFI-2011, que hace alusión a los criterios para la determinación en particular de la demanda química de oxígeno total y potencial de hidrógeno (Semarnat, 2011). Durante el transcurso del proyecto se realizaron cuatro mediciones de metano de forma semanal, para posteriormente cuantificarlo mediante cromatografía de gases.

En la fase de escalamiento se diseñó y montó un reactor UASB de 1 000 litros de capacidad. Con base en el mejor tratamiento resultado de la fase *in vitro*, se procedió a coleccionar materia orgánica de cerdo y cabra. Para ello se emplearon 4 kg de materia orgánica (2 kg de cerdo y 2 kg de cabra), 10 kg de soporte inerte basado en plástico de botellas y 50 l de consorcio bacteriano. Lo anterior en forma proporcional al peso y volumen usado en la fase *in vitro*. Una vez montado el reactor y obtenida la formación de la película, se adicionó la materia orgánica a tratar y se monitorearon la temperatura, potencial de hidrógeno y demanda química de oxígeno. El monitoreo fue cada tercer día, por un periodo de 33 días, dando un tiempo de retención hidráulica de 24 horas por carga de 1 000 l. Con base en estas determinaciones, se estimó la producción de gas metano a partir de la ecuación identificada por Cámara, Hernández y Paz (s/f), mediante la ecuación:

$$V\text{CH}_4 = (0.3516) [(S_0 - S) (1/1\ 000) 1.42Px]$$

Donde:

$V\text{CH}_4$ = volumen de metano (m^3).

S_0 = DQO última del influente (mg l^{-1}).

S = DQO última de efluente (mg l^{-1}).

Px = masa neta de tejido celular producida diariamente (kg día^{-1}).

Resultados y discusión

De acuerdo con los análisis estadísticos realizados ($P \leq 0.05$), no se identificó efecto de interacción entre los factores de variación en estudio, correspondiente a las fuentes de materia orgánica fecal y temperaturas, por lo cual se procedió a hacer un análisis por separado de cada factor de variación.

Potencial de hidrógeno

El potencial de hidrógeno (pH) varió de forma significativa ($P \leq 0.05$) al inicio del experimento, dependiendo de la fuente de materia orgánica. Los valores más altos, que fueron superiores a 8, correspondieron a las fuentes orgánicas de H, Ce, H-Ce, H-Ca y Ce-Ca; en tanto que el resto registró pH menores que 7. En el pH final se identificó una mayor estandarización hacia el valor neutro (7.2), lo cual es un medio más favorable para el desarrollo microbiano (cuadro 1). El pH es un parámetro crítico en el crecimiento de microorganismos, ya que cada tipo de microorganismo sólo puede crecer en un rango estrecho de pH, fuera del cual decrece el crecimiento de su población. Durante la fase de crecimiento poblacional de los microorganismos, éstos modifican el pH del medio que los contiene, por lo general hacia la acidez, lo cual puede deberse a diversos factores, uno de los cuales es la liberación de productos de reacciones metabólicas. Van Haandel y Britz (1994) indican que el valor y la estabilidad del pH en un reactor es importante debido a que la actividad metanogénica es altamente vulnerable a los cambios de pH, comparada con las demás poblaciones presentes; si el pH es inferior a 6.3 o superior que 7.8, la metanogénesis disminuye de manera significativa. A valores bajos de pH, la fermentación ácida prevalece sobre la fermentación metanogénica, resultando en la acidificación del contenido del reactor.

Cuadro 1. Efecto de la fuente de materia orgánica fecal (FMOF) en el potencial de hidrógeno inicial y final.

FMOF	pHi	Phf
Sin MOF	7.0 k	7.1 ab
V	7.5 i	7.2 ab
H	8.5 a	7.2 ab
Ca	7.4 j	6.9 b
Ce	8.0 e	7.3 a
H-V	7.9 f	7.2 ab
H-Ca	8.3 c	7.2 ab
H-Ce	8.4 b	7.4 a
V-Ca	7.7 h	7.3 a
V-Ce	7.9 g	7.3 a
Ce-Ca	8.2 d	7.2 ab
Promedio	7.8	7.2

Prueba de Tukey ($P \leq 0.05$). Cifras con diferente letra dentro de una misma columna son estadísticamente diferentes; pHi = potencial de hidrógeno inicial; pHF = potencial de hidrógeno final.

Los resultados anteriores fueron similares a los reportados por Martínez, Maldonado, Ríos y Garza (2008), quienes trabajaron con aguas complejas en sistemas de tratamiento con biopelículas, y observaron que los valores de pH variaron entre 6 y 9, con un promedio hacia el valor neutro, lo cual indica que en estas condiciones, la actividad microbiana se comporta de forma eficiente. Van Kessel y Russell (1995) indican que las bacterias metanógenas son sensibles a pH bajos y que la inhibición de la metanogénesis es causada por la toxicidad de los ácidos de la fermentación que se produce en estas condiciones.

Demanda química de oxígeno

Respecto a la eficiencia de remoción de la materia orgánica identificada a través de la DQO, se encontró que la materia fecal de vaca, la combinación vaca-humano y vaca-cabra (74.7, 88.4 y 82.01%, respectivamente) y la combinación humano-cabra (83.92%) son las que mostraron una mejor eficiencia en la remoción de la materia orgánica ($P < 0.05$). Lo anterior puede estar relacionado con que el consorcio bacteriano utilizado se haya adaptado de forma más fácil a estas combinaciones de fuente de inóculo fecal, en comparación con la materia fecal de

cerdo y las combinaciones de éste con las excretas humanas y de vaca, las cuales mostraron tener una menor eficiencia (56.4, 58.5 y 49.22%, respectivamente). De todo ello se deduce que el consorcio bacteriano requirió de un tiempo mayor en adaptarse al estiércol de cerdo por ser un material fecal de mayor complejidad, desarrollándose una mayor actividad de degradación, lo cual requirió, a su vez, un mayor tiempo de adaptación del consorcio bacteriano utilizado. El testigo registró valores prácticamente nulos de DQO, lo cual es congruente, dada la ausencia de materia orgánica (cuadro 2). De esta manera, se tiene que la DQO está relacionada de modo directo con la actividad de degradación de la materia orgánica y la producción de metano, ya que la digestión anaerobia es un proceso de transformación y no de destrucción de la materia orgánica; como no hay presencia de un oxidante en el proceso, la capacidad de transferencia de electrones de la materia orgánica permanece intacta en el metano producido. En vista de que no hay oxidación, se tiene que la DQO teórica del metano equivale a la mayor parte de la DQO de la materia orgánica digerida (de 90 a 97%), y una mínima parte es convertida en lodo (de 3 a 10%). En las reacciones bioquímicas que ocurren en la digestión anaerobia, sólo una

Cuadro 2. Efecto de diferentes fuentes de materia orgánica fecal (FMOF) en la demanda química de oxígeno inicial (DQOI) y final (DQOF).

FMOF	DQOI (mg l ⁻¹)	DQOF (mg l ⁻¹)
Sin MOF	0.00 h	6.1 f
V	916.5 e	232.3 cde
H	564.0 g	183.0 def
Ca	1 500.0 b	364.0 bcd
Ce	1 516.6 a	660.5 a
H-V	744.0 f	86.3 ef
H-Ca	1 500.0 b	241.1 cde
H-Ce	1 005.8 d	416.8 bc
V-Ca	1 500.0 b	269.8 cde
V-Ce	1 074.0 c	545.3 ab
Ce-Ca	1 500.0 b	561.6 ab

Prueba de Tukey ($P \leq 0.05$). Cifras con diferente letra dentro de una misma columna son estadísticamente diferentes.

pequeña parte de la energía libre es liberada, mientras que la mayor parte de esa energía permanece como energía química en el metano producido (Rodríguez, s/f).

Asimismo, la DQO inicial fue estadísticamente mayor que los 37 °C con un valor de 1 077.6 mg l⁻¹, en relación con los 1 073.1 demandados en las temperaturas extremas (3 y 50 °C), entre las cuales no hay diferencia estadística. De igual forma, a 3 °C, la DQO final fue significativamente mayor, siguiéndole en importancia la de 50 °C; por último, la más baja fue la de 37 °C (figura 2). El aparente contraste de valores entre la DQOI y la DQOF puede deberse a la velocidad de degradación, donde la temperatura de 37 °C fue la de mayor actividad, de tal manera que al final ya no había materia orgánica suficiente por degradar, con lo cual inicia la cuarta etapa de la cinética de crecimiento bacteriano, conocida como la fase de muerte del consorcio. Esto puede indicar que la mayor parte de los microorganismos que conforman el consorcio bacteriano pueden ser del tipo mesófilo, es decir, adaptados a rangos de temperatura óptimos entre los 20 y 40 °C, donde se tiene la mayor actividad de degradación de la materia orgánica y reflejada ésta por los valores de DQO.

Producción de gas metano

El comportamiento a través del tiempo de la producción de gas metano —tomando como prototipo los dos tratamientos tanto en DQO como de producción de metano (Ce y Ce-Ca)— muestra una fase de crecimiento exponencial a partir de los siete días después de iniciado el experimento (DDIE), lo cual se mantiene hasta los 14 DDIE, expresándose en una alta actividad de degradación de materia orgánica, reflejada por la alta demanda química de oxígeno, lo cual finalmente se expresa en una mayor producción de metano. De los 14 a los 21 DDIE, se identifica una fase de estabilización e inicio de decremento de la producción de metano, posiblemente asociado con la fase de decremento de la carga orgánica como alimento de la población microbiana y también por el cambio dentro de la actividad enzimática, donde el consumo de sustrato será sólo para mantenerse. A partir de los 21 y hasta los 28 DDIE se produce la fase de muerte de los microorganismos, reflejándose en la menor tasa de producción de metano, lo anterior asociado con la falta de materia orgánica fecal (figura 3). Este proceso es similar a lo reportado por Sanz (2011), y Behling, Caldera, Marín, Rincón y

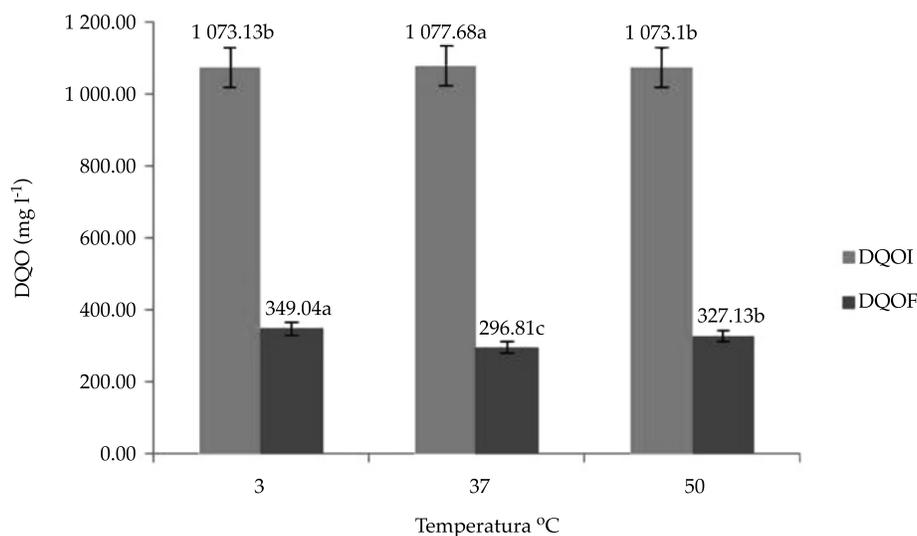


Figura 2. Efecto de la temperatura (T) en la DQO obtenida de los valores promedio de todos los tratamientos de las fuentes de materia orgánica fecal. Prueba de Tukey ($P < 0.05$). Cifras con letras diferentes sobre las barras apareadas son estadísticamente diferentes. DQOI = demanda química de oxígeno inicial. DQOF = demanda química de oxígeno final.

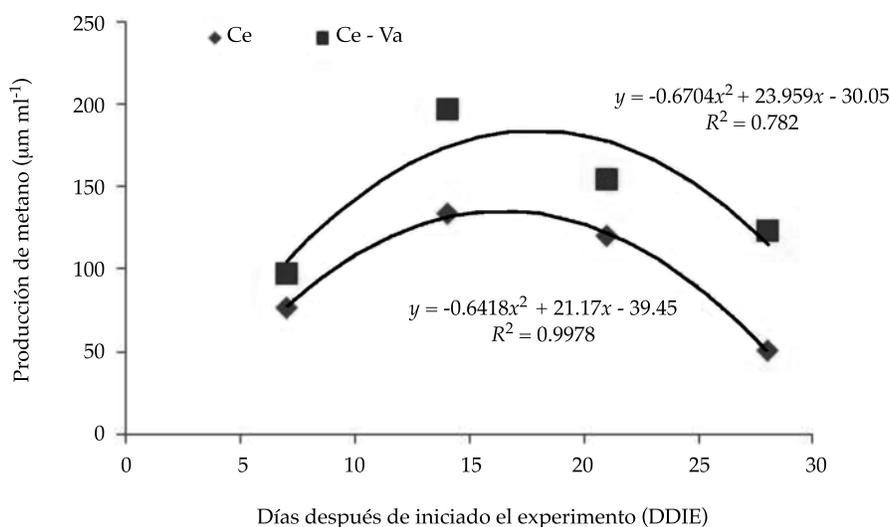


Figura 3. Comportamiento temporal en la producción de metano a los 7, 14, 21 y 28 días después de iniciado el experimento.

Fernández (2005), quienes indican la existencia de una baja producción de metano en la etapa de adaptación en los primeros cinco días; una producción exponencial dentro del rango de 5 a 15 días; una etapa de estabilización del día 15 al 20, y una disminución en la etapa de muerte de los días 20 a 25.

Los mejores tratamientos en la producción de metano fueron las fuentes de materia orgánica fecal de cerdo (Ce) y la combinación de cerdo-cabra (Ce-Ca) y vaca-cerdo (V-Ce), con valores de 133.2, 197.4 y 154.9 $\mu\text{m ml}^{-1}$ a los 14 DDIE, respectivamente. Esta etapa fue la de máxima producción de metano en la mayoría

de los tratamientos. El resto de los tratamientos está en valores menores a los antes citados, sin una gran variación estadística entre ellos. Las fuentes orgánicas de humano (H) y la combinación de vaca-humano (V-H) fueron los de menor efecto en la producción de metano, sin diferencia estadística con el testigo (cuadro 3), lo cual es congruente con lo identificado en el análisis estadístico de la DQO.

Respecto a la temperatura, se obtuvo que la producción de metano fue significativamente mayor a los 37 y 50 °C, excepto esta última en la primera y tercera evaluación. Lo anterior es congruente, dado que se espera que a mayor temperatura se acelere el proceso de degradación de la materia orgánica y, por ende, haya una mayor producción de biogás, siendo la de 37 °C la más consistente a lo largo del periodo del experimento; las temperaturas extremas tienden a inhibir dicho proceso (figura 4).

Lo anterior es relevante, pues la temperatura de 37 °C es la más frecuente durante el periodo de primavera-verano en la región de estudio, lo cual permitiría tener una buena producción de metano usando materia orgánica de cerdo o la combinación de ésta con la de cabra; ambos insumos orgánicos son de alta frecuencia en el área de influencia donde se

llevó a cabo el estudio, que se destaca por la explotación intensiva de este tipo de especies ganaderas (Sagarpa-Ceiegdrs, 2003). Los resultados anteriores coinciden con lo reportado por Martínez *et al.* (2008), quienes indican que las condiciones de temperatura óptima para el tratamiento de agua residual se encuentra entre 30 y 40°C, puesto que en rangos inferiores a 15 °C o superiores a 45 °C, el crecimiento de bacterias es inhibido, provocando una disminución en la eficiencia de remoción de DQO.

Desde el punto de vista de correlación entre variables se identificó una correlación significativa entre el pH y la DQO: entre mayor es aquél, mayor es la DQO y a la inversa, lo cual es identificable en la DQO inicial ($P = 0.0014$) y la DQO final ($P = 0.003$). De igual forma se corrobora lo citado en la primera parte de los resultados: hay una correlación positiva significativa entre la DQO y la producción de metano (CH_4), donde la correlación de la DQO inicial y la producción de metano es altamente significativa ($P = 0.0001$), y la DQO final es significativa ($P = 0.0146$). En cuanto a la relación entre el pH con la producción de metano, se identificó que al principio no hay efecto del pH inicial con la producción de metano, pero sí con el pH final ($P = 0.0008$) (cuadro 4), lo que

Cuadro 3. Efecto de la fuente de materia orgánica fecal (FMOF) en la producción de metano.

FMOF	P. CH_4 ($\mu\text{m ml}^{-1}$) 7 DDIE	P. CH_4 ($\mu\text{m ml}^{-1}$) 14 DDIE	P. CH_4 ($\mu\text{m ml}^{-1}$) 21 DDIE	P. CH_4 ($\mu\text{m ml}^{-1}$) 28 DDIE
Sin MOF	0.24 d	0.2 d	0.2 d	0.2 b
V	18.0 cd	48.46 cd	38.7 bcd	33.1 ab
H	0.74 d	0.3 d	0.4 d	0.4 b
Ca	54.2 abc	72.7 bcd	103.2 abc	37.7 ab
Ce	76.6 ab	133.2 abc	120.0 ab	50.8 ab
H-V	4.3 cd	6.4 d	3.5 d	4.1 b
H-Ca	14.5 cd	22.1 d	8.0 cd	20.9 ab
H-Ce	46.2 bcd	83.2 bcd	40.7 bcd	92.7 ab
V-Ca	31.3 dcd	42.0 cd	16.7 cd	47.0 ab
V-Ce	80.0 ab	154.9 ab	85.8 abcd	127.1 a
Ce-Ca	97.0 a	197.4 a	154.0 a	123.2 a

Prueba de Tukey ($P < 0.05$). Cifras con diferentes letras dentro de una misma columna son estadísticamente diferentes. DQOI = demanda química de oxígeno inicial; DQOF = demanda química de oxígeno final; P. CH_4 = producción de gas metano; DDIE = días después de iniciado el experimento.

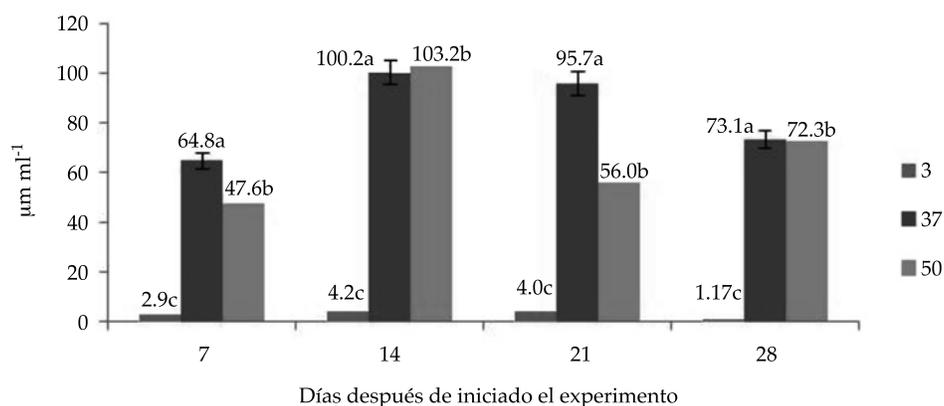


Figura 4. Efecto de la temperatura final en la demanda química de oxígeno y la producción de gas metano a partir del promedio de las diferentes fuentes de materia orgánica fecal. Prueba de Tukey ($P < 0.05$). Cifras con diferentes letras dentro de cada bloque de columnas son estadísticamente diferentes.

Cuadro 4. Análisis de correlación de Pearson entre las variables de potencial de hidrógeno (pH), demanda química de oxígeno (DQO) y producción de metano (CH₄).

	PHI	DQOI	PICH ₄	PHF	DQOF	PFCH ₄
PHI	1.00000	0.31625 0.0014	0.10176 0.3162	0.22235 0.0270	0.29541 0.0030	0.12638 0.2126
DQOI		1.00000	0.41026 < 0.0001	0.04887 0.06310	0.58003 < 0.0001	0.24470 0.0146
PICH ₄			1.00000	0.27543 0.0058	0.36984 0.0002	0.69855 < 0.001
PHF				1.00000	0.05959 0.5579	0.33051 0.0008
DQOF					1.00000	0.29200 0.0034
PICH ₄						1.00000

PHI = potencial de hidrógeno inicial; PHF = potencial de hidrógeno final; DQOI = demanda química de oxígeno inicial; DQOF = demanda química de oxígeno final; PICH₄ = producción inicial de gas metano; PFCH₄ = producción final de gas metano.

confirma que la actividad microbiana es mejor en pH neutros que en pH alcalino (Van Kessel & Russell, 1995).

En relación con la fase de escalamiento del mejor tratamiento identificado en la fase *in vitro* (materia fecal cerdo-cabra), se observó un efecto estadísticamente significativo ($P \leq 0.05$) entre los días de muestreo en DDIE para el potencial de hidrógeno, temperatura y demanda química de oxígeno, lo cual indica la variabilidad del proceso a través del tiempo (cuadro 5).

Al inicio del experimento, el potencial de hidrógeno (pH) fue significativamente más

alcalino, cercano a valores de 8; en tanto que el resto del periodo se mantuvo más hacia el valor neutro con valores de 7, hasta finalizar con una tendencia hacia la acidez, con valores de 6.3. Lo anterior se debe a la liberación de productos de reacciones secundarias de las bacterias que conformaron el consorcio bacteriano. El pH de esta fase de estudio osciló entre 8.0 y 6.3 como pH inicial y pH final, respectivamente, en relación directa con los parámetros establecidos por Van Haandel y Britz (1994), lo cual se vio reflejado en la producción de gas metano a lo largo del experimento, donde los valores de pH fueron de 7.0 (cuadro 5).

Cuadro 5. Efecto del tiempo en el potencial de hidrógeno, temperatura y demanda química de oxígeno.

DDIE	pH	T (°C)	DQO (mg l ⁻¹)
1	8.00 a	22 a	1 650 a
3	7.00 b	22 a	1 067 b
5	7.00 b	21 b	846 c
7	7.00 b	21 b	836 c
9	7.00 b	20 c	785 d
11	7.00 b	19 d	792 d
13	7.00 b	19 d	668 e
15	7.00 b	19 d	644 f
17	7.00 b	18 e	582 g
19	6.66 bc	18 e	500 i
21	7.00 b	19 d	565 h
23	7.00 b	19 d	419 j
25	7.00 b	18 e	413 j
27	7.00 b	18 e	395 j
29	7.00 b	18 e	384 k
31	7.00 b	18 e	380 k
33	6.33 cd	18 e	170 l

Prueba de Tukey ($P < 0.05$). Cifras con la misma letra dentro de una misma columna son estadísticamente iguales. DDIE = días después de iniciado el experimento; pH = potencial de hidrógeno; T = temperatura; DQO = demanda química de oxígeno.

En cuanto a la temperatura, se identificó que a los 9 DDIE se tuvo la fecha estadísticamente diferente del resto ($P \leq 0.05$), con un valor de 20 °C; en tanto que las demás fechas de muestreo registraron una temperatura inicial de 22 °C hasta finalizar con 18 °C, esta última como temperatura más baja registrada durante el experimento. Los procesos biológicos de digestión anaerobia dependen fuertemente de la temperatura, por lo cual, de manera general, se puede decir que la tasa óptima de crecimiento de las bacterias ocurre dentro de rangos de temperatura limitados, a pesar de que su sobrevivencia puede ocurrir dentro de rangos amplios (de 30 a 40 °C); sin embargo, esta actividad es posible a temperaturas bajas (10 °C), pero la eficiencia del sistema de tratamiento anaerobio decrece de modo significativo con la disminución de la temperatura, lo cual no se observó de forma evidente en el presente estudio, puesto que los rangos de temperaturas que se registraron en el periodo de muestreo oscilaron en un rango de 18 a 22 °C.

En relación con la remoción de materia orgánica expresada mediante la variable DQO, se tiene que la mayoría de las fechas de muestreo presentó diferencias estadísticas ($P \leq 0.05$), excepto los días 5 y 7; 9 y 11; 23, 25 y 27; 29 y 31, las cuales fueron estadísticamente iguales (cuadro 5). Desde el inicio del monitoreo del influente sobre el efluente, se observó que a medida que el tiempo pasó, el consorcio bacteriano que conformó la biopelícula fue adaptándose al nuevo sustrato, con lo cual la concentración de materia orgánica fue disminuyendo día con día, expresándose mediante el incremento de la eficiencia de remoción de la materia orgánica. Lo anterior está relacionado con que la biopelícula formada en el soporte fue sometida a cambios drásticos en el tipo de sustrato del cual se alimentó y, conforme a los cambios de la actividad enzimática de la biopelícula, se inició un crecimiento exponencial de la actividad de degradación, iniciando con una DQO de 1 650 mg l⁻¹ llegando a su máxima eficiencia de un 90% el día 33, al registrar los valores más

bajos de DQO de 170 mg l^{-1} , es decir, conforme transcurrió el tiempo, la eficiencia de remoción de materia orgánica se vio favorecida incluso con las temperaturas registradas en el periodo de muestreo, lo cual indica otras de las ventajas y eficiencias del sistema de tratamiento anaerobio (figura 5). Lo anterior puede atribuirse a lo que menciona Maldonado (2008), quien cita que la biopelícula sufre cargas de *shock*, que es básicamente el cambio de sustrato; esto, tomando en cuenta que las bacterias metanogénicas son extraordinariamente sensibles a la presencia de compuestos tóxicos en el agua residual a la que fueron sometidas durante el tratamiento anaerobio. Sin embargo, conforme avanza el periodo del proceso y éste es suficientemente largo, los microorganismos tienen la capacidad de adaptarse a ciertas concentraciones de las diversas sustancias tóxicas. Este periodo es denominado tiempo de retención de sólidos (TRS) en el reactor, el cual puede estar referido a un tiempo de días o hasta meses, lo que hace que en este último caso se requiera un

mayor periodo para que los microorganismos se adapten a las concentraciones de las sustancias tóxicas.

Sobre la producción de gas metano, éste se incrementó a los 13 días después de iniciado el experimento, cuando, de acuerdo con Sanz (2011), el consorcio bacteriano tiene un proceso de crecimiento exponencial, al ocurrir altos consumos de sustrato y, por consiguiente, se presenta una mayor producción de gas metano. De igual forma, se puede observar el decremento constante en la DQO, lo cual, de acuerdo con Massé y Massé (2000) es un indicativo de que los procesos anaerobios tratan la materia orgánica, transformándola en metano y dióxido de carbono; conforme la materia orgánica se degrada, existe una mayor producción y liberación de subproductos, principalmente gas metano y dióxido de carbono (figura 6). Se identificó un incremento constante en la producción de gas metano, en especial a partir de los 13 DDIE, con valores aproximados a 0.345 m^3 de gas metano producido, llegando a su máximo el día 33 con 0.520 m^3 .

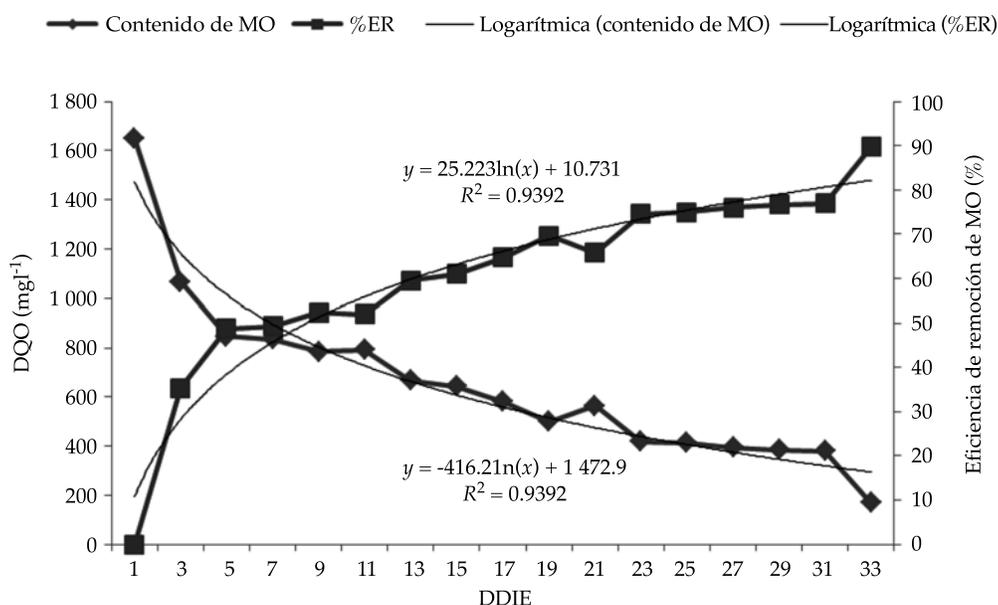


Figura 5. Comportamiento de la DQO y la eficiencia de remoción de MO a través del tiempo en días después de iniciado el experimento (DDIE).

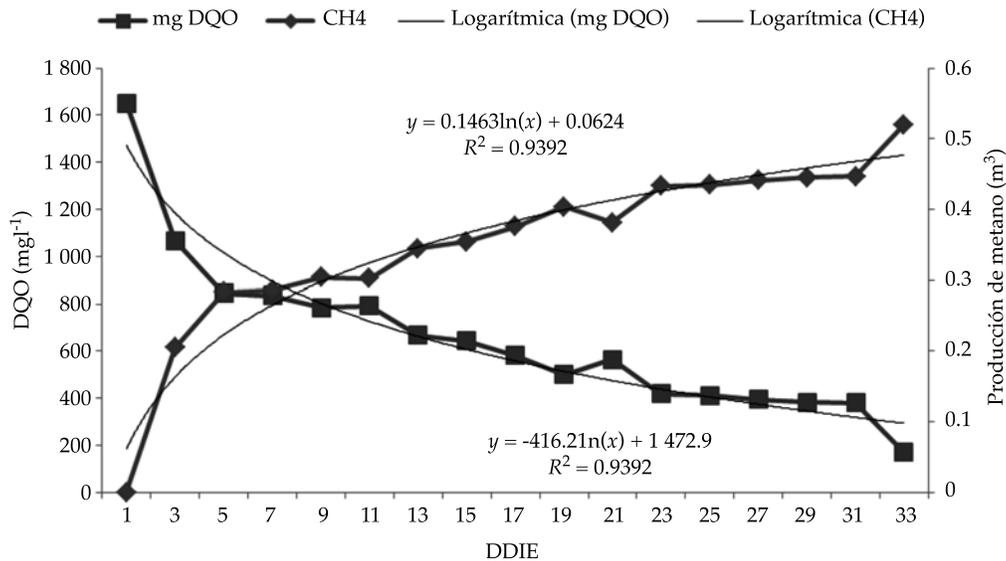


Figura 6. Demanda química de oxígeno como indicador de la remoción de MO y la consecuente producción de gas metano (EPCH₄).

Conclusiones

El potencial de hidrógeno de los diferentes tratamientos inició con valores ligeramente alcalinos, para luego tender hacia el valor neutro (7), lo cual se correlacionó con una mayor DQO y una mayor producción de metano.

La DQO y la producción de metano fueron positivamente correlacionadas y ambas fueron mayores cuando se usó materia orgánica fecal de cerdo (Ce) y la combinación de vaca-cerdo (V-Ce).

La mayor DQO y mayor producción de metano se logró a los 14 días de establecido el experimento en la mayoría de los tratamientos, en particular aquellos sometidos a 37 °C.

La fase *in vitro* es congruente con los resultados obtenidos en la fase de escalamiento, donde el pH se estabiliza hacia valores neutros con ligera tendencia al final hacia la acidez, lo cual hace más eficiente la remoción de la demanda química de oxígeno y, por tanto, una mayor producción de gas metano.

Agradecimientos

Se hace un reconocimiento al Consejo de Ciencia y Tecnología del estado de Durango, a la Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas de la Universidad Autónoma Chapingo y al Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Cinvestav-IPN) Unidad Irapuato, por las facilidades y el apoyo brindado para la realización del presente estudio.

Referencias

- Behling, Q. E. H., Caldera, Y. A., Marín, J. C., Rincón, L. C., & Fernández, L. M. (2005). *Eficiencia de un reactor anaeróbico en el tratamiento del efluente de una tenería* [en línea]. Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Escuela de Ingeniería Civil de la Universidad de Zulia, Venezuela. Citado el 17 de mayo de 2013. Recuperado de <http://www.revistas.luz.edu.ve/index.php/bcib/article/viewFile/101/3339>.
- Bermúdez, R., Rodríguez, S., Martínez, M., & Terry, A. (2003). Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogás. *Tecnol. Química*, 23, 37-44.

- Cámara-Da, L., Hernández, M., & Paz, L. (s/f.). *Manual de diseño para plantas de tratamiento de aguas residuales alimenticias. Miniproyecto de Ingeniería Química*. Recuperado de <http://uniciencia.ambientalex.info/infoCT/Mandisplataaaguresaliar.pdf>.
- Carere, C. R., Sparling, R., Cicek, N., & Levin, D. (2008). Third Generation Biofuels Via Direct Cellulose Fermentation. *Genome Biology*, 9, 242. Citado el 15 de mayo de 2013. Recuperado de http://www.vurup.sk/pc/vol49_2007/issue2/pdf/pc_2_2007_jordanov.pdf.
- Carmona, J. C., Bolívar, D. M., & Giraldo, L. A. (2005). El gas metano en la producción ganadera y alternativas para medir sus emisiones y aminorar su impacto a nivel ambiental ductivo. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 18(1). Citado el 24 de julio de 2013. Recuperado de <http://rcrp.udea.edu.co/index.php/ojs/article/view/6>.
- Castillo, E. F., Solano, J. K., & Rangel, M. P. (2006). Evaluación operacional de un sistema a escala laboratorio de biopelícula anaerobia soportada para el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista ION*, 19(1), 18-22. Citado el 24 de julio de 2013. Recuperado <http://www.redalyc.org/pdf/3420/342030277004.pdf>.
- Chen, Y., Cheng, J. J. & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of Anaerobic Digestion Process: A Review. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044-4064.
- Fang, H. H. P., Ke, L. U., & Shang, S. Z. (2004). Anaerobic Degradation of Phenol in Wastewater at Ambient Temperature. *Water Science and Technology* 49, 95-102.
- García, E. (1973). *Apuntes de climatología* (155 pp.). México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México.F
- Guieysse, B., Wikström, P., Forsman, M., & Mattiasson, B. (2001). Biomonitoring of Continuous Microbial Community Adaptation Towards More Efficient Phenol-Degradation in a Fed-Batch Bioreactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 56, 780-787.
- Lorenzo, Y., & Obaya, M. C. (2006). La digestión anaerobia y los reactores UASB. *Generalidades. ICIDCA. Sobre los derivados de la caña de azúcar*, 40(1), 13-21. Citado el 22 de julio de 2013. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223121549002>.
- Maldonado, C. A. (2008). Tratamiento de agua residual del rastro, mediante biopelículas anaerobias desarrolladas en *Opuntia imbricata*" (70 pp.). Tesis inédita de maestría. Monclova, México: Universidad Autónoma de Coahuila, Facultad de Ciencias Químicas, Departamento de Biología.
- Martínez, R. J., Maldonado, C. A., Ríos, G. L. J., & Garza, Y. (2008). *Tratamiento de agua residual del rastro mediante biopelículas anaerobias desarrolladas en Opuntia imbricata y lodo granular*. XII Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería. Citado el 20 do julio de 2013. Recuperado de www.smbb.com.mx/congresos%20smbb/morelia07/...IV/.../CIV-75.pdf.
- Massé, D. I., & Massé, L. (2000). Characterization of Wastewater from Hog Slaughterhouse in Eastern Canada and Evaluation of their In-Plant Wastewater Treatment System., *Can. Agr. Eng.*, 42, 139-146.
- McCaughey, W., Wittenberg, K., & Corrigan, D. (1999) *Impact of Pasture Type on Methane Production by Lactating Beef Cows*. *Can. J. Sc.*, 79(2), 221-226.
- Moss, A. R., & Givens, D. I. (2002). *The Effect of Supplementing Grass Silage with Soya Bean Meal on Digestibility, in Sacco Degradability, Rumen Fermentation and Methane Production in Sheep*. *Animal Feed Science and Technology*, 97, 127-143.
- Orrico-Junior, M. A. P., Orrico. A. C. A., & Júnio, J. L. (April, 2011). Animal Production and Environment: A Comparison between Potential of Methane Emission from Waste and Quantity of Produced Food. *Journal Engenharia Agrícola*, 31(2). Citado el 20 de julio de 2013. Recuperado de http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=50100-69162011000200020&lng=pt&nrm=is_o&lng=pt.
- Ramírez, O., Koetz, P. (1998). *Evaluación de un reactor UASB para el tratamiento de efluentes de la industria de aceite de arroz*. VTtaller y Seminario Latinoamericano de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Viña del Mar, Chile.
- Rodríguez, V. J. A. (s./f.). *Tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Universidad el Valle de Cali, Colombia. Citado el 20 de agosto de 2013. Recuperado de <http://www.ingenieroambiental.com/4014/tratamiento545.pdf>
- Semarnat* (2011). *Normas Mexicanas en Materia de Agua*. Citado el 20 de junio de 2013. Recuperado de <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/nmx-agua>.
- Sagarpa-Ceiegdr*s (2003). *Anuario estadístico de la producción agropecuaria de la Región Lagunera Durango-Coahuila* (163 pp.). Ciudad Lerdo, México: Delegación en la Región Lagunera Durango-Coahuila. Subdelegación de Planeación y Desarrollo Social.
- Sanz, J. L. (2011). *Microbiología ambiental*. Taller práctico. México, DF: Universidad Autónoma Metropolitana. Citado el 25 do mayo de 2013. Recuperado de <http://www.cbm.uam.es/imagweb/Memoria.../04bvirologiaymicrobiologia.pdf>.
- Shanta, S., & Ramakant, S. (2010). Biogas Production Enhancement by Soya Sludge Amendment in Cattle Dung Digesters. *Biomass and Bioenergy*, 34, 278-1282.
- Van Haandel, M. M., & Britz, T. J. (1994). Characterization and Numerical Analysis of the Microbial Community in Raw Baker's Yeast Factory Effluent. *Water SA.*, 20(2). Citado el 15 do junio de 2013. Recuperado de <http://www.wrc.org.za/downloads/watersa/1994/April/0784%20abstract.pdf>.
- Van Kessel, J. S., & Russell, B. (November, 1995). *The Effect of pH in Vitro Methane Production from Ruminant Bacteria* (Abstract # 2). In 23rd Biennial Conference on Rumen Function, Chicago, Illinois, USA, 23, 14-16.

Dirección institucional de los autores

M.C. Olivia García Galindo

Estudiante de la maestría en Recursos Naturales y Medio Ambiente en Zonas Áridas
Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas (URUZA)
Universidad Autónoma Chapingo
Km. 35 Carretera Gómez Palacio-Ciudad Juárez
35230 Bermejillo, Durango, MÉXICO
Teléfono: +52 (872) 7760 160
oly_ggalindo@hotmail.com

Dr. Aurelio Pedroza Sandoval

Subdirector de Investigación de la Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas (URUZA)
Universidad Autónoma Chapingo
Km. 35 Carretera Gómez Palacio-Ciudad Juárez
35230 Bermejillo, Durango, MÉXICO
Teléfono: +52 (872) 7760 160
apedroza@chapingo.uruza.edu.mx

M.C. José Antonio Chávez-Rivero

Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas (URUZA)
Universidad Autónoma Chapingo
Km. 35 Carretera Gómez Palacio-Ciudad Juárez
35230 Bermejillo, Durango, MÉXICO
Teléfono: +52 (872) 7760 160
job77@chapingo.uruza.edu.mx

Dr. Ricardo Trejo-Calzada

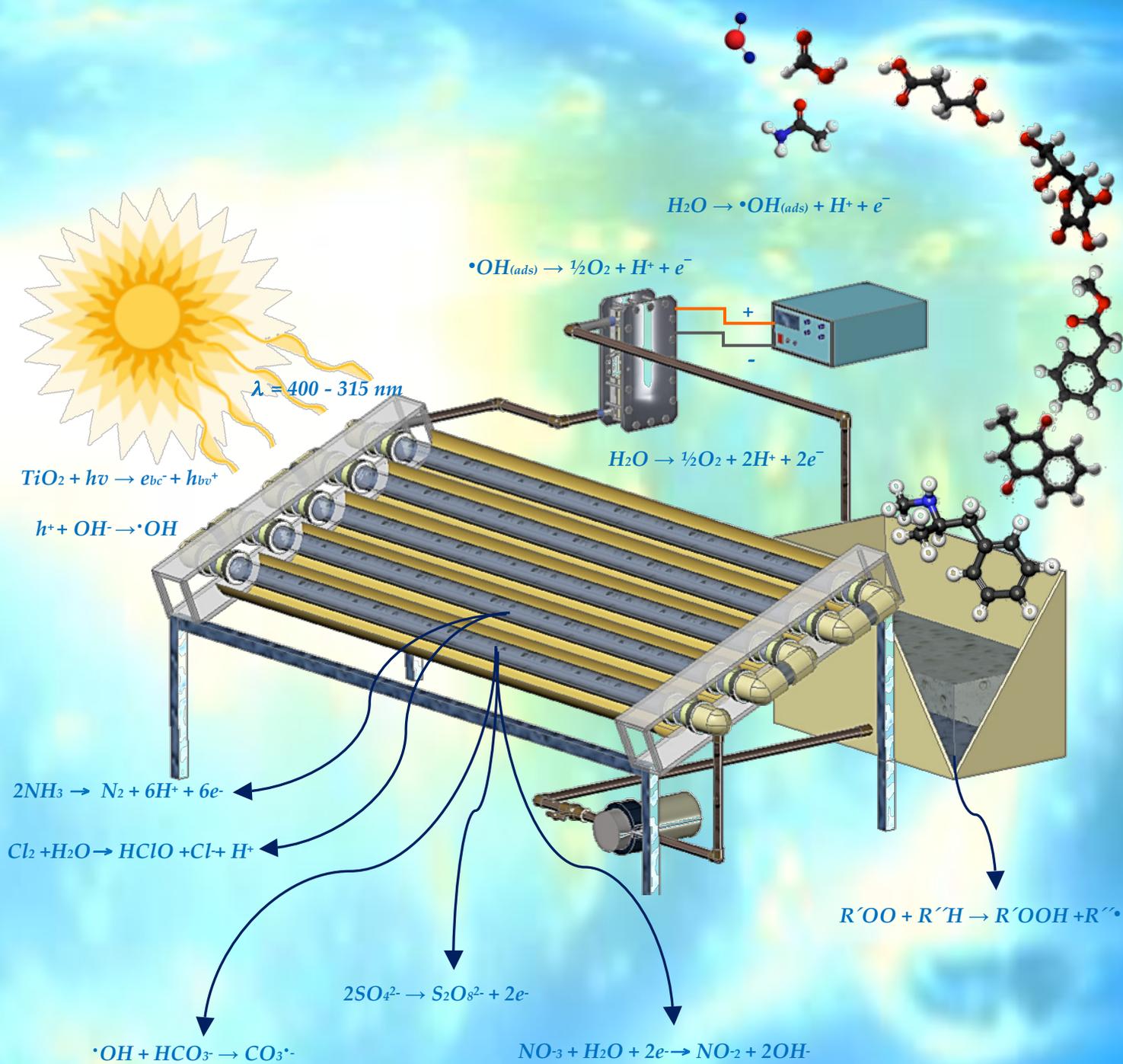
Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas (URUZA)
Universidad Autónoma Chapingo
Km. 35 Carretera Gómez Palacio-Ciudad Juárez
35230 Bermejillo, Durango, MÉXICO
Teléfono: +52 (872) 7760 160

Dr. Ignacio Sánchez-Cohen

Centro Nacional de Investigación y Desarrollo en Relaciones Agua-Suelo-Planta-Atmósfera
Km. 6.5, margen derecha Canal de Sacramento
35150 Gómez Palacio, Durango, MÉXICO
Teléfono: +52 (871) 7191 076
sanchez.ignacio@inifap.gob.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Esquema del sistema experimental para llevar a cabo el tratamiento del agua residual doméstica por oxidación anódica y por fotocatalisis heterogénea.

Superficie de respuesta aplicada al tratamiento de aguas residuales acoplando DSA y fotocátalisis

• Eloy Isarain-Chávez* • Saray Ramírez-Martínez • María Maldonado-Vega • Juliette Lambert • Juan M. Peralta-Hernández •

Centro de Innovación Aplicada en Tecnologías Competitivas, México

*Autor de correspondencia

• Ulises Morales-Ortiz •

Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México

Resumen

Isarain-Chávez, E., Ramírez-Martínez, S., Maldonado-Vega, M., Lambert, J., Peralta-Hernández, J. M., & Morales-Ortiz, U. (marzo-abril, 2015). Superficie de respuesta aplicada al tratamiento de aguas residuales acoplando DSA y fotocátalisis. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(2), 51-67.

Este estudio empleó el análisis de superficie de respuesta basado en un diseño compuesto central para evaluar una celda electrolítica de flujo tipo filtro prensa, acoplada a un concentrador parabólico compuesto solar, los cuales se usaron para llevar a cabo el tratamiento de 20 l de agua residual doméstica de 742 a 756 mg l⁻¹ en demanda química de oxígeno, y de 248 a 253 mg l⁻¹ en carbono orgánico total. Los ánodos usados en la celda electrolítica fueron de IrPbO, IrSnO y RuPbO, recubiertos mediante la técnica de los cloruros metálicos sobre placas de Ti y activados por descomposición térmica. El concentrador parabólico compuesto solar posee un área de 1 m², la cual fue expuesta por cuatro horas por día, recibiendo una radiación promedio de 889 Watts m⁻². La degradación de los contaminantes se vio favorecida con la adición de TiO₂ a concentraciones de 100 a 150 mg l⁻¹, con efectos poco significativos al cambiar la concentración de 0.02 a 0.06 M de Na₂SO₄ del electrolito soporte. Los ensayos de la degradación fueron seguidos por el análisis del carbono orgánico total, con porcentajes de degradación de 5 a 30% al final del tratamiento, al aplicar intensidades de corriente de 10 a 30 A, con consumos energéticos desde 6 hasta 74 kW m⁻³.

Palabras clave: ánodos dimensionalmente estables, aguas residuales domésticas, concentrador parabólico compuesto, fotocátalisis, oxidación anódica, óxido de titanio.

Abstract

Isarain-Chávez, E., Ramírez-Martínez, S., Maldonado-Vega, M., Lambert, J., Peralta-Hernández, J. M., & Morales-Ortiz, U. (March-April, 2015). Response Surface Applied to the Treatment of Wastewater with the Coupling of DSA and Photocatalysis. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(2), 51-67.

This study describes a response surface analysis based on a central composite design to evaluate a filter-press electrolytic flow cell coupled with a compound parabolic solar concentrator. This was used to treat 20 l of domestic wastewater with a chemical oxygen demand of 742 to 756 mg l⁻¹ and total organic carbon of 248 a 253 mg l⁻¹. The anodes used in the electrolytic cell were IrPbO, IrSnO and RuPbO. They were coated with metallic chlorides on Ti plates and were activated with thermal decomposition. The area of the compound parabolic solar concentrator was 1 m² and was exposed for 4 hours per day, receiving an average radiation of 889 watts m⁻². The addition of TiO₂ in concentrations of 100 to 150 mg l⁻¹ contributed to the degradation of the pollutants, and the effects from changing the concentration of the electrolyte support from 0.02 to 0.06 M of Na₂SO₄ were not very significant. Tests of the degradation were followed by an analysis of total organic carbon, with degradation percentages between 5 and 30% at the end of treatment when applying currents of 10 to 30 A, with an energetic consumption from 6 to 74 kW m⁻³.

Keywords: Dimensional stable anodes, domestic wastewater, compound parabolic concentrator, photocatalysis, anodic oxidation, titanium oxide.

Recibido: 06/02/13
Aceptado: 11/09/14

Introducción

El tratamiento de aguas residuales tiene dos propósitos: abatir o disminuir la contaminación de los cuerpos receptores de agua, o disminuir el consumo de agua mediante su reutilización. Hoy día existen tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, las cuales dependen en gran medida del tipo de efluente, así como del grado de tratamiento requerido para su reutilización. En la mayoría de los casos se emplean tratamientos convencionales, los cuales incluyen diversas etapas de separación físicas, como cribado, desarenado, sedimentación, separación de grasas y aceites, seguidos de proceso con o sin aireación, para finalmente ser sometidas a etapas de desinfección, como cloración, ozonación o UV. En los últimos años se han desarrollado opciones que proyectan una alta viabilidad en su aplicación, como oxidación química (O_3 , O_3/H_2O_2 , H_2O_2/Fe^{+2}), fotocátalisis (TiO_2/UV , foto-Fenton), degradación fotoquímica (O_3/UV , O_3/H_2O_2), o bien la combinación de éstos (electro-Fenton; fotoelectro-Fenton, electrocoagulación/ O_3 (Fernandes, Pacheco, Ciríaco, & López, 2012; Lambert, Maldonado-Vega, Isarain-Chávez, & Peralta-Hernández, 2013; Isarain-Chávez, De la Rosa, Martínez-Huitile, & Peralta-Hernández, 2013; García, Isarain-Chávez, García-Segura, Brillas & Peralta-Hernández, 2013), al igual que la oxidación anódica (OA) o electro oxidación, las cuales pueden efectuar una oxidación parcial o total de los contaminantes (Isarain-Chávez, Peralta-Hernández, Guerra, & Morales-Ortiz, 2012; García, Isarain-Chávez, El-Ghenymy, Brillas, & Peralta-Hernández, 2014).

Estos procesos han sido útiles en etapas previas en la degradación de contaminantes resistentes a la biodegradación o como post-tratamiento antes de la descarga del efluente en los cuerpos receptores. Dichas tecnologías presentan ventajas, como el tamaño de los equipos y su versatilidad, ya que pueden operar a temperatura ambiente y presiones bajas, con una baja generación de lodos, así como una alta viabilidad a la degradación de diversos

compuestos empleando electrodos recubiertos por metales en su forma oxidada (OA) (Zhou, Särkkä, & Sillanpää, 2011a; Isarain et al., 2012; Patel, Bandre, Saraf, & Ruparelia, 2013).

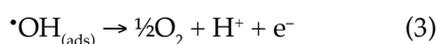
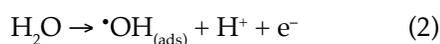
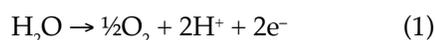
En la actualidad existe una gran variedad de ánodos dimensionalmente estables, como $SnOx$, $RuOx$, $PbOx$, $IrOx$, $PtOx$, $PdOx$, etcétera, depositados sobre titanio; estos electrodos se caracterizan por conseguir altas tasas de degradación o transformación de compuestos orgánicos debido al alto valor de sobrepotencial a la reacción de evolución de oxígeno, aunado a una alta estabilidad y conductividad (Szpyrkowicz, Kaul, Neti, & Satyanarayan, 2005; Makgae, Klink, & Crouch, 2008; Fierro et al., 2009; Profeti, Profeti, & Olivi, 2009; Papastefanakis, Mantzavinos, & Katsaounis, 2010; Zhou et al., 2011a; Isarain et al., 2012; Wu et al., 2012; Patel et al., 2013; Chu, Zhang, Liu, Qian, & Li, 2013).

El uso de ánodos dimensionalmente estables en el tratamiento de efluentes y procesos de remediación ha sido documentado por diversos autores en múltiples aplicaciones, desde la eliminación de colorantes con eficiencias de 50 a 90%, empleando electrodos de Ir-Sn, $RhOx$, MnO_2-RuO_2 , Pt-Ir, $PdO-Co_3O_4$ (Szpyrkowicz, Juzzolino, & Kaul, 2001; León, Pomposo, Suárez, & Vega, 2009).

Zanbotto-Ramalho, Martínez-Huitile y Ribeiro-Da-Silva (2010) utilizaron electrodos de $Ti/Ru_{0.23}Ti_{0.66}Sn_{0.11}O_2$ en la eliminación de derivados del petróleo, como el fenol, benceno, tolueno y xilenos, con degradaciones de 47 a 100%. Mientras que Feng y Li (2003), así como Makgae et al. (2008), utilizaron ánodos de $Ti/IrO-PtO$, $Ti/Sb-Sn-RuO_2$, $Ti/Sb-Sn-RuO_2-Gd$ y $Ti-\beta-PbO_2$, al igual que $Ti/SnO_2-RuO_2-IrO_2$, en la eliminación del fenol con mineralizaciones de 50 a 100%. Estos resultados concuerdan con estudios reportados por Cong, Wu y Tan (2005), con abatimientos de 60% para el 2-clorofenol. El grupo de Chatzisyneon, Dimou, Mantzavinos y Katsaounis (2009) ha centrado su atención en el tratamiento de aguas residuales provenientes del proceso de obtención de aceite de oliva usando IrO_2 , mientras que otras

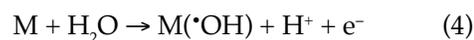
investigaciones se enfocaron en la degradación de la tetraciclina con electrodos de RuO₂-IrO₂, alcanzando eliminaciones de 33% (Wu *et al.*, 2012). Los estudios indican que durante el proceso de degradación se forman especies intermedias que en algunos casos son más difíciles de oxidar que la molécula original, como es el caso del ácido oxálico, el cual fue degradado empleando electrodos de IrO₂-Ta₂O₅, conforme lo reportan Scialdone, Randazzo, Galia y Filardo (2003); años más tarde, Huang, Shih y Liu (2011) confirman el poder oxidante del Ti/RuO₂ e IrO₂ en la degradación de dicho ácido. Es de hacer mención que investigadores como Kim, Kim, Kim, Park y Lee (2005) se enfocaron en la dilucidación de los mecanismos de eliminación del nitrógeno y sus iones amonio, nitrito y nitrato, así como del cloro. Estos resultados serían confirmados por Lacasa, Llanos, Cañizares y Rodrigo (2012a), utilizando electrodos de IrO₂ y RuO₂; estos mismos autores también realizaron estudios concernientes a la eliminación de arsénico III (Lacasa, Cañizares, Rodrigo, & Fernández, 2012b). Otras de las aplicaciones en el uso de los DSA son los procesos de ósmosis inversa con ánodos de IrO₂, RuO₂ y Ta₂O₅ conforme a lo reportado por Zhou, Liu, Jiao, Wang y Tan (2011b).

La reacción de oxidación anódica queda expresada por la oxidación del agua a un potencial E° = 1.23V/SHE a 25 °C, como lo muestra la reacción (1). Mediante reacciones monoeléctricas se genera como intermedio al radical hidroxilo adsorbido •OH_(ads) (reacciones (2) y (3)) (Marselli, García-Gómez, Michaud, Rodrigo, & Comninellis, 2003; Scialdone, 2009; Chatzysymeon *et al.*, 2009; Martínez-Huitle & Brillas, 2009; Zambotto-Ramalho *et al.*, 2010):

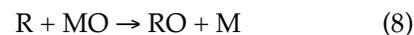


Este proceso inicia por la descarga del H₂O en medio ácido sobre el ánodo metálico (M),

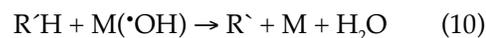
generando un radical hidroxilo adsorbido M(•OH) (reacción (4)), dando origen a un superóxido (MO) por la reacción (5), generándose especies fisorbidas M•OH) y quimisorbidas MO. En ausencia de materia orgánica, ambas especies propician la evolución de O₂ (reacciones (6) y (7)) (Scialdone, 2009; Martínez-Huitle & Brillas, 2009; León *et al.*, 2009; Fierro *et al.*, 2009; Panizza & Cerisola, 2009; Zambotto-Ramalho *et al.*, 2010):



En presencia de materia orgánica (R), la especie quimisorbida genera especies parcialmente oxidadas RO (reacción (8)) (Scialdone, 2009; León *et al.*, 2009; Fierro *et al.*, 2009; Panizza & Cerisola, 2009; Martínez-Huitle & Brillas, 2009; Zambotto-Ramalho *et al.*, 2010):



Los ánodos no activos poseen una baja presencia de M(•OH) cuando la reacción (5) es más rápida que la reacción (4). En cambio, se da una combustión cuando existe una alta concentración de radicales •OH, al ser despreciable la velocidad de la reacción (4). La combustión electroquímica se lleva a cabo por hidroxilación o deshidrogenación (R o R'H) con las especies M(•OH), conforme a las reacciones (9) y (10):



El oxígeno disuelto en el medio reacciona con el radical orgánico R'•, generando así el radical peroxilo R'OO• (reacción (11)), tomando un átomo de hidrógeno de otro contaminante R''H (reacción (12)). De esta manera, los hidro-

peróxidos R'OOH rompen su estructura hasta CO₂, iones inorgánicos y agua (Scialdone, 2009; Martínez-Huitle & Brillas, 2009; Panizza & Cerisola, 2009; Zambotto-Ramalho et al., 2010):



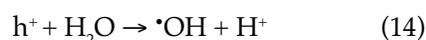
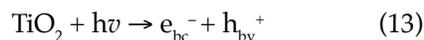
El radical $\cdot OH$ también puede ser generado mediante reacciones fotocatalíticas, basadas en la absorción directa o indirecta de energía radiante por un fotocatalizador de banda ancha en la interfaz del sólido excitado y la solución donde se efectúan las reacciones de degradación de los compuestos orgánicos (Malato, Fernández-Ibáñez, Maldonado, Blanco, & Gernjak, 2009).

Esta energía radiante posee un valor promedio conocido como constante solar $F_{et} = 1\ 367\ Wm^{-2}$, cuya irradiancia total del espectro UV (280-400 nm) en la superficie terrestre es inferior a $103.9\ Wm^{-2}$ (100% de transmisión en la atmósfera). De esta energía radiante, sólo de 5 a 7.6% está constituida por el total del espectro UV (Gueymard, 2004), la cual se puede dividir en cuatro regiones: UV-A (luz larga o negra $\lambda = 400 - 315\ nm$, con una energía por fotón de 3.10 - 3.94 eV); UV-B ($\lambda = 315 - 280\ nm$, 3.94 - 4.43 eV); UV-C (luz UV corta $\lambda = 280 - 100\ nm$, 4.43 - 12.40 eV); y luz UV-V (luz ultravioleta de vacío $\lambda = 200 - 10\ nm$, 6.20 - 124 eV), esta fracción es suficiente para que un fotón de 254 nm equivalga a 4.89 eV, cuya energía genera estados excitados, produciendo rupturas homolíticas y heterolíticas en moléculas, produciendo radicales $\cdot OH$ (Legrini, Oliveros, & Braun, 1993).

Por otra parte, uno de los fotocatalizadores más empleados en la fotocátalisis heterogénea es el TiO₂, debido a que éste posee una alta actividad y estabilidad en medio acuoso, además está clasificado como un semiconductor tipo **n**, compuesto por anatasa, rutilo y brookita. La anatasa posee un ancho de banda de 3.20 eV, con una energía de Gibbs de formación de 883.3 kJmol⁻¹, mientras que para el rutilo es 3.03

eV, con una energía de Gibbs de 889.4 kJmol⁻¹ (Rodríguez, Candal, Solís, Estrada, & Blesa, 2005). La anatasa es termodinámicamente menos estable que el rutilo, pero este último posee mayor área superficial y alta densidad de centros activos, los cuales incrementan la adsorción y la catálisis (Malato et al., 2009; Hapeshi et al., 2010).

El proceso de fotocátalisis está determinado por la formación de un par hueco-electrón, por la absorción de un fotón de longitud de onda menor que $h\nu/E_g$, donde E_g es la energía del *bandgap*, donde un electrón de la banda de valencia (bv) es promovido a la banda de conducción (bc), generándose un hueco (reacción (13)). Las especies fotogeneradas participan en las reacciones redox (h_{bv}^+ es fuertemente oxidante y e_{bc}^- es moderadamente reductor). Los huecos son capturados por el agua, dando origen a los radicales $\cdot OH$ conforme a las reacciones (14) y (15), que oxidan a los contaminantes en la superficie del catalizador (González & Braun, 1995; Malato et al., 2009; Chong, Jin, Chow, Christopher, & Saint, 2010):



Como se ha hecho mención, el TiO₂ presenta ciertas ventajas, como una mayor actividad fotocatalítica, una superficie polar e hidrofílica, la cual le confiere una alta estabilidad química en solución acuosa, con una elevada resistencia a la fotocorrosión, siendo sólo disuelto en ácido sulfúrico o fluorhídrico concentrados. Algunas de las ventajas de la fotocátalisis es que evita la formación de compuestos halogenados, y limita la acción de microorganismos y bacterias, lo cual representa un proceso no selectivo usado en el tratamiento de mezclas complejas de contaminantes en medio acuoso. Además, el TiO₂ es relativamente fácil de recuperar o inmovilizar, posee un bajo costo y no es tóxico, por lo que no requiere de manejo especial y no

representa ningún riesgo para la salud humana o hacia el medio ambiente; esto se combina con la radiación solar como única fuente de energía (González & Braun, 1995; Malato et al., 2009; Hapeshi et al., 2010; Chong et al., 2010), lo cual convierte a la fotocátalisis en un proceso limpio.

Cabe mencionar que las reacciones antes descritas están fuertemente influenciadas por la transferencia de materia, la concentración del fotocatalizador, la concentración del oxígeno disuelto en el medio y la concentración del contaminante, el pH, así como de la intensidad de irradiación y, en menor medida, por la temperatura, ya sea para los sistemas fotocatalíticos y electroquímicos, siendo este último influenciado fuertemente por la intensidad de corriente y los materiales que constituyen a los electrodos (González & Braun, 1995; Martínez-Huitle & Brillas, 2009; Chong et al., 2010).

Los diseños estadísticos como herramientas proporcionan respuestas a problemas claramente identificados y específicos. Por ello se optó por la selección de un diseño compuesto central, cuyos factores fueron codificados conforme a la ecuación (16), eligiendo X_i como el valor real de la variable independiente i ; x_{i0} es su valor en el punto central del intervalo; Δx_i es la media de la diferencia entre su valor inferior y superior (Ramírez, Costa, & Madeira, 2005; Domínguez, González, Palo, & Sánchez-Martín, 2010; Almeida, García-Segura, Bocchia & Brillas, 2011; Zhang, Yang, Rong, Fu, & Gu, 2012):

$$X_i = \frac{x_i - x_{i0}}{\Delta x_i} \quad (16)$$

Con este diseño es posible calcular el promedio y los efectos principales de cada factor, así como sus interacciones de 2 a 2, 3 a 3, hasta k factores. La respuesta asociada con el diseño para tres variables es representada por un modelo de polinomio lineal descrito por la ecuación (17):

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + b_{12}X_1X_2 + b_{13}X_1X_3 + b_{23}X_2X_3 + b_{123}X_1X_2X_3 \quad (17)$$

Donde Y es la respuesta experimental; X_i , el código (-1 o +1); b_i , la estimación del efecto principal del factor i para la respuesta Y ; y b_{ij} es la estimación de efecto de interacción entre el factor i y j para la respuesta Y (Hammami, Oturan, Bellakhal, Dachraoui, & Oturan, 2007; Zhang et al., 2012).

Este trabajo muestra una primera aproximación a la viabilidad del tratamiento de las aguas residuales domésticas usando la combinación de dos procesos simultáneos de oxidación avanzada, como la oxidación anódica con ánodos dimensionalmente estables y la fotocátalisis heterogénea con TiO_2 , basado en un diseño compuesto central, evaluando la eficiencia del proceso mediante el descenso del carbono orgánico total, eficiencia de degradación y costos energéticos. Es de mencionar que la literatura no reporta antecedentes sobre el uso de la combinación de ambas tecnologías en el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Metodología

El sistema fue alimentado con 20 l de aguas residuales domésticas previamente filtradas con una malla de 0.5 mm para retener sólidos gruesos, adicionando TiO_2 (Cabrera, Alfano, & Cassano, 1996) (Anatasa, $d_p = 30-90$ nm; $d_a = 700$; $S_g = 48$ m²g⁻¹) como fotocatalizador, usando tres diferentes concentraciones: 100, 150 y 200 mg l⁻¹, y Na_2SO_4 como electrolito soporte a concentraciones de 0.03, 0.04 y 0.05 molar (todos los reactivos fueron suministrados por la casa Karal), aplicando intensidades de corriente de 10, 20 y 30 amperes; estas variables se evaluaron mediante un diseño compuesto central por el método de superficie de respuesta (MSR), con ensayos aleatorios para garantizar la validez estadística empleando el software *Design-Expert 7.0*. Las variables de respuestas fueron el carbono orgánico total, el consumo energético y la eficiencia de degradación.

El pH de las aguas fue monitoreado mediante un pH-metro Extech 407227 y la conductividad por un HACH (μScm^{-1} o mScm^{-1}). La radiación solar fue seguida por un pirómetro Daystar

Inc. DS-05A. Mientras que la DQO fue analizada conforme a la NMX-AA-030-SCFI-2001 y el porcentaje de degradación fue cuantificado por un analizador de carbono orgánico total (Shimadzu L-CSN), inyectando alícuotas de 50 μl previamente filtradas con PTFE Whatman de 0.45 μm . Los SST, SSD, SS, así como otros parámetros, fueron realizados conforme a los métodos estandarizados APHA-AWWA-WEF (1998).

Celda electroquímica

La celda electrolítica es multicompartimental, con placas externas de acero inoxidable e internos de polietileno de alta densidad de forma rectangular (195 x 41 mm), con un volumen total de 431.73 ml. Como ánodos se empleó al Ti/RuPbOx, Ti/IrPbOx, Ti/IrSnOx, los cuales fueron recubiertos por la técnica de los cloruros de los metales nobles involucrados y activados por descomposición térmica (Morales-Ortiz, Ávila-García, & Hugo-Lara, 2006; Profeti et al., 2009; Papastefanakis et al., 2010). Los cátodos fueron de Ti con una área de 79.95 cm^2 , con una relación ánodo/cátodo de 1:1. Los ensayos se realizaron en condiciones galvanostáticas a intensidad de corriente constante mediante un rectificador BK Precision Mod-1900 DC, 1-16 VDC/60 A, empleando una configuración eléctrica monopolar y un régimen de flujo *flow-by* con tiempos de electrólisis de 240 minutos.

Concentrador parabólico solar (CPC)

El fotorreactor tipo CPC es un sistema estático, constituido por cuatro soportes de aluminio, conformado por cinco tubos de vidrio borosilicato SCHOTT-Duran con espesor de 1.8 mm (índice de refracción de 1.51-1.54 a una $\lambda = 380\text{-}750$ nm), con una capacidad total de 15.2 l; el largo de los tubos es de 145 cm y un diámetro externo de 5 cm. El sistema cuenta con una serie de reflectores cóncavos, cuya distribución de la radiación solar es en torno a un foco; estos reflectores (0.4 mm de espesor) poseen un acabado espejo en aluminio anodi-

zado (con reflectancia de 86% del cual 15% es difusa y el resto es directa en el espectro UV); el CPC cuenta con una razón de concentración de $\text{RC} = 1$, y está alineado con el eje este-oeste con una inclinación a 21° con orientación sur. Todas las conexiones son de teflón o plástico resistente a la radiación UV. El sistema es alimentado por una bomba magnética de diafragma Shurflo serie de oro 2088 a 12 volts (25 l min^{-1}). La figura 1 muestra el montaje del sistema experimental de la celda electroquímica acoplada al concentrador parabólico solar.

Resultados y discusión

Caracterización de las aguas residuales

El cuadro 1 muestra la caracterización de las aguas residuales domésticas cuyos parámetros de sólidos sedimentables, pH, temperatura, fósforo, grasas y aceites cumplen con los límites máximos permisibles conforme a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (Semarnat, 1996), para descargas en cuerpos receptores; sin embargo, la DBO_5 , SST, nitrógeno y cloruros, así como la DQO, que no está considerada en la norma, presentaron una alta

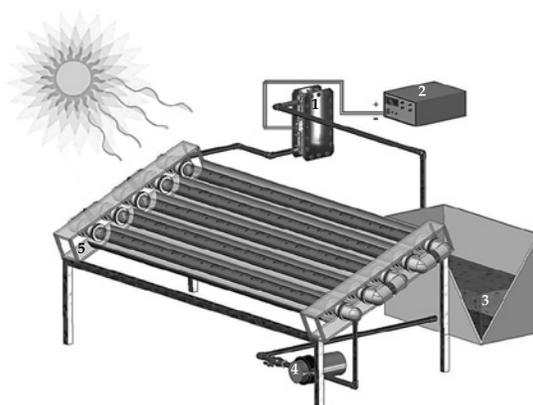


Figura 1. Esquema del sistema experimental para llevar a cabo el tratamiento del agua residual doméstica por oxidación anódica y por fotocátalisis heterogénea. 1) Celda electroquímica de flujo tipo filtro prensa, 2) rectificador de corriente, 3) reservorio de 20 l, 4) bomba de flujo de diafragma, 5) concentrador parabólico solar.

Cuadro 1. Caracterización inicial del agua residual doméstica.

Prueba	Método empleado	Resultados
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000	1 890-1 983 $\mu\text{S cm}^{-1}$
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000	7.31-8.56
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000	25.2 °C
Sólidos sedimentables	NMX-AA-004-SCFI-2000	0.3 ml l^{-1}
Sólidos suspendidos totales	NMX-AA-034-SCFI-2001	132 mg l^{-1}
Nitrógeno total	NMX-AA-026-SCFI-2001	44.6 mg l^{-1}
Grasas y aceites	NMX-AA-005-SCFI-2000	14.23 mg l^{-1}
Demanda bioquímica de oxígeno	NMX-AA-028-SCFI-2000	150 mg l^{-1}
Fósforo total	NMX-AA-029-SCFI-2000	4.09 mg l^{-1}
Nitrógeno amoniacal	NMX-AA-026-SCFI-2001	19.6 mg l^{-1}
Nitratos	NMX-AA-079-SCFI-2000	10.1 mg l^{-1}
Nitritos	NMX-AA-030-SCFI-2000	< 0.0123 mg l^{-1}
Demanda química de oxígeno	NMX-AA-039-SCFI-2000	742.9-756.4 mg l^{-1}
Carbono orgánico total	---	248.4-252.9 mg l^{-1}
Sustancias activas al azul de metileno	NMX-AA-073-SCFI-2000	12.16 mg l^{-1}
Cloruros	NMX-AA-093-SCFI-2000	49.5 mg l^{-1}
Hierro total	EPA6010C / 2007 / ICP	0.95 mg l^{-1}

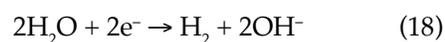
concentración y sus efectos repercuten en el medio acuático si el efluente no es tratado de manera adecuada.

Diseño compuesto central

Los valores reales de los niveles fueron codificados en inferior (-1), intermedio (0) y superior (1), considerando seis puntos centrales y seis puntos axiales. La elección de la distancia α de los ensayos axiales al centro se estableció con la finalidad de obtener una varianza estable de la respuesta en los puntos de interés con una $\alpha = 1.68179$, optándose por un diseño rotatable, con un total de 20 ensayos; estos datos fueron generados empleando la ecuación (16) mediante el programa *Design-Expert 7.0*. Los niveles para la intensidad de corriente fueron de 3.18, 10, 20, 30 y 36.82 ampere; para el Na_2SO_4 la concentración fue de 0.02, 0.03, 0.04, 0.05 y 0.06 M, y para el TiO_2 fue de 65.9, 100, 150, 200 y 234.1 mg l^{-1} . Los ensayos sugeridos fueron ordenados en el cuadro 2, que muestra algunas de las variables de interés monitoreadas durante el tratamiento del agua residual doméstica.

Consumo energético de los procesos

Los datos obtenidos a partir del diseño de experimentos se muestran en el cuadro 2. Para todos los casos se tiene un ligero incremento en el pH, efecto que puede ser atribuido a la generación de OH^- en la superficie del cátodo conforme a la reacción (18) (Isarain-Chávez, De la Rosa, Godínez, Brillas, & Peralta-Hernández, 2014). En el caso de la irradiación solar, fue un factor importante que no se pudo controlar, pues se registraron variaciones de 1 090 a 738 Wm^{-2} al inicio y final de los ensayos durante el transcurso de los días; estas variaciones afectaron las velocidades de reacción fotocatalíticas, las cuales fueron proporcionales al flujo radiante. En este mismo cuadro se aprecian los valores iniciales y finales del proceso, cuantificados en términos de COT, los cuales evidencian un bajo porcentaje de degradación:



Como se esperaba, existe un incremento en la conductividad al adicionar el Na_2SO_4 cuyo

Cuadro 2. Consumo energético y variables monitoreadas durante el tratamiento del agua residual por oxidación anódica acoplada a la fotocátalisis.

Núm. ensayo	pH _i	pH _f	Conductividad inicial (μScm ⁻¹)	Conductividad final (mScm ⁻¹)	Radiación inicial (Wm ⁻²)	Radiación final (Wm ⁻²)	COT inicial (mg l ⁻¹)	COT final (mg l ⁻¹)	Tensión de celda (Volts)	C _{EP} (kWhm ⁻³)
1	8.51	8.65	1 934	8.92	1 060	780	249.8	227.4	6.75	27.0
2	8.47	8.54	1 921	7.34	1 090	760	251.7	210.6	10.9	65.4
3	8.43	8.52	1 898	6.40	910	780	251.6	201.4	11.9	47.6
4	8.36	8.47	1 890	8.44	952	790	250.5	193.1	10.1	40.2
5	8.57	8.68	1 917	7.50	962	874	249.3	208.2	11.5	69.0
6	8.46	8.53	1 918	8.25	920	790	250.2	212.7	10.2	40.8
7	8.22	8.32	1 935	8.75	1 027	845	251.1	209.8	9.9	39.6
8	7.89	8.42	1 925	8.65	995	856	252.8	194.2	10.1	74.0
9	7.93	8.24	1 963	9.33	1 003	838	251.1	195.9	8.9	53.7
10	8.28	8.52	1 949	8.56	1 050	856	249.6	227.3	10.1	40.2
11	8.08	8.27	1 953	8.28	926	738	252.5	235.6	9.6	6.1
12	7.39	8.52	1 918	8.59	964	880	252.4	215.6	9.9	39.8
13	7.88	8.45	1 895	8.99	925	870	252.3	215.6	9.2	54.9
14	7.94	8.35	1 931	8.22	990	803	252.2	204.2	10.1	40.4
15	7.83	8.31	1 936	7.03	893	834	252.9	215.2	11.5	23.0
16	7.91	8.42	1 892	9.19	842	780	252.9	219.6	7.8	15.7
17	8.20	8.56	1 910	8.13	885	823	250.9	230.9	9.7	38.8
18	7.95	8.51	1 983	8.60	888	873	249.5	202.4	9.7	38.6
19	7.81	8.43	1 943	7.86	815	931	248.7	202.2	11.7	23.3
20	7.94	8.35	1 927	9.09	867	905	252.6	197.3	9.1	18.2

único fin fue disminuir la tensión de celda y el costo eléctrico, el cual está ligado con el consumo energético de los procesos (C_{EP}), donde un aumento en la intensidad de corriente incrementa el voltaje de celda. Este C_{EP} es definido como la cantidad de energía consumida durante el proceso de degradación a un tiempo *t*; el C_{EP} es expresado en unidades de kWhm⁻³ y queda definido por la ecuación (19) (Isarain-Chávez et al., 2012):

$$C_{EP} = \frac{V * I * t}{V_s} \quad (19)$$

Donde *I* es la intensidad de corriente (A); *t*, el tiempo de electrólisis (horas); *V*, el voltaje promedio de celda (V), y *V_s* es el volumen del agua tratada (l).

Respuestas del diseño de experimentos

El cuadro 3 presenta los factores y las respuestas para el diseño rotatable compuesto central usando la MSR, generando los perfiles gráficos donde se extraen los parámetros de diferencia en la concentración del carbono orgánico total (ΔCOT), eficiencia de degradación (η) y el consumo energético por unidad de masa de COT (CE_{COT}); los dos primeros parámetros fueron evaluados por las ecuaciones (20) y (21):

$$\Delta COT = [COT_0 - COT_t] \quad (20)$$

$$n = \frac{[COT_0 - COT_t]}{COT_0} * 100 \quad (21)$$

Donde COT₀ es la concentración del carbono orgánico total inicial (mg l⁻¹) y COT_{*t*}

Cuadro 3. Factores y respuestas del diseño de experimentos.

Núm. ensayo	X ₁ : corriente (ampere)	X ₂ : Na ₂ SO ₄ (moles)	X ₃ : catalizador (mg l ⁻¹)	Respuesta ΔCOT (mg l ⁻¹)	Respuesta CE _{COT} (kWh COT ⁻¹)	Respuesta eficiencia (%)
1	20.0	0.06	150	22.43	1.21	10
2	30.0	0.03	200	41.10	1.59	20
3	20.0	0.02	150	50.18	0.95	25
4	20.0	0.04	150	57.38	0.70	30
5	30.0	0.03	100	41.08	1.68	20
6	20.0	0.04	234	37.47	1.09	18
7	20.0	0.04	150	41.26	0.96	20
8	36.8	0.04	150	58.57	1.26	30
9	30.0	0.05	200	55.21	0.97	28
10	20.0	0.04	150	22.33	1.80	10
11	3.18	0.04	150	16.92	0.36	7
12	20.0	0.04	150	36.85	1.08	17
13	30.0	0.05	100	36.71	1.49	17
14	20.0	0.04	150	47.92	0.84	23
15	10.0	0.03	100	37.80	0.61	18
16	10.0	0.05	100	33.33	0.47	15
17	20.0	0.04	65.9	20.03	1.94	9
18	20.0	0.04	150	47.05	0.82	23
19	10.0	0.03	200	46.50	0.50	23
20	10.0	0.05	200	55.32	0.33	28

es la concentración del carbono orgánico total al tiempo t (min). Mientras que el consumo energético por unidad de masa de COT (CE_{COT}) es expresado en kWh (gCOT⁻¹) a un tiempo t de electrólisis, expresado por la ecuación (22), donde $\Delta(COT)_{exp}$ es el descenso del COT experimental (g m⁻³) (Isarain-Chávez et al., 2012):

$$CE_{COT} = \frac{C_{EP}}{\Delta(COT)_{exp}} \quad (22)$$

En dicho cuadro se aprecia que los valores de ΔCOT van de 16 a 57 mg l⁻¹ y se interpreta que la mayor eficiencia se consigue al aplicar una corriente de 30 y 36.8 ampere, así como la adición de 150 a 200 mg l⁻¹ de TiO₂ con 0.04, 0.05 molar de Na₂SO₄.

Las ecuaciones (23), (24) y (25) son los modelos matemáticos predictivos obtenidos en términos lineales con las interacciones de las

tres variables independientes conforme a la ecuación (17), para el CE_{COT} , el ΔCOT , y la η por oxidación anódica acoplada a la fotocátalisis en el tratamiento de 20 l de aguas residuales domésticas:

$$CE_{COT} = 0.95287 + 0.039131 * X_1 - 5.00314 * X_2 - 3.34979E^{-003} * X_3 \quad (23)$$

$$\Delta COT = 22.13172 + 0.52146 * X_1 - 238.59172 * X_2 + 0.11502 * X_3 \quad (24)$$

$$\eta = 8.88318 + 0.28792 * X_1 - 122.14836 * X_2 + 0.064847 * X_3 \quad (25)$$

La figura 2a muestra una aceptable correlación entre la probabilidad normal de los residuales para el CE_{COT} donde los puntos cercanos a la diagonal indican el óptimo del modelo, la cual determina que la desviación

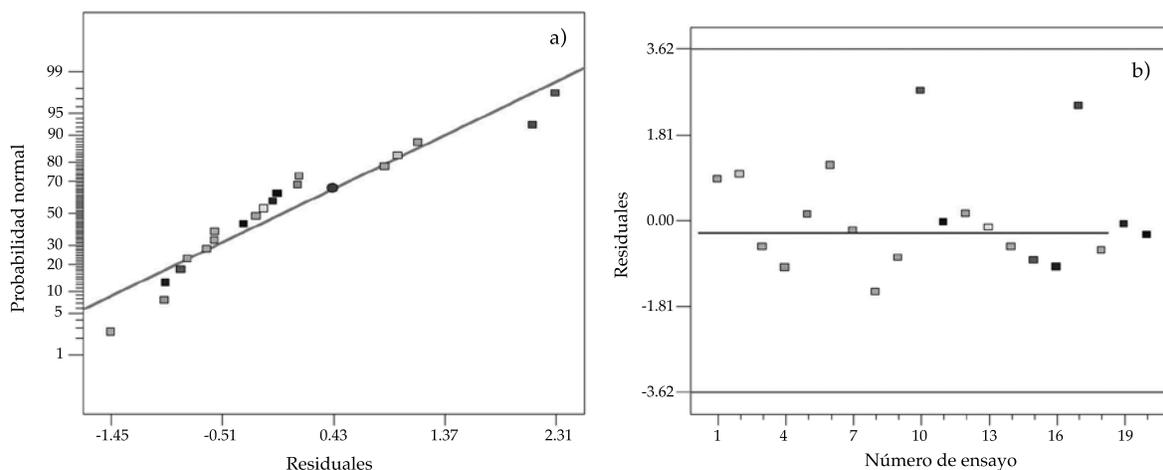


Figura 2. (a) Correlación entre la probabilidad normal predicha por el modelo *vs.* los residuales y (b) residuales *vs.* número de ensayos, para el análisis de CE_{COT} a los 240 minutos de degradación por electro-oxidación acoplada a la fotocátalisis en el tratamiento de 20 l de aguas residuales domésticas con 742.9-756.4 mg l⁻¹ en DQO.

entre estos valores es mínima (Ramírez *et al.*, 2005; Almeida *et al.*, 2011). En el caso de la figura 2b, los residuales se encuentran dentro de los límites (Domínguez *et al.*, 2010).

Análisis de varianza ANOVA para el modelo lineal

En el cuadro 4 se muestra el análisis de varianza, el cual demuestra que el modelo lineal es significativo a partir del test (F modelo = 7.19), con un valor bajo de probabilidad de 0.0028, con modelos sugeridos con $p < 0.05$, los cuales fueron validados con ensayos independientes.

Superficies de respuesta

Efecto de la intensidad de corriente

En la figura 3 se observan los gráficos tridimensionales de superficie de respuesta para CE_{COT} , ΔCOT y η , mostrando el efecto de la concentración del Na_2SO_4 , del TiO_2 y de la I . En el cuadro 3 se aprecian los ensayos a cinco diferentes intensidades de corriente: 10, 20 y 30 A, con un mínimo de 3.18 y un máximo de 36.82 ampere. Al aplicar la corriente de 3.18 A, se obtiene una baja eficiencia de degradación de 7% (ensayo 11), con un efecto poco significativo

Cuadro 4. Análisis ANOVA del modelo de superficie de respuesta lineal para el CE_{COT}

Factores	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrada	Valor F	P-Valor de probabilidad > F
Modelo	2.51	3	0.84	7.19	0.0028
X_1 -I	2.09	1	2.09	17.98	0.0006
X_2 - Na_2SO_4	0.034	1	0.034	0.29	0.5952
X_3 -catalizador	0.38	1	0.38	3.29	0.0883
Residuales	1.86	16	0.12		
Error puro	0.79	5	0.16		
Total (corr.)	4.37	19			

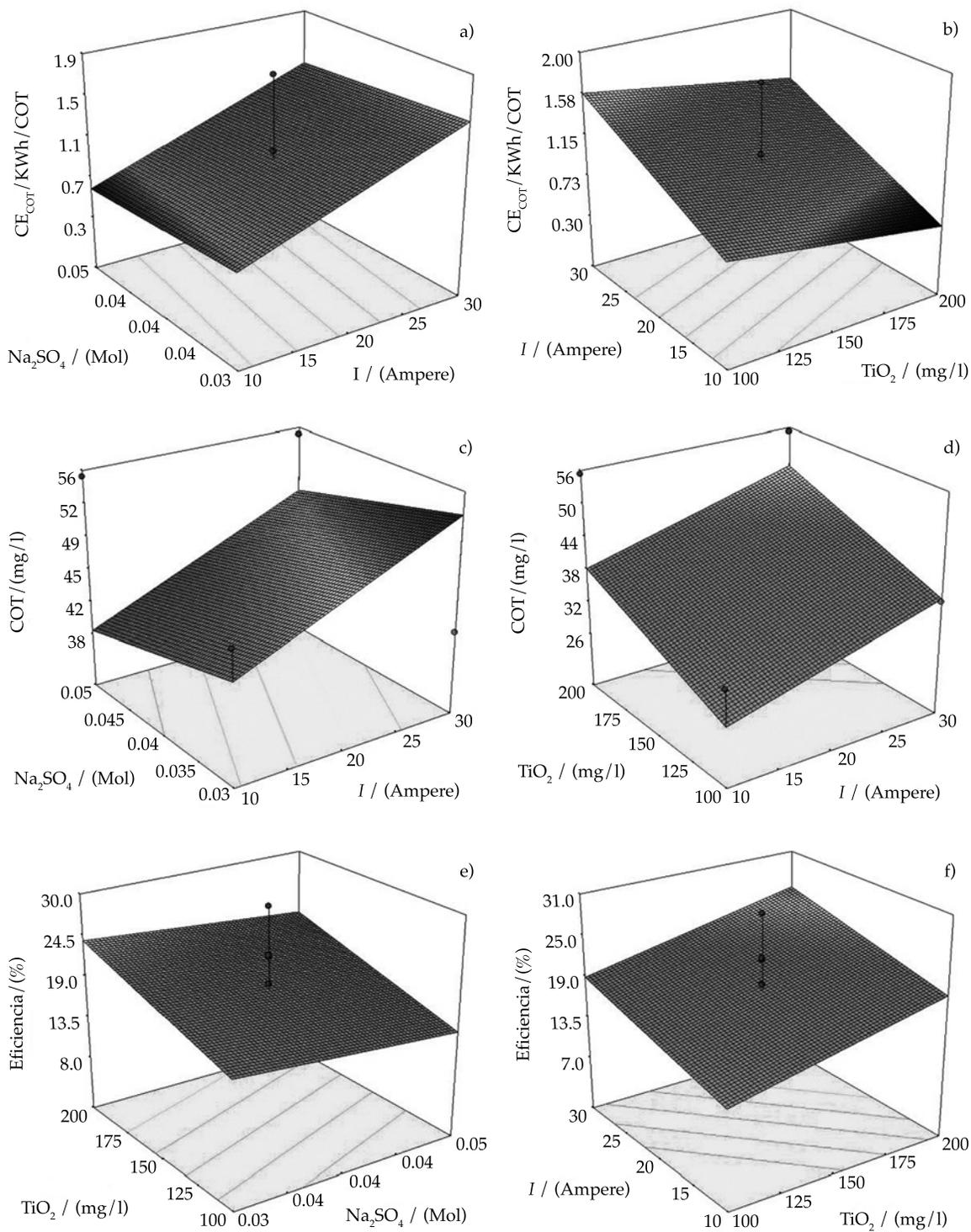
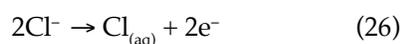


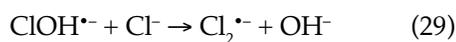
Figura 3. Gráficos de superficie de respuesta generada usando el diseño de compuesto central para la oxidación anódica acoplada a la fotocátalisis en el tratamiento de 20 l de aguas residuales domésticas: (a) CE_{COT} con Na_2SO_4 vs. I ; (b) CE_{COT} con I vs. TiO_2 ; (c) COT con Na_2SO_4 vs. I ; (d) COT con TiO_2 vs. I ; (e) eficiencia con TiO_2 vs. Na_2SO_4 ; (f) eficiencia con I vs. TiO_2 .

por parte del fotocatalizador y un consumo de 0.36 kWh COT⁻¹. Mientras que a 36.8 A, se consigue 30% de degradación, manteniendo la misma concentración del fotocatalizador y del sulfato de sodio, con un consumo de 1.26 kWh COT⁻¹, siendo éste superior al del ensayo 4 bajo las mismas condiciones de TiO₂ y Na₂SO₄; esto demuestra que el radical [•]OH vía electroquímica fue la principal especie oxidante, también se tienen reacciones de competencia (ecuación (1)), la cual, a altas intensidades de corriente, consume electrones que provocan una disminución en la eficiencia del proceso global y un mayor consumo energético (figuras 3a y 3b).

Cabe hacer mención que el efluente presentó una alta concentración de cloruros (49.5 mg l⁻¹), que en teoría puede llevar a la formación de especies que contribuyen al proceso oxidativo con bajo consumo energético (ensayos 4, 14 y 18), como lo muestra la reacción (26), donde la especie formada es hidrolizada a ión cloro y ácido hipocloroso (reacción (27)); esta última posee un menor poder oxidante (E° = 1.49 V vs. SHE) que el radical [•]OH (E° = 2.80 V vs. SHE) (De Laat, Le, & Legube, 2004; Kim et al., 2005; Isarain-Chávez et al., 2014):

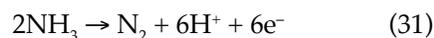


Estas reacciones pueden ser afectadas a altas densidades de corriente donde un exceso de radicales [•]OH puede transformar al ión Cl⁻, a otras especies menos oxidantes conforme a las reacciones (28), (29) y (30) (De Laat et al., 2004; Kim et al., 2005; Isarain-Chávez et al., 2014):

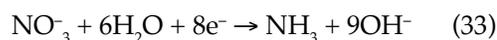
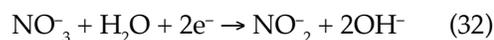


Otras de las especies a considerar es el nitrógeno amoniacal (19.6 mg l⁻¹), los iones ni-

trito y nitrato; la primera especie teóricamente podría ser oxidada por seis electrones, con la inhibición de la reacción de evolución de oxígeno, siguiendo la reacción (31) (Kim et al., 2005; Michels, Kapalka, Abd-El-Latif, Baltruschat & Comminellis, 2010):



Mientras que en el cátodo podría reducir el ión nitrato (10.1 mg l⁻¹) a nitrito vía dos electrones (reacción (32)), o bien el ión nitrato puede ser llevado hasta amonio vía ocho electrones conforme la reacción (33) (Kim et al., 2005; Michels et al., 2010), en el medio fotocatalítico podría llevarse a cabo la reacción inversa del ión nitrito, a ión nitrato, como se muestra en la reacción (34):

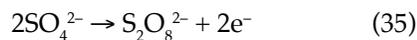


De acuerdo con los resultados mostrados, se tiene que a intensidades de corriente de 20 A, se alcanzan eficiencias de 23 hasta 30%, con consumos que van de 0.7 a 0.84 kWh COT⁻¹, lo cual se traduce en un ahorro energético.

Efecto de la concentración del Na₂SO₄

Con la finalidad de evaluar la influencia del Na₂SO₄, se realizaron experimentos con cinco diferentes concentraciones, cuyos valores se muestran en el cuadro 3 y en la figura 3, resultando que a 0.02 y 0.04 M (ensayos 2, 7 y 12), la degradación fue significativamente mayor que a 0.06 M (ensayo 1), todas ellas con intensidades de corriente de 20 A y 150 mg l⁻¹ de TiO₂. Los ensayos 15 y 16 a concentraciones de 0.03 y 0.05 M de Na₂SO₄ y corrientes de 10 A y 100 mg l⁻¹ de TiO₂, con degradaciones de 18 y 15%, respectivamente. Estos resultados concuerdan con lo reportado en la literatura, donde un aumento en la concentración de Na₂SO₄ provoca un me-

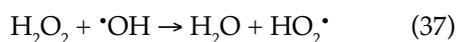
nor abatimiento del COT (figura 3c) debido a que el anión SO_4^{2-} posee la constante de reacción de secuestro de radicales más alta que los otros iones, pese a su desaparición más rápida en las aguas, como se ha reportado ($\text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^-$). Este efecto también puede atribuirse a una alta intensidad en la corriente, que genera una elevada concentración de radicales $\cdot\text{OH}$, la cual conduce a la formación de oxidantes débiles, como los iones $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$, conforme a la reacción (35) (Domínguez et al., 2010; García et al., 2014):



La disminución en los costos por kWh COT⁻¹ para todos aquellos sistemas con alto contenido de Na_2SO_4 no compensa la baja eficiencia de degradación lograda al final de la electrólisis.

Efecto de la concentración del TiO_2

Al igual que en los casos anteriores, se probaron cinco diferentes concentraciones de fotocatalizador, considerando dos valores extremos de 65.9 y 234 mg l⁻¹ de TiO_2 , con eficiencias de 9 y 18% a 20 A, y 0.04 M de Na_2SO_4 (ensayos 6 y 17); en el primer caso ocurre una clara deficiencia por parte del fotocatalizador, cuya contribución es mínima; en contraparte, el exceso de TiO_2 produce el efecto de apantallamiento o bien posiblemente una dimerización (ecuación (36)), generando un radical hidroperóxilo (ecuación (37)), el cual resulta menos reactivo con una baja contribución al proceso oxidativo (figuras 3e y 3f). Cabe destacar que estos sistemas tuvieron un alto consumo energético con 1.09 y 1.94 kWh COT⁻¹:



En el caso de las concentraciones de 100, 150 y 200 mg l⁻¹ de TiO_2 se consiguió una diferencia poco significativa (figura 3d), lo cual evidencia

que la mayor contribución del proceso oxidativo se debe a la producción del radical $\cdot\text{OH}$ vía electroquímica. Otro de los aspectos a considerar fue la concentración de oxígeno disuelto en el medio, ya que si el oxígeno se agota, el proceso fotocatalítico se detiene (figura 1), por lo cual el oxígeno resulta ser el principal aceptor de electrones, generando al radical superóxido $\text{O}_2\cdot$ ($K_{\text{O}_2} = 2 \times 10^{10} \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$), conforme a la ecuación (38), el cual posee un menor poder oxidante; sin embargo, puede llegar a degradar compuestos aromáticos sustituidos con una alta absorción en el intervalo UV:



Es de destacar que las aguas residuales domésticas con las que se realizaron todos los ensayos poseen cierta concentración de iones HCO_3^- , los cuales pueden disminuir la eficiencia del proceso, como se pone de manifiesto en la reacción (39):



Optimización del proceso

A partir de los resultados anteriores, se seleccionó al sulfato de sodio como la variable a minimizar, para maximizar la eficiencia de degradación, manteniendo en el intervalo al consumo energético y al catalizador. De esta manera se determinaron las condiciones óptimas del proceso y cuyos límites son listados en el cuadro 5.

Experimentos óptimos y caracterización del agua residual

La solución obtenida por el sistema predice un ΔCOT de 54 mg l⁻¹ y una eficiencia de degradación máxima de 26.8%, con un consumo mínimo de 1.30 kWh COT⁻¹ y una deseabilidad de 0.768, aplicando una intensidad de corriente de 29.78 A, con concentraciones de 0.03 M de Na_2SO_4 y 200 mg l⁻¹ de TiO_2 . Estas condiciones

Cuadro 5. Optimización del diseño de experimentos.

Factor/respuesta	Objetivo	Límite superior	Límite inferior
I	En el intervalo	10	30
Na_2SO_4	Minimizar	0.03	0.05
Catalizador	En el intervalo	100	200
ΔCOT	Maximizar	16.91	58.57
CE_{COT}	Minimizar	0.328	1.937
η	Maximizar	7.2	30.2

fueron ensayadas en el sistema consiguiendo una disminución en la DQO de 793.7 a 479.7 mg l^{-1} , y en COT de 265.7 a 212.9 mg l^{-1} , con un aumento del pH de 8.1 a 8.42 unidades. Pese a que se emplearon los parámetros óptimos, difícilmente se alcanzó un porcentaje superior a 19.8% en COT, con lo cual se demuestra que ambos procesos de oxidación avanzada bajo estas condiciones ensayadas no son suficientemente robustos como para tratar aguas residuales que no hayan sido sometidas a algún tratamiento previo.

Conclusiones

Los ensayos mostraron un aumento en la degradación, al incrementar la intensidad de corriente sobre los electrodos de DSA, decreciendo la tensión de celda al aumentar la concentración de Na_2SO_4 , ya que el agua residual posee una baja conductividad; esto conlleva a un aumento en el costo de tratamiento por la adición de reactivos, siendo poco viable esta alternativa, por lo cual no es recomendable la oxidación anódica para estos efluentes, pese al alto poder oxidante de los materiales, ya que el alto consumo energético y el bajo porcentaje de degradación hacen poco atractiva esta tecnología. Este hecho quedó demostrado al pasar de los 30 a los 36 A, consiguiendo degradaciones poco significativas. Un aumento en la concentración del TiO_2 incrementa la degradación, pero un exceso de fotocatalizador puede propiciar un efecto negativo de apantallamiento; de manera análoga, un incremento en la concentración de Na_2SO_4 favorece la generación del anión SO_4^{2-} , el cual posee la constante de reacción de secues-

tro de radicales $\cdot\text{OH}$ muy alta, disminuyendo la eficiencia global del proceso. La combinación de TiO_2 y DSA representa una alternativa en el pulido de las aguas en la eliminación de trazas de contaminantes, pero no así para efluentes con una alta concentración de sólidos suspendidos, color y DQO.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Centro de Innovación Aplicada en Tecnologías Competitivas (Ciatec) por su apoyo a través del proyecto 000HD0072 para la realización del trabajo.

Referencias

- APHA, AWWA, WEF (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Method 9222D*. 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation.
- Almeida, L. C., García-Segura, S., Bocchia, N., & Brillas, E. (March 14, 2011). Solar Photoelectro-Fenton Degradation of Paracetamol Using a Flow Plant with a Pt/air-Diffusion Cell Coupled with a Compound Parabolic Collector: Process Optimization by Response Surface Methodology. *Applied Catalysis B: Environmental*, 103(1-2), 21-30.
- Cabrera, M. I., Alfano, O. M., & Cassano, A. E. (December, 1996). Absorption and Scattering Coefficients of Titanium Dioxide Particle Suspensions in Water. *Journal Physical Chemistry*, 100(51), 20043-20050.
- Cong, Y., Wu, Z., & Tan, T. (May 22, 2005). Dechlorination by Combined Electrochemical Reduction and Oxidation. *Journal of Zhejiang University Science*, 6(6), 563-568.
- Chatzisyneon, E., Dimou, A., Mantzavinou, D., & Katsaounis, A. (August 15, 2009). Electrochemical Oxidation of Model Compounds and Olive Mill Wastewater over DSA Electrodes: The Case of Ti/IrO₂ Anode. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 268-274.

- Chong, M. N., Jin, B., Christopher-Chow, W. K., & Saint, C. (May, 2010). Recent Developments in Photocatalytic Water Treatment Technology: A Review. *Water Research*, 44(10), 2997-3027.
- Chu, Y., Zhang, D., Liu, L., Qian, Y., & Li, L. (May 15, 2013). Electrochemical Degradation of M-cresol Using Porous Carbon-Nanotube-Containing Cathode and Ti/SnO₂-Sb₂O₅-IrO₂ Anode: Kinetics, Byproducts and Biodegradability. *Journal of Hazardous Materials*, 252-253, 306-312.
- De Laat, L., Le, G. T., Legube, B. (May, 2004). A Comparative Study of the Effects of Chloride, Sulfate and Nitrate Ions on the Rates of Decomposition of H₂O₂ and Organic Compounds by Fe(II)/H₂O₂ and Fe(III)/H₂O₂. *Chemosphere*, 55(5), 715-723.
- Domínguez, J. R., González, T., Palo, P., & Sánchez-Martín, J. (September 1, 2010). Anodic Oxidation of Ketoprofen on Boron-doped Diamond (BDD) Electrodes. Role of Operative Parameters. *Chemical Engineering Journal*, 162(3), 1012-1018.
- Feng, Y. J., & Li, X. Y. (May 2003). Electro-Catalytic Oxidation of Phenol on Several Metal-Oxide Electrodes in Aqueous Solution. *Water Research*, 37(10), 2399-2407.
- Fernandes, A., Pacheco, M. J., Ciríaco, L., & López, A. (January 15, 2012). Anodic Oxidation of a Biologically Treated Leachate on a Boron-doped Diamond Anode. *Journal of Hazardous Materials*, 199-200, 82-87.
- Fierro, S., Ouattara, L., Herrera, C. E., Passas-Lagos, E., Baltruschat, H., & Comninellis, C. (February 28, 2009). Investigation of Formic Acid Oxidation on Ti/IrO₂ Electrodes. *Electrochimica Acta*, 54(7), 2053-2061.
- García, O., Isarain-Chávez, E., El-Ghenymy, A., Brillas, E., & Peralta-Hernández, J. M. (August 15, 2014). Degradation of 2, 4-D Herbicide in a Recirculation Flow Plant with a Pt/Air-Diffusion and a BDD/BDD Cell by Electrochemical Oxidation and Electro-Fenton Process. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 728, 1-9.
- García, O., Isarain-Chávez, E., García-Segura, S., Brillas, E., & Peralta-Hernández, J. M. (December, 2013). Degradation of 2, 4-Dichlorophenoxyacetic Acid by Electro-Oxidation and Electro-Fenton/BDD Processes Using a Pre-pilot Plant. *Electrocatalysis*, 4(4), 224-234.
- González, M. C., & Braun, A. M. (August, 1995). Photolysis of Aqueous Solutions of Nitrate and Nitrite. *Res. Chem. Intermed*, 21(8-9), 837-859.
- Gueymard, C. A. (April, 2004). The Sun's Total and Spectral Irradiance for Solar Energy Applications and Solar Radiation Models. *Solar Energy*, 76(4), 423-453.
- Hammami, S., Oturan, N., Bellakhal, N., Dachraoui, M., & Oturan, M. A. (November 15, 2007). Oxidative Degradation of Direct Orange 61 by Electro-Fenton Process Using a Carbon Felt Electrode: Application of the Experimental Design Methodology. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 610(1), 75-84.
- Hapeshi, E., Achilleos, A., Vasquez, M. I., Michael, C., Xekoukoulotakis, N. P., Mantzavinos, D., & Kassinos, D. (March, 2010). Drugs Degrading Photocatalytically: Kinetics and Mechanisms of Ofloxacin and Atenolol Removal on Titania Suspensions. *Water Research*, 44(6), 1737-1746.
- Huang, Y. H., Shih, Y. J., & Liu, C. H. (April 15, 2011). Oxalic Acid Mineralization by Electrochemical Oxidation Processes. *Journal of Hazardous Materials*, 188(1-3), 188-192.
- Isarain-Chávez, E., De la Rosa, C., Godínez, L. A., Brillas, E., & Peralta-Hernández, J. M. (January 15, 2014). Comparative Study of Electrochemical Water Treatment Processes for a Tannery Wastewater Effluent. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 713, 62-69.
- Isarain-Chávez, E., De la Rosa, C., Martínez-Huitle, C. A., & Peralta-Hernández, J. M. (March, 2013). On-Site Hydrogen Peroxide Production at Pilot Flow Plant: Application to Electro-Fenton Process. *International Journal Electrochemical Science*, 8, 3084-3094.
- Isarain-Chávez, E., Peralta-Hernández J. M., Guerra, R., & Morales-Ortiz, U. (August, 2012). Caracterización de ánodos de PtPdOx y RuO₂ usados en una celda electroquímica para la eliminación del cloruro de metilitionina en una solución sintética. *Revista Académica de la FI-UADY*, 16(2), 131-140.
- Kim, K. W., Kim, Y. J., Kim, I. T., Park, G. I., & Lee, E. H. (August 10, 2005). The Electrolytic Decomposition Mechanism of Ammonia to Nitrogen at an IrO₂ Anode. *Electrochimica Acta*, 50(22), 4356-4364.
- Lacasa, E., Cañizares, P., Rodrigo, M. A., & Fernández, F. J. (February 15, 2012b). Electro-Oxidation of As(III) with Dimensionally-Stable and Conductive-Diamond Anodes. *Journal of Hazardous Materials*, 203-204, 22-28.
- Lacasa, E., Llanos, J., Cañizares, P., & Rodrigo, M. A. (March, 2012a). Electrochemical Denitrification with Chlorides Using DSA and BDD Anodes. *Chemical Engineering Journal*, 184(1), 66-71.
- Lambert, J., Maldonado-Vega M., Isarain-Chávez, E., & Peralta-Hernández, J. M. (July, 2013). Ozone and Electrocoagulation Processes for Treatment of Dye in Leather Industry Wastewater: A Comparative Study. *International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering*, 3(7), 1-9.
- Legrini, O., Oliveros, E., & Braun, A. M. (January, 1993). Photochemical Processes for Water Treatment. *Chem. Rev.*, 93(2), 671-698.
- León, M. T., Pomposo, G. G., Suárez, G. J., & Vega, S. S. (2009). Treatment of Acid Orange 24 Solutions with Dimensionally Stable Anodes. *Portugaliae Electrochimica Acta*, 27(3), 227-236.
- Makgae, M. E., Klink, M. J., & Crouch A. M. (December, 2008). Performance of Sol-Gel Titanium Mixed Metal Oxide Electrodes for Electro-catalytic Oxidation of Phenol. *Applied Catalysis B: Environmental*, 84(3-4), 659-666.

- Malato, S., Fernández-Ibáñez, P., Maldonado, M. I., Blanco, J., & Gernjak, W. (September 15, 2009). Decontamination and Disinfection of Water by Solar Photocatalysis: Recent Overview and Trends. *Catalysis Today*, 147(1), 1-59.
- Marselli, B., García-Gómez, J., Michaud, P. A., Rodrigo, M. A., & Comninellis, C. (February, 2003). Electrogeneration of Hydroxyl Radicals on Boron-doped Diamond Electrodes. *Journal of the Electrochemical Society*, 150(3), D79-D83.
- Martínez-Huitle, C. A., & Brillas, E. (April 7, 2009). Decontamination of Wastewaters Containing Synthetic Organic Dyes by Electrochemical Methods: A General Review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 87(3-4), 105-145.
- Michels, N. L., Kapalka, A., Abd-El-Latif, A. A., Baltrusch, H., & Comninellis, C. (September, 2010). Enhanced Ammonia Oxidation on BDD Induced by Inhibition of Oxygen Evolution Reaction. *Electrochemistry Communications*, 12(9), 1199-1202.
- Morales-Ortiz, U., Ávila-García, A., & Hugo-Lara, C. (April 14, 2006). Ruthenium Oxide Films for Selective Coatings. *Solar Energy Materials & Solar Cell*, 90(6), 832-840.
- Panizza, M., & Cerisola, G. (April, 2009). Direct and Mediated Anodic Oxidation of Organic Pollutants. *Chem. Rev.*, 109, 6541-6569.
- Papastefanakis, N., Mantzavinos, D., & Katsaounis, A. (April, 2010). DSA Electrochemical Treatment of Olive Mill Wastewater on Ti/RuO₂ Anode. *Journal of Applied Electrochemistry*, 40(4), 729-737.
- Patel, P. S., Bandre, N., Saraf, A., & Ruparelia, J. P. (2013). Electro-Catalytic Materials (Electrode Materials). Electrochemical Wastewater Treatment. *Procedia Engineering*, 51, 430-435.
- Profeti, L. P., Profeti, D., & Olivi, P. (March, 2009). Pt-RuO₂ Electrodes Prepared by Thermal Decomposition of Polymeric Precursors as Catalysts for Direct Methanol Fuel Cell Applications. *International Journal of Hydrogen Energy*, 34(6), 2747-2757.
- Ramírez, J. H., Costa, C. A., & Madeira, L. M. (October, 2005). Experimental Design to Optimize the Degradation of the Synthetic Dye Orange II Using Fenton's Reagent. *Catalysis Today*, 107-108(30), 68-76.
- Rodríguez, J., Candal, R. J., Solís, J., Estrada, W., & Blesa, M. A. (2005). El fotocatalizador: síntesis, propiedades y limitaciones (pp. 129-145). En R. J. Candal (Ed.). *Tecnologías solares para la desinfección y descontaminación del agua*. San Martín, Argentina: UNSAM Edita, Universidad Nacional de San Martín.
- Scialdone O. (November 1, 2009). Electrochemical Oxidation of Organic Pollutants in Water at Metal Oxide Electrodes: A simple Theoretical Model Including Direct and Indirect Oxidation Processes at the Anodic Surface. *Electrochimica Acta*, 54(26), 6140-6147.
- Scialdone, O., Randazzo, S., Galia, A., & Filardo, G. (January, 2003). Electrochemical Oxidation of Organics at Metal Oxide Electrodes: The Incineration of Oxalic Acid at IrO₂-Ta₂O₅ (DSA-O₂) Anode. *Electrochimica Acta*, 54(4), 1210-1217.
- Semarnat (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de enero de 1997.
- Szpyrkowicz, L., Juzzolino C., & Kaul, S. N. (June, 2001). A Comparative Study on Oxidation of Disperse Dyes by Electrochemical Process, Ozone, Hypochlorite and Fenton Reagent. *Water Research*, 35(9), 2129-2136.
- Szpyrkowicz, L., Kaul, S. N., Neti, R. N., & Satyanarayan, S. (April, 2005). Influence of Anode Material on Electrochemical Oxidation for the Treatment of Tannery Wastewater. *Water Research*, 39(8), 1601-1613.
- Wu, J., Zhang, H., Oturan N., Wang, Y., Chen, L., & Oturan, M. A. (May 2012). Application of Response Surface Methodology to the Removal of the Antibiotic Tetracycline by Electrochemical Process Using Carbon-felt Cathode and DSA (Ti/RuO₂-IrO₂) Anode. *Chemosphere*, 87(6), 614-620.
- Zanbotto-Ramalho, A. M., Martínez-Huitle, C. A., & Ribeiro Da Silva, D. (February, 2010). Application of Electrochemical Technology for Removing Petroleum Hydrocarbons from Produced Water Using a DSA-type Anode at Different Flow Rates. *Fuel*, 89(2), 531-534.
- Zhang, C., Yang, L., Rong, F., Fu D., & Gu, Z. (March, 2012). Boron-Doped Diamond Anodic Oxidation of Ethidium Bromide: Process Optimization by Response Surface Methodology. *Electrochimica Acta*, 64(1), 100-109.
- Zhou, M., Liu, L., Jiao, Y., Wang, Q., & Tan, Q. (August 15, 2011b). Treatment of High-Salinity Reverse Osmosis Concentrate by Electrochemical Oxidation on BDD and DSA Electrodes. *Desalination*, 277(1-3), 201-206.
- Zhou, M., Särkkä, H., & Sillanpää, M. A. (April 29, 2011a). Comparative Experimental Study on Methyl Orange Degradation by Electrochemical Oxidation on BDD and MMO Electrodes. *Separation and Purification Technology*, 78(3), 290-297.

Dirección institucional de los autores

Dr. Eloy Isarain Chávez
 Ing. Saray Ramírez Martínez
 Dra. María Maldonado Vega
 Dra. Juliette Lambert
 Dr. Juan M. Peralta Hernández

Centro de Innovación Aplicada en Tecnologías Competitivas (CIATEC)
 Departamento de Investigación Ambiental
 Omega-201, Fraccionamiento Industrial Delta
 37545 León, Guanajuato, MÉXICO
 Teléfono: +52 (477) 7100 011, extensión 1508

isarain_chavez@yahoo.com.mx
vega.maldonado.m@gmail.com
jlambert@ciatec.mx
jperalta@ciatec.mx

M.C. Ulises Morales-Ortiz

Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa
Departamento de Química
Av. San Rafael Atlixco núm. 186
09340 México, D.F., MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5804 4671, extensión 15
ulis@xanum.uam.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Río Verde, San Luis Potosí, México.

Foto: David Vinicio Carrera Villacrés.

Salinidad cuantitativa y cualitativa del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, México

• David Vinicio Carrera-Villacrés* •

Universidad de las Fuerzas Armadas, Ecuador y Colegio de Postgraduados, México

*Autor de correspondencia

• Tania Crisanto-Perrazo •

Escuela Politécnica Nacional, Ecuador

• Héctor Ortega-Escobar • Jazmín Ramírez-García • David Espinosa-Victoria •

• Carlos Ramírez-Ayala • Víctor Ruiz-Vera •

Colegio de Postgraduados, México

• Martha Velázquez-Machuca •

Instituto Politécnico Nacional, México

• Edgar Sánchez-Bernal •

Universidad del Mar, México

Resumen

Carrera-Villacrés, D. V., Crisanto-Perrazo, T., Ortega-Escobar, H., Ramírez-García, J., Espinosa-Victoria, D., Ramírez-Ayala, C., Ruiz-Vera, V., Velázquez-Machuca, M., & Sánchez-Bernal, E. (marzo-abril, 2015). Salinidad cuantitativa y cualitativa del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(2), 69-83.

La investigación se desarrolló en el sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, con el objetivo de conocer la evolución y salinidad de las aguas de riego tanto cuantitativa, expresada como conductividad eléctrica, como cualitativa, calculada mediante la relación de adsorción de sodio y magnesio, para posteriormente predecir sus efectos sobre los suelos y cultivos. La investigación fue no experimental transversal descriptiva, con el muestreo a juicio en 69 estaciones, muestreadas desde el invierno de 2009, y primavera y otoño de 2010. Se determinaron 10 mediciones en cada muestra de agua: cationes, aniones, pH y conductividad eléctrica (CE). Se siguió el modelo basado en la alcalinidad para determinar la vía evolutiva que toman las aguas, y se comprobó con un experimento de reconcentración de sales por evaporación. Se calculó el índice de saturación (IS) y las modificaciones de la relación de adsorción de sodio (RAS); éstas fueron, RAS y RAS_{aj} . El sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, de acuerdo con la salinidad cuantitativa, se clasificó en su mayoría de ríos como alta y muy altamente salinas; la salinidad cualitativa más crítica fue la magnésica, en comparación con la sódica, a pesar de que la calcita precipitará. La evolución de las aguas fueron de sulfatadas cálcicas a sulfatadas magnésicas y sódicas. Existe la tendencia a que aumente la concentración y cambie la tipología de la salinidad de las aguas del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, afectando los suelos y cultivos.

Palabras clave: sódica, magnésica, evolución de las aguas, geoestadística.

Abstract

Carrera-Villacrés, D. V., Crisanto-Perrazo, T., Ortega-Escobar, H., Ramírez-García, J., Espinosa-Victoria, D., Ramírez-Ayala, C., Ruiz-Vera, V., Velázquez-Machuca, M., & Sánchez-Bernal, E. (March-April, 2015). Qualitative and Quantitative Salinity of the Santa María-Verde River Hydrographic System, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(2), 69-83.

This investigation took place in the Santa Maria-Verde River hydrographic system in order to identify the evolution of the salinity of irrigation water. It included both a quantitative (electrical conductivity) and qualitative (calculated using the sodium and magnesium adsorption ratio) analysis in order to predict effects on soil and crops. The investigation used a non-experimental, descriptive cross-sectional design in which 69 stations were sampled from winter 2009 to spring and autumn of 2010. Ten measurements were taken for each water sample, cations, anions, pH and electrical conductivity (CE). An alkalinity model was used to determine the evolution of the waters, which was experimentally verified by re-concentration of salts through evaporation. The saturation index (SI) and changes in the sodium adsorption ratio (SAR and SAR_{aj}) were calculated. The salinity of most of the rivers in the Santa Maria-Verde River hydrographic system was classified as high or very high, according to the quantitative analysis. The most critical qualitative salinity was that of magnesium, as compared to sodium, even with the precipitation of calcite. The waters evolved from calcium sulfate to magnesium and sodium sulfate. There was a trend of increasing concentrations and changes in the type of salinity of the waters in the Santa Maria-Verde River hydrographic system, which affects the soils and crops.

Keywords: sodium, magnesium, evolution of water, geostatistical.

Recibido: 17/05/2011
Aceptado: 15/10/2014

Introducción

La salinidad de los suelos causa graves problemas a la agricultura, por lo que este estudio contribuirá al desarrollo de las regiones áridas y semiáridas que sufren con mayor intensidad dicho fenómeno. Los recursos agronómicos de las regiones áridas y semiáridas representan 60% del territorio mexicano y son los menos explotados, a pesar de que se consideran con un alto potencial agrícola. El sistema hidrográfico Santa María-Río Verde es uno de los más afectados debido a la salinidad de sus suelos. La salinidad en los suelos es posible determinarla a través de la medición de los iones en las aguas de riego, pues cuando se realiza la irrigación de los cultivos, el agua satura el suelo y en ese instante existe un equilibrio químico entre estas dos matrices.

La salinidad cuantitativa se mide a través de la conductividad eléctrica (CE) de las aguas, mientras que la salinidad cualitativa en este trabajo se midió a través de las relaciones de adsorción de Na^+ y Mg^{2+} .

La salinidad cuantitativa engloba la salinidad primaria y secundaria; esta última es causada por el hombre debido a las malas prácticas de riego. En la zona de estudio, la salinidad primaria obedece a su pasado geológico, lo cual provoca procesos geoquímicos entre las aguas, suelos y cultivos, que pueden generar graves problemas al incorporarlos a la agricultura, y los empobrece física y químicamente, disminuyendo en especial su fertilidad; en hojas y frutos se presentan daños por la acumulación de iones tóxicos en las células, disminuyendo su tamaño, color y, por tanto, su valor comercial (Shani & Dudley, 2001).

Para la determinación de la evolución salina se realizó un experimento de reconcentración de sales, con el fin de simular lo que sucede en la geografía de la zona de riego de Río Verde por los procesos de evaporación-precipitación. En este experimento se determinó que las sales disueltas en el agua cambian de sulfatadas cálcicas,

que tienen una solubilidad cercana a los 10 g l^{-1} , a sulfatadas magnésicas y sódicas, con una solubilidad aproximada de 350 g l^{-1} , corroborando los resultados mostrados por Szabolcs (1994), por lo que se consideran aguas con alta energía, impidiendo la absorción de nutrientes en los cultivos.

El objetivo del presente trabajo fue conocer la evolución y concentración de la salinidad de las aguas de riego tanto cuantitativa, expresada como conductividad eléctrica, como cualitativa, calculada a través de la relación de adsorción de sodio y magnesio, para posteriormente predecir sus efectos sobre los suelos y cultivos del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde.

Materiales y métodos

Este trabajo fue una investigación transversal, no experimental, prospectiva, a juicio del investigador. Transversal, porque se midieron una sola vez variables como características físicas y químicas en un momento dado; no se pretendió evaluar la evolución en el tiempo de las mismas. El estudio fue descriptivo, porque cuenta con un universo de aguas, que se pretendieron describir en función de un grupo de variables y respecto de las cuales no existen hipótesis centrales.

Los criterios del investigador se basaron en la observación de la zona y estudios de calidad de suelos y aguas preliminares realizados por el Colegio de Postgraduados campus Montecillo, Programa de Hidrociencias desde el año 1967 (Grande, Hernández, Aguilera, & Boulaine, 1967).

Respecto a la toma de muestras de agua, el recorrido inició desde los escurrimientos en la Sierra Madre Oriental, en donde nacen los ríos Extorax, Ayutla, Jalpan, Santa María, Río Verde, y terminó en los valles en donde se aprovecha para irrigación, con un total de 69 estaciones. Las muestras se tomaron en manantiales y ríos antes y después de su paso por zonas urbanas, con el fin de conocer el incremento en la salinidad cuantitativa y cualitativa.

En este trabajo, las variables físico-químicas medidas y consideradas para el estudio de la evolución y la salinidad cualitativa de las aguas de riego fueron la concentración de aniones y cationes ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$, Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-}), el pH y conductividad eléctrica.

Para la determinación de la evolución de la salinidad se realizó un experimento basado en la evaporación del manantial de Media Luna, que es la principal fuente de agua para riego del valle de Río Verde, experimento que comprobó los modelos propuestos por Hardie y Eugster (1970), y por Risacher y Fritz (2009).

El método utilizado para la determinación analítica de la concentración de iones fue el que propone la APHA (1995), es decir, en cada estación de muestreo del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde se tomaron por duplicado muestras de agua con un volumen de 0.5 l. El envase de recolección de la muestra de agua se enjuagó varias veces, con el agua sujeta a muestreo. Los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} se determinaron analíticamente de acuerdo con los métodos 4500-H⁺B, 2510 B, 3500 Ca D, 3500 Na K D, 2320 B, 4500 Ci B, 4500-SO₄ B, 2540 D y 2540 E, respectivamente. Las variables conductividad eléctrica y pH se midieron bajo los parámetros de las normativas oficiales mexicanas NOM-AA-93-1984 y NMX-AA-008-SCFI-2000, respectivamente.

En cuanto a la interpretación de los resultados de la salinidad cuantitativa y cualitativa, se usó el método propuesto por Richards (1962), el cual evalúa la salinidad través de la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de Na^+ , para después utilizar las clasificaciones y predecir el grado de salinidad y afectación de suelos y cultivos.

Para la elaboración de los mapas de distribución espacial se utilizó la metodología geoes-tadística de Kriging, con la ayuda del *software Arc Gis*, versión 9.3. Webster y Oliver (2007) mencionan que este método presenta excelentes resultados, porque las concentraciones son variables, aleatorias y poseen una continuidad espacial.

Resultados y discusión

La composición iónica de las aguas del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde

En el cuadro 1 se presentan las concentraciones de cationes y aniones de los muestreos realizados en los años 2009 y 2010 en el sistema hidrográfico Santa María-Río Verde. Los datos mostrados se sometieron a las comprobaciones propuestas por APHA (1995) en lo concerniente a errores aceptables. Al final del cuadro 1 se tienen los principales parámetros estadísticos. También se muestra la variación del pH entre 6.9 y 8.2, existiendo condiciones medias de neutralidad en todas las aguas. Estas condiciones se dan en parte porque el ión HCO_3^- es una base débil y el CO_3^{2-} es una base fuerte, por lo que el sistema $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ es un sistema tampón (Figueruelo & Dávila, 2004).

La salinidad de las aguas continentales se determina mediante cuatro cationes principales: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ , y por lo aniones CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} , cuya concentración mundial media es de 120 mg l^{-1} (Wetzel, 1981), pero varía de manera considerable de un continente a otro, y según la litología de las masas de la tierra. Utilizando los promedios de concentración de los datos del muestreo de aguas en $\text{Na}^+ / \text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+} = 0.24$ y $\text{STD} = 1\,090.88 \text{ mg l}^{-1}$, y ubicando los datos en gráfico de Gibbs (1970), tal como se muestra en la figura 1, resulta que las aguas del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde se localizan en la zona donde predomina la evaporación con respecto a la precipitación, lo que al mantenerse la tendencia provocaría un incremento en la concentración y cambiaría la tipología de la salinidad de las aguas y, por tanto, en los suelos.

En la figura 2 se observa la predominancia de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} y su aumento en la concentración en las estaciones de muestreo en el sistema hidrográfico Santa María-Río Verde. Por ejemplo, en el poblado de Peña Blanca, la concentración del Ca^{2+} comienza a aumentar, por la acción de

Cuadro 1. Composición iónica, pH, CE, STD, Índice de Saturación (IS), RAS_{orig} y RAS_{aj} del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde.

Núm.	pH	CE μS cm ⁻¹	mmol _c l ⁻¹										% error	mg l ⁻¹		IS	RAS _{orig}	RAS _{aj}
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Suma	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Suma		STD				
1	7.7	426.00	2.32	1.42	0.28	0.19	4.21	0.00	3.27	0.68	0.17	4.12	1.04	309.57	0.79	0.20	0.37	
2	8.1	1 700.00	8.20	3.70	4.63	0.27	16.80	0.00	6.73	2.90	6.74	16.37	1.30	1 163.43	1.70	1.90	5.12	
3	7.2	1 272.73	4.21	3.00	4.90	0.43	12.54	0.00	4.22	3.20	4.78	12.20	1.37	850.81	1.02	2.58	5.22	
4	8.2	336.25	2.40	0.40	0.50	0.06	3.36	0.00	2.33	0.80	0.14	3.27	1.41	243.89	0.65	0.42	0.70	
5	7.5	305.45	1.47	0.85	0.65	0.09	3.06	0.00	1.71	1.20	0.07	2.98	1.32	208.50	0.30	0.60	0.79	
6	8.2	337.85	2.36	0.42	0.52	0.08	3.38	0.00	2.36	0.76	0.16	3.28	1.50	246.11	0.90	0.44	0.84	
7	7.7	330.91	1.57	0.96	0.64	0.09	3.26	0.00	1.83	1.26	0.10	3.19	1.09	222.50	0.36	0.57	0.78	
8	7.5	372.00	2.03	1.25	0.21	0.18	3.67	0.00	2.79	0.72	0.08	3.59	1.07	267.46	0.66	0.16	0.27	
9	7.9	308.25	1.66	0.72	0.60	0.08	3.06	0.00	2.03	0.78	0.17	2.98	1.32	218.62	0.61	0.55	0.88	
10	7.7	254.55	1.23	0.72	0.48	0.04	2.47	0.00	1.40	0.95	0.06	2.41	1.23	167.98	0.09	0.49	0.53	
11	7.9	480.50	2.60	1.10	0.92	0.12	4.74	0.00	3.13	1.20	0.27	4.60	1.50	337.81	0.82	0.68	1.23	
12	7.5	509.09	1.76	1.20	1.96	0.12	5.04	0.00	2.81	1.28	0.82	4.91	1.31	355.83	0.59	1.61	2.56	
13	7.4	432.73	1.48	1.02	1.65	0.10	4.25	0.00	2.37	1.08	0.69	4.14	1.31	299.94	0.42	1.48	2.09	
14	7.4	381.82	1.31	0.90	1.45	0.09	3.75	0.00	2.09	0.95	0.61	3.65	1.35	264.55	0.31	1.38	1.81	
15	7.5	352.90	1.87	1.22	0.22	0.18	3.49	0.00	2.69	0.65	0.06	3.40	1.31	254.46	0.61	0.18	0.29	
16	7.8	467.00	2.08	1.65	0.75	0.16	4.64	0.00	2.50	0.84	1.17	4.51	1.42	323.75	0.97	0.55	1.08	
17	7.5	356.36	1.81	0.84	0.82	0.09	3.56	0.00	1.92	0.94	0.60	3.46	1.42	248.15	0.42	0.71	1.01	
18	7.7	324.50	1.30	0.80	0.65	0.25	3.00	0.00	2.37	0.60	0.14	3.11	1.80	233.10	0.39	0.63	0.88	
19	7.9	151.30	0.40	0.64	0.30	0.16	1.50	0.00	1.13	0.22	0.11	1.46	1.25	111.12	-0.35	0.42	0.27	
20	7.7	232.20	0.52	1.07	0.38	0.32	2.29	0.00	1.72	0.42	0.08	2.22	1.55	168.36	-0.14	0.43	0.37	
21	7.6	723.00	2.53	4.20	0.15	0.26	7.14	0.00	5.39	0.60	0.96	6.95	1.38	511.42	1.00	0.08	0.16	
22	8.0	675.50	3.11	2.30	1.10	0.20	6.71	0.00	3.56	1.12	1.86	6.54	1.30	469.57	1.08	0.67	1.39	
23	7.6	585.45	2.03	1.40	2.26	0.14	5.83	0.00	3.26	1.48	0.95	5.69	1.22	412.14	0.73	1.73	2.99	
24	7.9	645.50	2.89	2.30	1.05	0.18	6.42	0.00	3.46	1.16	1.62	6.24	1.44	447.00	1.20	0.65	1.43	
25	7.6	534.55	1.81	1.26	2.03	0.13	5.23	0.00	2.90	1.33	0.86	5.09	1.36	368.75	0.62	1.64	2.66	
26	7.5	1 088.50	6.48	4.00	0.20	0.08	10.76	0.00	4.92	0.80	4.75	10.47	1.37	742.88	1.46	0.09	0.22	
27	7.2	890.91	4.97	2.17	1.40	0.25	8.79	0.00	3.68	1.80	3.07	8.55	1.38	603.74	1.07	0.74	1.53	
28	7.1	1061.50	6.09	4.06	0.22	0.10	10.47	0.00	5.10	0.82	4.27	10.19	1.36	725.70	1.50	0.10	0.24	
29	7.2	890.91	4.67	2.26	1.55	0.30	8.78	0.00	3.60	1.86	3.10	8.56	1.27	602.91	1.03	0.83	1.69	
30	7.5	1 770.00	12.09	4.71	0.42	0.26	17.48	0.00	5.77	1.27	9.96	17.00	1.39	1 194.82	1.62	0.14	0.38	
31	7.0	2 258.00	13.39	8.21	0.38	0.32	22.30	0.00	7.03	2.12	12.58	21.73	1.30	1 497.58	1.69	0.12	0.31	
32	7.0	2 265.00	13.26	8.43	0.36	0.32	22.37	0.00	7.15	2.08	12.58	21.81	1.27	1 503.09	1.69	0.11	0.29	
33	7.1	2077.00	12.02	8.10	0.30	0.12	20.54	0.00	6.04	1.02	12.94	20.00	1.33	1 377.11	1.62	0.09	0.25	
34	7.3	1909.09	10.11	8.23	0.35	0.17	18.86	0.00	5.76	1.13	11.48	18.37	1.32	1 260.21	1.51	0.12	0.29	
35	7.3	2 009.00	11.59	8.00	0.18	0.08	19.85	0.00	4.80	1.54	12.98	19.32	1.35	1 307.65	1.52	0.06	0.14	
36	7.2	1 909.09	10.15	8.24	0.33	0.18	18.90	0.00	5.80	1.14	11.46	18.40	1.34	1 262.90	1.51	0.11	0.27	
37	7.2	1 909.09	10.17	8.22	0.32	0.17	18.88	0.00	5.83	1.12	11.44	18.39	1.31	1 262.60	1.52	0.11	0.27	
38	7.5	1 771.00	12.60	4.28	0.36	0.25	17.49	0.00	5.83	1.26	9.92	17.01	1.39	1 199.37	1.64	0.12	0.33	

Cuadro 1 (continuación). Composición iónica, pH, CE, STD, Índice de Saturación (IS), RAS_{orig} y RAS_{aj} del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde.

Núm.	pH	CE μS cm ⁻¹	mmol _c l ⁻¹										% error	mg l ⁻¹ STD	IS	RAS _{orig}	RAS _{aj}
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Suma	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Suma					
39	7.3	1 901.00	13.55	4.56	0.38	0.28	18.77	0.00	6.23	1.42	10.61	18.26	1.38	1 286.72	1.68	0.13	0.34
40	7.6	2 221.00	12.27	8.67	0.82	0.16	21.92	0.00	7.82	1.40	12.13	21.35	1.33	1 485.54	1.69	0.25	0.68
41	7.9	2 290.91	7.36	12.00	2.88	0.38	22.62	0.00	11.81	2.62	7.59	22.02	1.34	1 552.44	1.64	0.93	2.44
42	7.0	2 047.00	8.00	11.99	0.18	0.08	20.25	0.00	4.40	1.22	14.09	19.71	1.35	1 301.74	1.24	0.06	0.13
43	7.0	1 400.00	7.10	4.69	1.76	0.28	13.83	0.00	5.30	1.60	6.56	13.46	1.36	945.88	1.39	0.72	1.73
44	7.7	2 145.50	11.80	8.50	0.78	0.16	21.24	0.00	7.70	1.20	11.82	20.72	1.24	1 444.04	1.65	0.24	0.65
45	7.5	1 272.73	6.60	4.09	1.60	0.25	12.54	0.00	4.73	1.45	6.02	12.20	1.37	857.68	1.30	0.69	1.59
46	8.2	2 374.50	15.65	7.00	0.60	0.16	23.41	0.00	6.48	1.60	14.71	22.79	1.35	1 577.21	1.90	0.18	0.52
47	7.6	1 463.64	7.52	4.75	1.85	0.30	14.42	0.00	4.78	1.60	7.68	14.06	1.26	979.94	1.35	0.75	1.76
48	7.8	2 163.64	5.90	12.53	2.58	0.32	21.33	0.00	8.40	2.42	9.86	20.68	1.55	1 414.23	1.41	0.85	2.05
49	7.6	674.50	2.87	2.26	1.24	0.25	6.62	0.00	4.02	1.60	0.80	6.42	1.57	463.49	1.01	0.77	1.56
50	7.4	644.50	3.00	1.96	1.15	0.21	6.32	0.00	4.12	1.70	0.32	6.14	1.41	445.81	1.01	0.73	1.46
51	7.2	2 306.50	14.98	6.39	1.30	0.14	22.81	0.00	3.70	2.27	16.28	22.25	1.25	1 501.24	1.46	0.40	0.98
52	7.4	2 418.18	7.36	13.12	2.90	0.52	23.90	0.00	8.29	3.12	11.78	23.19	1.51	1 576.16	1.48	0.91	2.25
53	7.7	2 729.00	16.76	8.90	1.20	0.10	26.96	0.00	4.50	2.60	19.16	26.26	1.32	1 762.52	1.56	0.34	0.86
54	7.9	2 418.18	7.70	12.89	2.86	0.45	23.90	0.00	8.89	3.10	11.28	23.27	1.34	1 588.41	1.53	0.89	2.25
55	7.7	2 485.50	14.27	9.12	1.12	0.08	24.59	0.00	6.74	2.60	14.61	23.95	1.32	1 630.88	1.65	0.33	0.87
56	7.8	2 290.91	7.23	12.30	2.68	0.40	22.61	0.00	10.53	2.92	8.59	22.04	1.28	1 530.22	1.58	0.86	2.21
57	7.2	4 730.00	27.79	9.56	9.00	0.36	46.71	0.00	4.40	7.60	33.48	45.48	1.33	3 040.00	1.71	2.08	5.65
58	7.6	3 175.50	19.05	8.82	3.31	0.22	31.40	0.00	5.18	3.18	22.23	30.59	1.31	2 070.15	1.69	0.89	2.39
59	7.0	3 563.64	9.42	18.90	6.30	0.45	35.07	0.00	9.33	6.02	18.91	34.26	1.17	2 271.73	1.61	1.67	4.38
60	7.8	2 100.00	6.54	11.12	2.76	0.32	20.74	0.00	6.50	3.14	10.46	20.10	1.57	1 352.47	1.35	0.93	2.18
61	6.9	4 200.00	11.11	22.30	7.43	0.64	41.48	0.00	8.61	8.20	23.50	40.31	1.43	2 634.32	1.62	1.82	4.76
62	7.5	1 781.82	5.45	9.43	2.30	0.40	17.58	0.00	5.78	2.62	8.72	17.12	1.33	1 156.71	1.28	0.84	1.92
63	7.2	3 818.18	6.86	20.29	9.80	0.78	37.73	0.00	11.33	7.46	17.86	36.65	1.45	2 453.43	1.60	2.66	6.90
64	7.5	3 844.50	15.80	15.94	5.84	0.34	37.92	0.00	3.80	5.80	27.18	36.78	1.53	2 400.80	1.46	1.47	3.60
65	7.4	3 975.00	16.60	16.80	5.54	0.37	39.31	0.00	3.60	6.40	28.27	38.27	1.34	2 482.98	1.45	1.36	3.32
66	7.2	3 945.45	7.48	20.69	10.12	0.72	39.01	0.00	11.53	7.98	18.40	37.91	1.43	2 532.30	1.59	2.70	6.99
67	7.0	2 418.18	4.66	12.62	6.17	0.45	23.90	0.00	5.38	4.55	13.22	23.15	1.59	1 530.70	1.10	2.10	4.42
68	7.0	5 727.27	6.66	16.00	33.10	0.83	56.59	0.00	10.41	33.50	11.12	55.03	1.40	3 478.18	1.45	9.83	24.08
69	7.3	2 036.36	7.32	11.95	0.70	0.18	20.15	0.00	5.00	3.24	11.30	19.54	1.54	1 277.71	1.27	0.23	0.51
Desv. est.	0.33	1 252.43	5.48	5.73	4.43	0.17	12.37	0.00	2.62	4.22	7.92	12.03	0.12	784.37	0.51	1.28	3.16
CV	0.04	0.75	0.76	0.87	1.84	0.68	0.75		0.51	1.61	0.95	0.75	0.09	0.72	0.44	1.43	1.59
Media	7.5	1 664.76	7.21	6.59	2.40	0.25	16.44	0.00	5.08	2.63	8.29	16.00	1.36	1 090.88	1.17	0.90	1.99
Mediana	7.5	1 770.00	6.60	4.69	1.10	0.20	17.48	0.00	4.78	1.45	7.68	17.00	1.35	1 163.43	1.35	0.65	1.08
Mínimo	6.9	151.30	0.40	0.40	0.15	0.04	1.50	0.00	1.13	0.22	0.06	1.46	1.04	111.12	-0.35	0.06	0.13
Máximo	8.2	5 727.27	27.79	22.30	33.10	0.83	56.59	0.00	11.81	33.50	33.48	55.03	1.80	3 478.18	1.90	9.83	24.08
Moda	7.2	1 909.09	2.03	0.72	0.38	0.08	12.54	0.00	2.37	1.60	0.06	12.20	1.37		1.69		

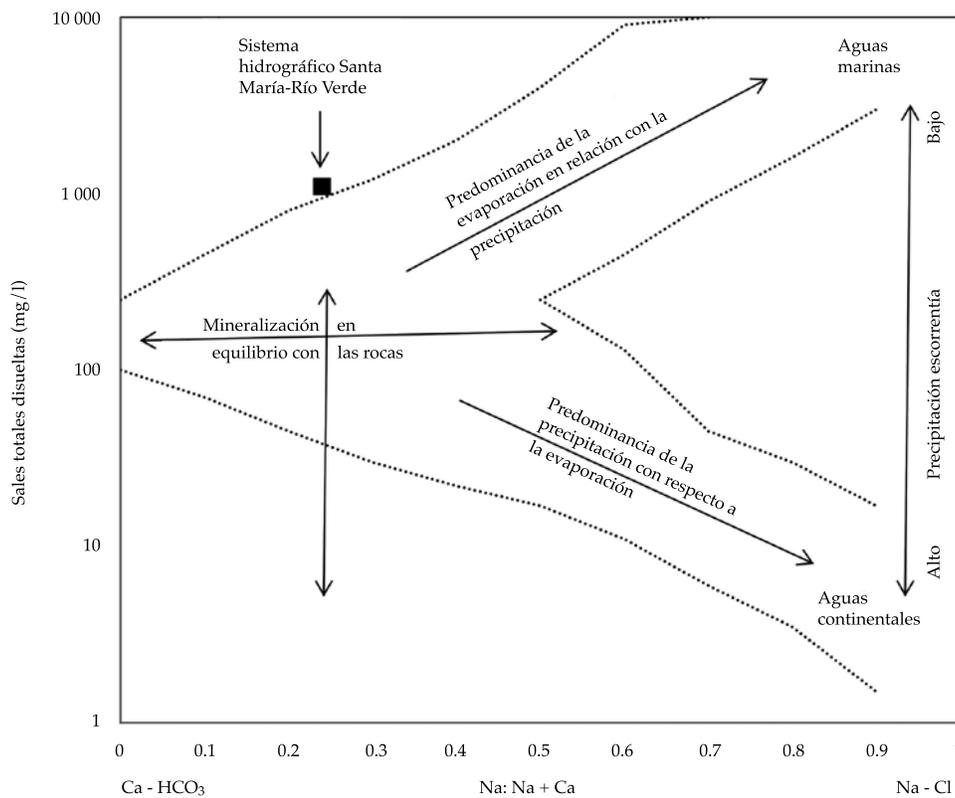


Figura 1. Diagrama de Gibbs del muestreo de aguas del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde.

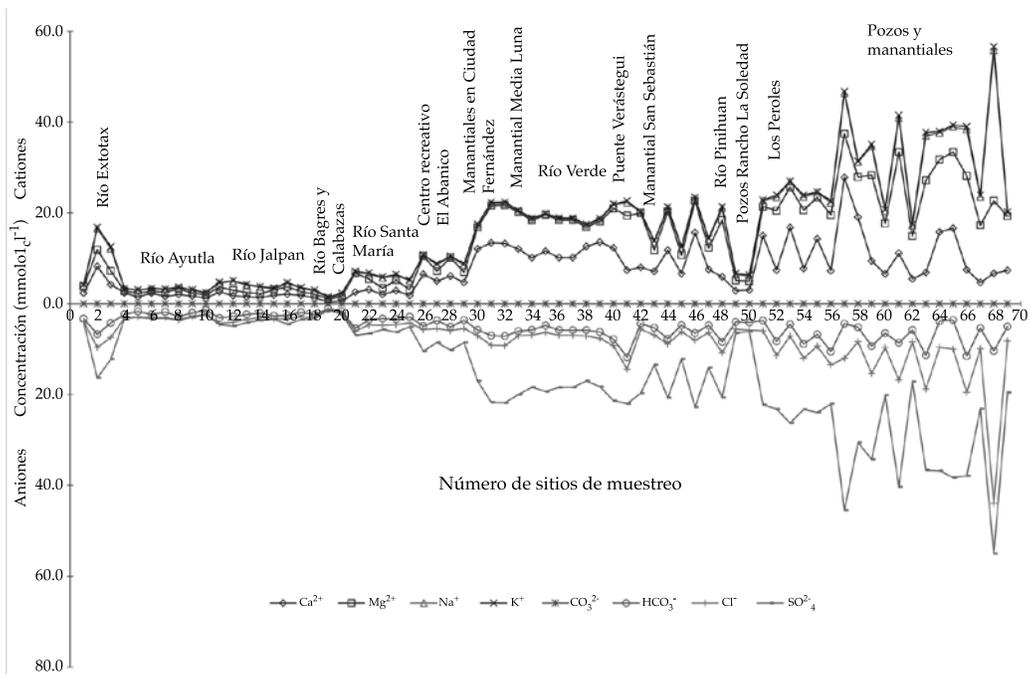


Figura 2. Composición iónica de las aguas del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, estados de Querétaro y San Luis Potosí.

las formaciones geológicas que atraviesa. Las estaciones 21-25 son del río Santa María, que tiene grandes tramos de caliza; se observa el incremento de la concentración de los iones Ca^{2+} y SO_4^{2-} . A partir de la estación 52, la salinidad después de los manantiales, en Ciudad Fernández, se incrementa sustancialmente debido a sus formaciones ricas en sales marinas, además de que se encuentra sobre la Plataforma Valles-San Luis.

Salinidad cuantitativa del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde

En el cuadro 2 se presenta un resumen de los valores de la salinidad cuantitativa medida por medio de conductividad eléctrica, así como la clasificación de acuerdo con Richards (1962), y el porcentaje que representa dentro del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde. Con base en esta información, se elaboró el mapa de distribución espacial de la salinidad cuantitativa de la cuenca, utilizando el método geoestadístico de Kriging (tal como se observa en la figura 3), el cual concuerda con la descripción individual de los componentes del sistema hidrográfico en estudio, comprobando el método.

Salinidad cualitativa del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde

Salinidad cualitativa relación de adsorción de sodio (RAS)

Al aumento de la proporción de Na^+ retenido en el complejo de intercambio del suelo se le conoce como sodificación y es resultado de la utilización de aguas de mala calidad (residuales, salinas, sódicas) (Heidarpour, Mostafazadeh, Abedi, & Malekian, 2007). La concentración de Ca^{2+} varía de manera sensible, como consecuencia de los procesos de precipitación o disolución.

La salinidad sódica se determina a través de la relación de adsorción de sodio (RAS), como se indica en la ecuación (1):

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (1)$$

El RAS expresa la posibilidad de que el Na^+ se adsorba en el complejo de intercambio del suelo y la presencia de otros cationes, en espe-

Cuadro 2. Resumen de valores de salinidad cuantitativa del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde.

Sistema hidrográfico	Conductividad eléctrica CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Clasificación	% en el sistema hidrográfico Santa María-Río Verde
Ríos Bagres y Santa María (nacimiento del sistema)	< 250	C1. Baja salinidad	2.9
Ríos Ayutla, Jalpan, Santa María (curso medio)	250-750	C2. Moderada salinidad	33.3
Ríos Extorax, manantiales de plataforma Valles San Luis, Media Luna y Río Verde antes de ingresar a la ciudad (valles agrícolas antes de ingresar a centros urbanos)	750-2 250	C3. Alta salinidad	34.8
Manantiales Ciudad Fernández, Río Verde después de las descargas urbanas, río Baqueros, manantiales Peroles (valles agrícolas después de ingresar a centros urbanos)	> 2 250	C4. Muy altamente salinas	29

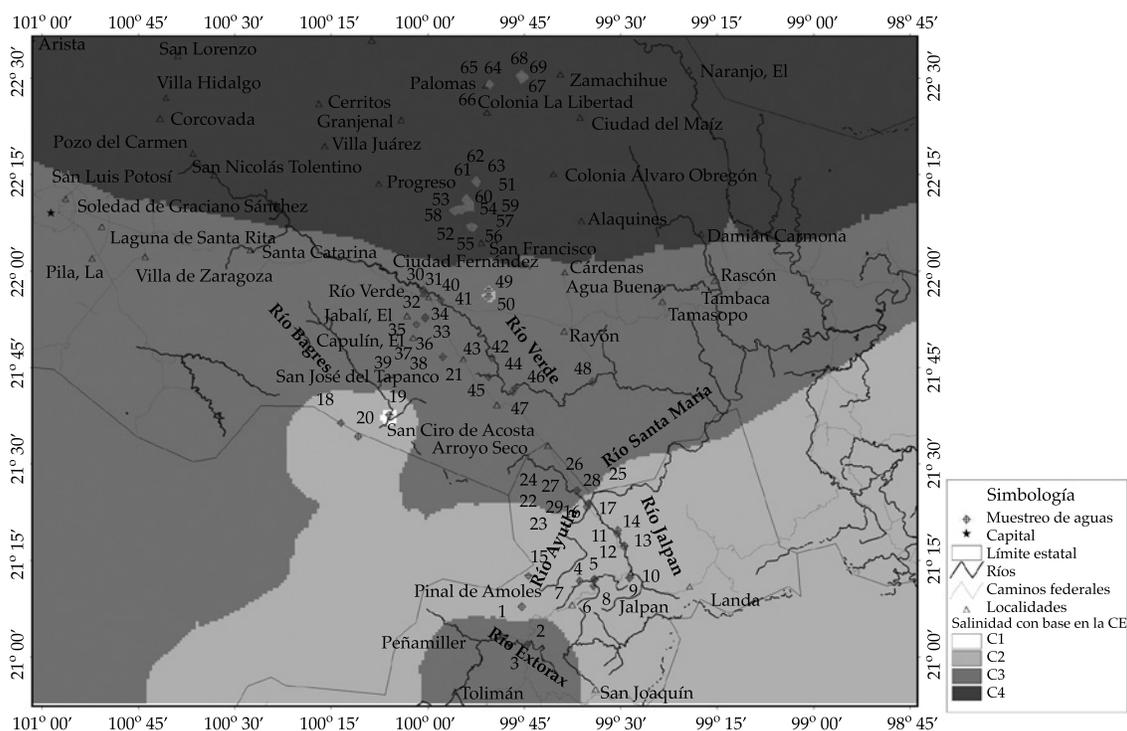


Figura 3. Distribución espacial de la salinidad cuantitativa con base en la conductividad eléctrica de las estaciones de muestreo del sistema hidrográfico

cial el Ca^{2+} reduce esta posibilidad (Ortega & Orellana, 2007).

Las formulaciones de RAS que se utilizan con más frecuencia en el manejo de aguas y suelos salinos son RAS y RAS ajustado (RAS_{aj}) (Carrera-Villacrés et al., 2011). El RAS_{aj} fue el valor más crítico en el sistema hidrográfico Santa María-Río Verde. El RAS_{aj} se calculó a través de la ecuación (2) (Ayers & Westcot, 1987):

$$\text{RAS}_{aj} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} (\text{pH}_{\text{agua}} - \text{pH}_{\text{calculado}}) \quad (2)$$

La ecuación (2) relaciona el Índice de Saturación del Langelier (IS) a través del pH calculado y el IS considera la precipitación del CaCO_3 .

En función de lo descrito anteriormente, se proyecta que en los ríos Extorax, Ayutla, Jalpan,

Santa María y Río Verde, el CaCO_3 se precipitará, porque el IS es positivo, y solamente en el río Bagres permanecerá en solución. En otras palabras, la concentración de Ca^{2+} disminuirá en 98% de las muestras de agua, sólo por el efecto de la precipitación de la calcita.

El manantial de Media Luna es el principal afluente de Río Verde; éste, antes de pasar por los centros poblados y agrícolas tiene una concentración de Na^+ de $0.30 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$ y después de que se vierten aguas urbano industriales de las ciudades, el Na^+ incrementa a $2.88 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$, es decir, unas 10 veces, por lo que las aguas de esta parte del sistema presentan una salinización sódica.

Se observó el mismo comportamiento, aunque no en la misma magnitud, en la concentración de Mg^{2+} . En los inicios de Río Verde, la concentración de este ión fue de $8.23 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$ y después de pasar por los centros urbanos se incrementó a $12 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$.

En la figura 4 se presenta la distribución espacial de la salinidad con base en el RAS_{aj} de acuerdo con los límites propuestos en el diagrama de la clasificación de las aguas para riego (Richards, 1962). Los ríos Ayutla, Jalpan, Santa María, Río Verde y Bagres no tienen problemas de sodicidad, pues son cuencas exorreicas; como lo explica Dregne (1976), las sales de Na^+ son las primeras en lixiviarse. El río Extorax tiene una clasificación S2 debido a la descarga de aguas urbano-industriales. Al norte del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde se tienen clasificaciones S3 y S4, pues se trata de cuencas endorreicas, en donde los sistemas hidrográficos no son permanentes, la evaporación excede la precipitación y se acumulan las sales; a eso se añade su pasado marino. Todo esto perjudica a los suelos y cultivos.

Cuando se riega con aguas de RAS elevada no se debe permitir que el suelo se seque

porque se precipitan los bicarbonatos de calcio y magnesio, y posteriormente el yeso; de esta manera, la solución del suelo perderá los cationes alcalinotérreos, con lo que el RAS se elevará y parte del Na^+ tendrá mayor oportunidad de entrar a formar parte del complejo de intercambio. Para evitarlo, los riegos deben ser frecuentes y/o añadir yeso a las aguas (Halliwell, Barlow, & Nash, 2001; Surapanemi & Olsson, 2002).

Salinidad cualitativa magnésica en el sistema hidrográfico Santa María-Río Verde

En el sistema hidrográfico en estudio se tienen algunas estaciones del muestreo de aguas donde el catión predominante es el Mg^{2+} debido al predominio de evaporitas de origen marino, en donde existen dolomitas y calizas. López (1993) explica que la dolomita es un mineral de com-

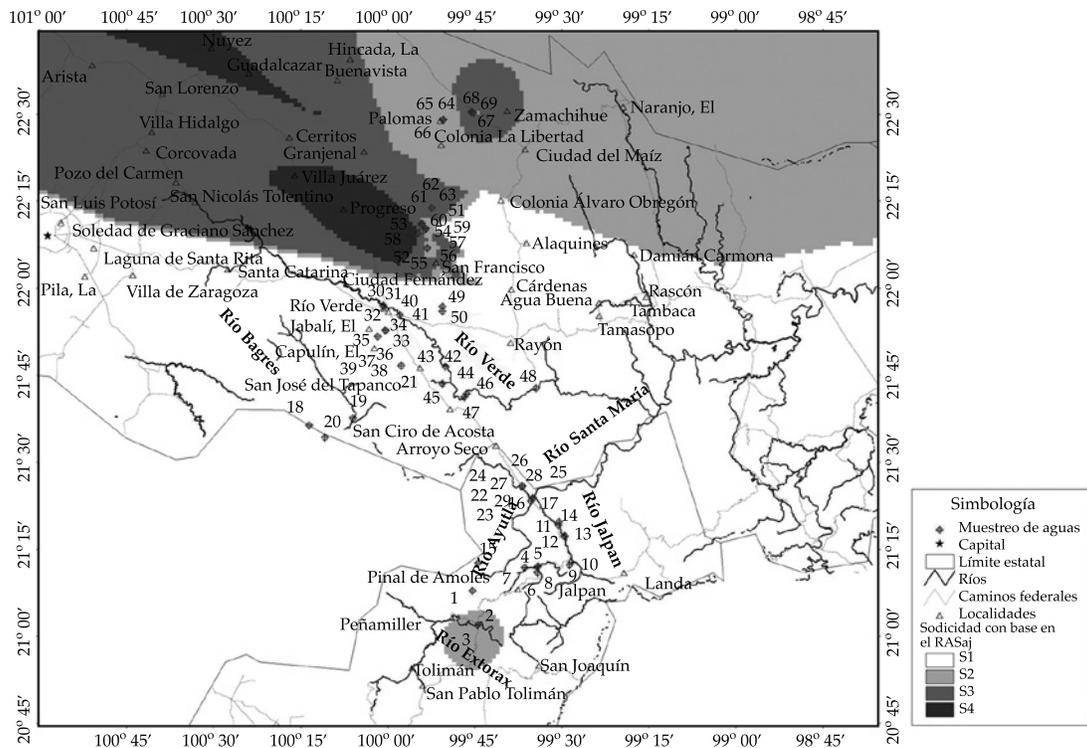


Figura 4. Distribución espacial de la salinidad cualitativa con base en el RAS_{aj} de las estaciones de muestreo del sistema hidrográfico.

posición de un carbonato doble de magnesio y calcio $[\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2]$, y su roca se denomina dolomía, con más de 25% de Mg^{2+} . La mayoría de estas rocas se forma debido al reemplazamiento del Ca^{2+} por Mg^{2+} ; el reemplazamiento completo implica una contracción de volumen hasta 12.3%, lo que da lugar a la formación de espacios porosos. El anión predominante en el sistema hidrográfico Santa María-Río Verde es el SO_4^{2-} ; así, el MgSO_4 es una sal típica, sobre todo en lugares donde existieron arrecifes coralinos. Szabolcs (1994) cita que el MgSO_4 tiene una alta solubilidad, es el principal producto de la intemperización, es un componente típico del agua de mar, nunca se acumula en los suelos de forma pura y se encuentra con otras sales fácilmente solubles, como el Na_2SO_4 , NaCl y MgCl_2 . La solubilidad del MgSO_4 depende poco de la temperatura, la concentración de saturación de esta sal decrece con un incremento en la concentración del Na_2SO_4 . Una solución con alta concentración de Mg^{2+} es peligrosa para las plantas. El incremento del Mg^{2+} en la solución del suelo durante el periodo de acumulación conduce a un aumento en la saturación de Mg^{2+} y un incremento en el Mg^{2+} absorbido por los minerales del suelo. Szabolcs y Darab (1973) consideran que uno de los criterios cualitativos más importantes es la concentración de Mg^{2+} en el agua de riego, calculada por la relación (3):

$$\frac{[\text{Mg}^{2+}]}{[\text{Ca}^{2+}][\text{Mg}^{2+}]} 100 \quad (3)$$

Alta adsorción de Mg^{2+} afecta de manera desfavorable el suelo. Un efecto dañino sobre los suelos aparece cuando la relación anterior supera 50. En la figura 5 se indica la distribución espacial con base en el peligro por Mg^{2+} de las estaciones del muestreo de aguas; 30% de los puntos sobrepasa 50% de la relación anterior; son los ríos Bagres, Caracol y Santa María, cerca de San Luis de la Paz, que se encuentran en la Sierra Madre Oriental, donde existió una intensa actividad volcánica en el Cenozoico.

Evolución y meteorización geoquímica por evaporación de las aguas del manantial de Media Luna como afectación a los cultivos

El manantial de Media Luna es el motor económico del municipio de Río Verde y todos los campos agrícolas al sur de su cauce. Esta zona tiene sedimentos fluviales y lacustres que rellenan el valle y constituyen el acuífero de medios granulares. En los límites del valle en Río Verde se tienen sierras y lomeríos formados de calizas, lutitas y rocas volcánicas. Ballín, Cardona y Cisneros (2004) describen que el manantial de Media Luna tiene un caudal de $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y se utiliza para regar una superficie aproximada de 5 000 ha. Los principales cultivos son frijol, naranja, maíz, tomate, caña de azúcar, maní, alfalfa, calabacita, chile o ají, y tomate.

La tolerancia a la salinidad se expresa como la relación entre el rendimiento de un cultivo a una determinada conductividad eléctrica en relación con su rendimiento en condiciones normales (sin sales). Con este enfoque, Mass y Hoffman (1977) generaron una serie de gráficas que permiten estimar la disminución de los rendimientos causados por las sales y encontraron que el crecimiento vegetativo disminuye linealmente con el aumento de la salinidad por encima de la salinidad umbral (Ayers & Westcot, 1987). La salinidad umbral se define como la salinidad a la que el rendimiento potencial es todavía 100% y se expresa en términos de la conductividad del extracto de saturación. De acuerdo con esta clasificación, los cultivos se concentran en cuatro grupos: tolerantes, moderadamente tolerantes, moderadamente sensibles y sensibles a la salinidad. En el área de estudio, los cultivos como el frijol y la naranja son sensibles a la salinidad; mientras que el maíz, tomate, caña de azúcar, maní, alfalfa, calabacita, chile o ají, y tomate son moderadamente sensibles.

En los valles de cultivo de Río Verde, la mayoría de la irrigación se realiza por superficie; debido a su escasa topografía y el tipo de suelo, el agua no drena con facilidad, acumulándose en forma de pozas y charcas en los campos agrícolas, generándose los fenómenos

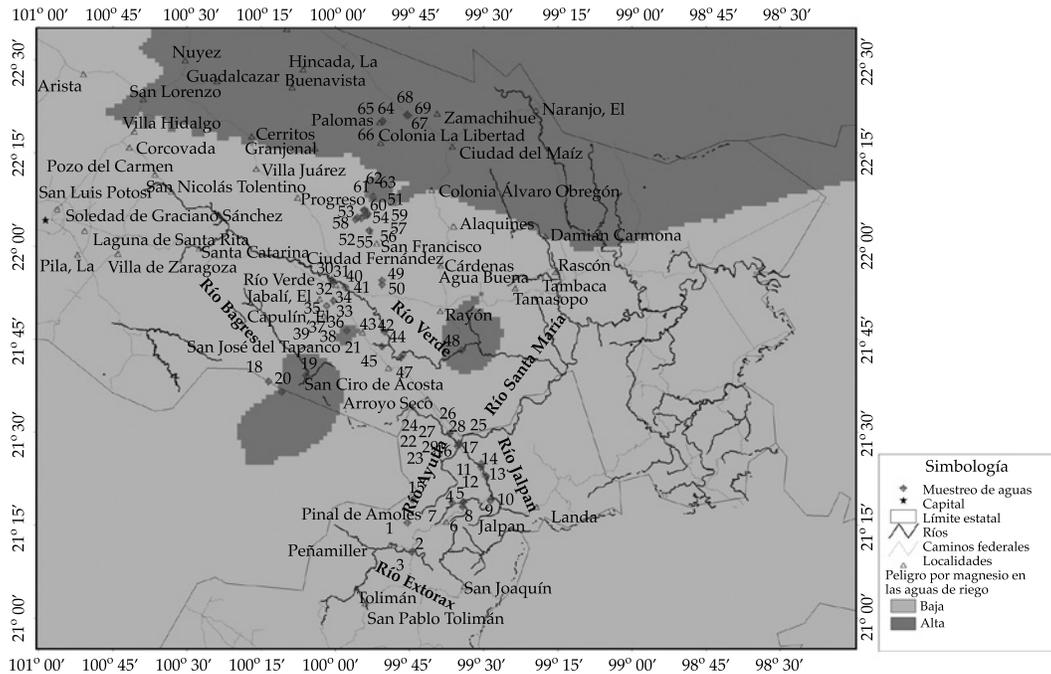


Figura 5. Distribución espacial de la salinidad con base en el peligro por Mg^{2+} de las estaciones de muestreo del sistema hidrográfico.

de precipitación y evaporación, que marcan la evolución de la salinidad. Por consiguiente, lo que sucede en el campo se trasladó al laboratorio con las aguas de riego del manantial de Media Luna, para determinar la evolución geoquímica por evaporación. Para cumplir este objetivo se siguió el modelo propuesto por Hardie y Eugster (1970), y Risacher y Fritz (2009), y se basó en la noción de alcalinidad (Stumm & Morgan, 1970; Al-Droubi, Fritz, Gac, & Tardi, 1980). Cuando el agua se evapora, los componentes disueltos se concentran y precipitan una secuencia de minerales en el orden de las solubilidades crecientes; debido a la baja solubilidad, el primero en depositarse es la calcita ($CaCO_3$). Durante la precipitación del $CaCO_3$, el producto de la actividad iónica se mantiene constante e igual al producto de solubilidad del $CaCO_3$. A bajas salinidades, las concentraciones varían como las actividades; el producto de las concentraciones del Ca^{2+} y del CO_3^{2-} se mantiene aproximadamente constante. En la figura 6a se presenta la relación entre la

alcalinidad, el Ca^{2+} y el equilibrio del $CaCO_3$ del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde. El índice de saturación demuestra que el $CaCO_3$ se va a precipitar en la zona agrícola de Río Verde, esto es, que va a disminuir el Ca^{2+} . Después del $CaCO_3$ precipitan silicatos o $MgCO_3$, sales también muy poco solubles. En la vía alcalina, el aumento del pH induce muy a menudo la formación de silicatos. La concentración de la solución del CO_3^{2-} puede así volverse inferior a la concentración del Ca^{2+} , lo que desvía la solución de la vía alcalina hacia una vía sulfatada. En caso de precipitación de $MgCO_3$ (magnesita), el consumo de CO_3 por este mineral también puede permitir que la concentración del CO_3 se vuelva inferior a la del Ca^{2+} y desviar con ello la solución hacia una vía sulfatada.

En la figura 6b se tiene el cambio de evolución de la vía carbonatada hacia la vía sulfatada por efecto de la precipitación del $CaCO_3$ del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde; además, se puede observar que la $MgCO_3$ no se va a precipitar. Si los silicatos y

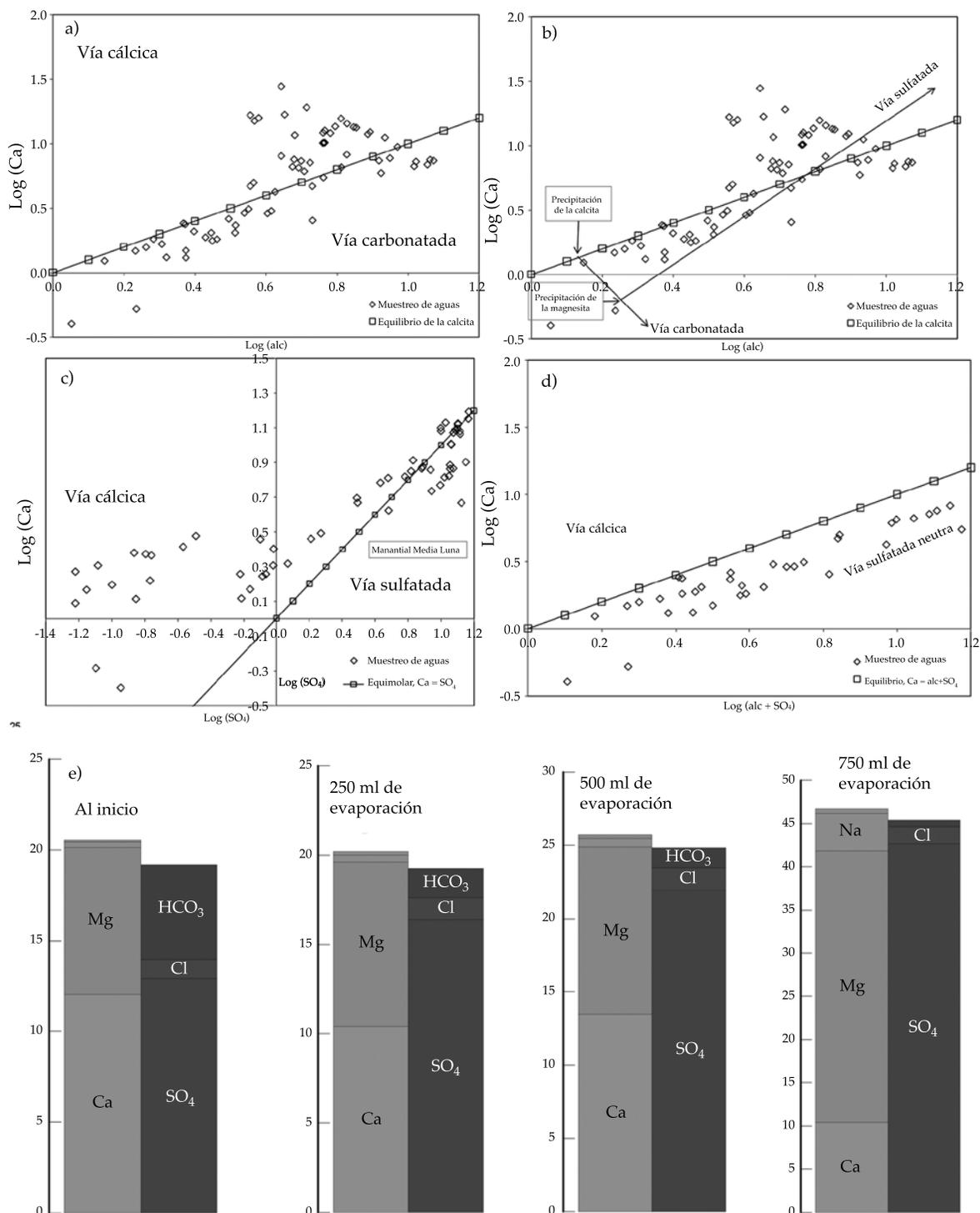


Figura 6. a) Relación entre la alcalinidad y Ca²⁺; b) cambio de evolución de la vía carbonatada hacia la vía sulfatada; c) relación entre el Ca²⁺ y SO₄²⁻; d) relación entre Ca²⁺ y alc + SO₄²⁻; e) balance de iones del experimento del manantial de Media Luna.

MgCO_3 precipitan, la vía evolutiva no cambia. En la vía neutra, como es el caso del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, el siguiente mineral en precipitar es el yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Aquí también rige el mismo mecanismo que para la calcita. El producto de actividades debe quedar constante e igual al producto de solubilidad del yeso. En soluciones poco salinas, las actividades varían, pues las concentraciones y actividad del agua es ligeramente inferior a 1. En la primera aproximación, el producto de las concentraciones del Ca^{2+} y del SO_4^{2-} se mantienen constantes. Si al principio de la precipitación del yeso hay más SO_4^{2-} que Ca^{2+} , entonces la solución se concentrará en SO_4^{2-} y se empobrecerá en Ca^{2+} , obteniéndose salmueras sulfatadas de tipo general $\text{Na}/\text{SO}_4\text{-Cl}$. Por el contrario, si hay más Ca^{2+} que SO_4^{2-} cuando empieza a precipitar el yeso, es el Ca^{2+} el que se concentrará hasta producir salmueras cálcicas de tipo $\text{Na-Ca}/\text{Cl}$. Este mecanismo se ilustra en la figura 6c.

Los sistemas hidrográficos Extorax, Ayutla, Jalpan, Santa María, Bagres, Calabazas y pozos 1 y 2 del rancho La Soledad tienen más Ca^{2+} que SO_4^{2-} , por lo que se van por la vía cálcica. Al empezar la precipitación del yeso, la solución contiene más SO_4^{2-} que Ca^{2+} y evoluciona hacia la vía sulfatada; esto sucede en el resto de estaciones, sobre todo en las zonas agrícolas de Ciudad Fernández, Río Verde y Ciudad del Maíz; en estas zonas existe una influencia directa de la Plataforma Valles-San Luis. En la figura 6d se observa si las aguas se van por la vía cálcica o sulfatada. En la figura 6e se tienen los diagramas de balances de iones del experimento del manantial de Media Luna. De acuerdo con la teoría de meteorización y evolución de las aguas por evaporación, el sistema hidrográfico Santa María-Río Verde se va por la vía sulfatada neutra; el experimento en el manantial de Media Luna lo confirmó: la magnesita no se precipitará en los campos agrícolas de Río Verde, y el Mg^{2+} , Na^+ , y SO_4^{2-} incrementaron de modo considerable su concentración al finalizar la evaporación.

Los resultados de muchos experimentos usando soluciones isosmóticas presentan que el NaCl es menos dañino que el Na_2SO_4 para el crecimiento en cereales (Steppuhn, Genuchten, & Grieve, 2005). Richards (1962) indica que ello se debe a que el SO_4^{2-} altera el balance catiónico óptimo dentro de la planta, pues favorece la absorción del Na^+ y disminuye la del Ca^{2+} . Joshi y Naik (1980) encontraron que la caña de azúcar reduce su área foliar con las sales de NaCl , Na_2SO_4 , MgCl_2 y MgSO_4 ; sin embargo, la máxima reducción fue debida a Na_2SO_4 , mientras que el MgCl_2 fue el que causó la menor reducción. Por tanto, los iones Na^+ y SO_4^{2-} fueron los más tóxicos, aunque el SO_4^{2-} causó mayor daño.

Conclusiones

Los ríos Bagres y Santa María en el nacimiento, de acuerdo con la salinidad cuantitativa, se clasificaron como C1 de baja salinidad; los ríos Ayutla, Jalpan y Santa María, en el curso medio, se clasificaron como C2 de moderada salinidad; los ríos Extorax, manantiales de plataforma Valles-San Luis, Media Luna y Río Verde, antes de ingresar a los centros urbanos, se clasificaron como C3 de alta salinidad, y estos mismos sistemas hidrográficos, después de pasar por los centros urbanos, se clasificaron como C4, muy altamente salinos. La salinidad cualitativa con respecto a la relación de adsorción de sodio resultó en que no existirán problemas de sodicidad en los suelos por aplicación de las aguas de riego, excepto en las localidades de Progreso, Palomas y Ciudad del Maíz, a pesar de que el Índice Langelier pronosticó que la calcita se precipitará en todos los ríos, excluyendo el río Bagres. La salinidad cualitativa en cuanto a la relación del magnesio fue la más crítica en el sistema hidrográfico Santa María-Río Verde, pues afecta los suelos y cultivos de los valles agrícolas de Río Verde después de que pasa por los centros urbanos, Palomas y Ciudad del Maíz. El experimento de reconcentración de sales corroboró el modelo basado en la alcalinidad, determinando que las aguas inicialmente fueron de sulfatadas cálcicas.

cas —generando condiciones óptimas para los cultivos— a sulfatadas magnésicas y sódicas, provocando condiciones desfavorables para los cultivos. Las aguas del sistema hidrográfico Santa María-Río Verde se localizaron en la zona donde predomina la evaporación con respecto a la precipitación, lo que, al mantenerse la tendencia, provocaría un incremento en la concentración y cambio en la tipología en la salinidad de las aguas y suelos.

Referencias

- Al-Droubi, A., Frisz, B., Gac, J. Y., & Tardi, Y. (1980). Generalized Residual Alkalinity Concept. Application to Prediction of the Chemical Evolution of Natural Waters by Evaporation. *Am. J. Sci.*, 280, 560-572.
- APHA (1995). *Standard M. D. Methods for the Examination of Water and Waste Water*. 19th ed. Baltimore: American Public Health Association, Port City Press.
- Ayers, R., & Westcot, D. (1987). *La calidad del agua y su uso en la agricultura* (176 pp.). Estudio FAO Riego y Drenaje 29 Rev. 1. Traducido al español por J. F. Alfaro de Water Quality and Use in Agriculture. Roma: FAO.
- Ballín, J. R., Cardona, A., & Cisneros, R. (2004). *Evaluación del impacto agrícola sobre el agua subterránea de la zona de Río Verde, S.L.P.* (28 pp.). Folleto técnico. San Luis Potosí, México: Instituto de Investigaciones de Zonas Desérticas de la UASLP.
- Carrera-Villacrés, D., Ortega-Escobar, H., Ramírez-García, J., Ramírez-Ayala, C., Trejo-López, C., & Becerril-Román, A. (abril-junio, 2011). Boro, fosfatos e índices de salinidad del sistema hidrográfico Zahuapan-Atoyac, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(2), 5-21.
- Dregne, H. (1976). *Soils of Arid Regions* (238 pp.). Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company.
- Figueruelo, J., & Dávila, M. (2004). *Química física del ambiente y de los procesos medioambientales* (592 pp.). Barcelona: Reverté.
- Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms Controlling Word Water Chemistry. *Science*, 170, 1088-1090.
- Grande, R., Hernández, E., Aguilera, N., & Boulaine, J. (1967). Morfología y génesis de los suelos yesíferos de Matehuala, S.L.P. *Agrociencia*, 1(2), 130-146.
- Halliwell, D., Barlow, K., & Nash, D. (2001). A Review of the Effects of Wastewater Sodium on Soil Physical Properties and their Implications for Irrigation Systems. *Aust. J. Soil Res.*, 39, 1259-1267.
- Hardie, L., & Eugster, H. (1970). The Evolution of Closed-basin Brines. *Mineral. Soc. Amer. Spec. Paper*, 3, 273-290.
- Heidarpour, M., Mostafazadeh, B., Abedi, J., & Malekian, R. (2007). The Effects of Treated Wastewater on Soil Chemical Properties Using Subsurface and Surface Irrigation Methods. *Agricultural Water Management*, 90, 87-94.
- Joshi, G. V., & Naik, G. R. (1980). Response of Sugarcane to Different Types of Salt Stress. *Plant and Soil*, 56, 255-263.
- López, E. (1993). *Geología general y de México* (288 pp.). México, DF: Editorial Trillas.
- Maas, E. V., & Hoffman, G. J. (1977). Crop Salt Tolerance: Reevaluation of Existing Data. *Journal of the Irrigation and Drainage Division of the American Society Engineer*, 103, 115-134.
- Ortega, S. F., & Orellana, G. R. (2007). El riego con aguas de mala calidad en la agricultura urbana. Aspectos a considerar. I. Aguas salinas o alcalinas. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 16(1), 41-44.
- Richards, L. (Ed.) (1962). *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos* (172 pp.). México, DF: Editorial Cultura.
- Risacher, F., & Fritz, B. (2009). Origin of Salts and Brine Evolution of Bolivian and Chilean Salars. *Aquat Geochem*, 15, 123-157.
- Shani, U., & Dudley, L. (2001). Field Studies of Crop Response to Water and Salt Stress. *Soil Science Society American Journal*, 65, 1522-1528.
- Steppuhn, H., Genuchten, M., & Grieve, C. (2005). Root-Zone Salinity: I. Selecting a Product-Yield Index and Response Function for Crop Tolerance. *Crop Science*, 45(1), 209-220.
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1970). *Aquatic Chemistry an Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters* (583 pp.). New York: Wiley-Interscience.
- Surapanemi, A., & Olsson, K. A. (2002). Sodification under Conjunctive Water Use in the Shepparton Irrigation Region of Northern Victoria: A Review. *Australia Journal Experimental Agricultural*, 42, 24-263.
- Szabolcs, I. (1994). *Salt-Affected Soils* (274 pp.). Boca Raton, USA: CRC Press, Inc.
- Szabolcs, I., & Darab, K. (1973). An International Source Book , Chapter 7. In *Irrigation/Drainage and Salinity*. Rome: FAO/UNESCO.
- Webster, R., & Oliver, M. (2007). *Geostatistic for Environmental Scientist* (334 pp.) (2nd edition). Barcelona: Ediciones John Wiley and Sons.
- Wetzel, R. (1981). *Limnología* (666 pp.). Barcelona: Ediciones Omega.

Dirección institucional de los autores

Dr. David Vinicio Carrera-Villacrés

Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE
Av. Gral. Rumiñahui s/n
Departamento de Ciencias de la Tierra y la Construcción
Sangolquí, ECUADOR
Teléfono: +59 (3) 3989 400 extensión 1701
dvcarrera@espe.edu.ec
david_carrera@yahoo.com

Programa de Hidrociencias
Colegio de Postgraduados
km 36.5 carretera México-Texcoco
56230 Texcoco, Estado de México, MÉXICO
villacres@colpos.mx

M.C. Tania Crisanto-Perrazo

Universidad de las Fuerzas Armadas-ESPE
Av. Gral. Rumiñahui s/n
Departamento de Ciencias de la Tierra y la Construcción
Sangolquí, ECUADOR
Teléfono: +59 (3) 3989 400 extensión 1701
ttcrisanto@espe.edu.ec

Dr. Héctor Ortega-Escobar
M.C. Jazmín Ramírez-García
Dr. Carlos Ramírez-Ayala

Programa de Hidrociencias
Colegio de Postgraduados
km 36.5 carretera México-Texcoco
56230 Texcoco, Estado de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (15) 8046 800
manueloe@colpos.mx
escosia90@hotmail.com
cara@colpos.mx

Dr. David Espinosa-Victoria

Programa de Edafología
Colegio de Postgraduados
km 36.5 carretera México-Texcoco
56230 Texcoco, Estado de México, MÉXICO
Teléfono: +52 (15) 8046 800
despinosstar@gmail.com

Dr. Víctor Ruiz-Vera

Colegio de Postgraduados
Campus San Luis Potosí
Agustín de Iturbide N° 73
78600 Salinas de Hidalgo, Salinas, S.L.P., MÉXICO
Teléfono: +52 (496) 9630 240
vmanuel@colpos.mx

Dra. Martha Velázquez-Machuca

Centro Interdisciplinario de Investigación para el
Desarrollo Integral Regional del Instituto Politécnico
Nacional, Unidad Michoacán (CIIDIR-IPN-UMICHP)
Justo Sierra No. 28
9510 Jiquilpan, Michoacán, MÉXICO
Teléfono: +52 (353) 5330 083 extensión 82955
mvelazquezm@ipn.mx

Dr. Edgar Sánchez-Bernal

Universidad del Mar, Ciudad Universitaria
Puerto Ángel, Distrito de San Pedro Pochutla
70902 Oaxaca, MÉXICO
Teléfono: +52 (15) 8046 800
edgarivansb@zicatela.umar.mx



Haga clic aquí para escribir al autor



Pátzcuaro, Michoacán, México.

Foto: Roberto Menéndez.

Optimización en el diseño de lagunas de estabilización con programación no lineal

• Facundo Cortés-Martínez* • Alejandro Treviño-Cansino •
Universidad Juárez del Estado de Durango, México

*Autor de correspondencia

• María Aracelia Alcorta-García •
Universidad Autónoma de Nuevo León, México

• Agustín Sáenz-López •
Universidad Juárez del Estado de Durango, México

• José Luis González-Barrios •
Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias

Resumen

Cortés-Martínez, F., Treviño-Cansino, A., Alcorta-García, M. A., Sáenz-López, A., & González-Barrios, J. L. (marzo-abril, 2015). Optimización en el diseño de lagunas de estabilización con programación no lineal. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(2), 85-100.

El estudio presenta un modelo matemático de optimización para el diseño de sistemas lagunares integrado por dos lagunas: facultativa y de maduración. El modelo tiene como función objetivo el costo y considera cuatro variables de decisión: tiempo de retención hidráulica y número de mamparas en la laguna facultativa; en la laguna de maduración, también número de mamparas y tiempo de retención. Se consideran como restricciones los coliformes fecales y la materia orgánica. Dicho modelo resultó ser no lineal, ya que las relaciones entre las variables no son proporcionales. Se diseñó un sistema lagunar utilizando la metodología tradicional adoptada por la Comisión Nacional del Agua para México, luego se aplicó el modelo matemático. Se lleva a cabo una comparación de los resultados, los cuales indican una reducción del tiempo de retención de 14.16% y una disminución del costo de 12.04%. El resultado anterior es importante, ya que la principal desventaja de estos sistemas es el requerimiento de terreno. Se incluye, además, el análisis de sensibilidad de la función objetivo y las restricciones consideradas. El citado análisis es sensible a la variación de los parámetros. Ambos estudios cumplen perfectamente con las condiciones de calidad del agua tratada que indica la normatividad para el vertido a los cuerpos receptores. Se recomienda llevar a cabo otros estudios de optimización, considerando diferentes configuraciones.

Palabras clave: sistemas lagunares, coliformes fecales, tiempo de retención, materia orgánica, costo de construcción, modelo matemático de optimización.

Abstract

Cortés-Martínez, F., Treviño-Cansino, A., Alcorta-García, M. A., Sáenz-López, A., & González-Barrios, J. L. (March-April, 2015). *Design Optimization for Stabilization Ponds Using Non-Linear Programming*. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(2), 85-100.

The article herein presents a mathematical optimization model to design lagoon systems containing two ponds: facultative and maturation. The objective function of the model was the cost. Four decision variables were considered: hydraulic retention time and number of screens in the facultative pond; in the maturation pond, also number of screens and retention time. Fecal coliform and organic matter were considered as restrictions. The resulting model was non-linear since the relations among the variables were not proportional. A pond system was designed using the traditional methodology adopted by the National Water Commission for Mexico. The mathematical model was then applied. A comparison of the results indicated a reduction in retention time of 14.16% and a decrease in cost of 12.04%. This finding is important given that the primary disadvantage of these systems is the need for land. In addition, a sensitivity analysis of the objective function and the restrictions is included. This analysis is sensitive to changes in the parameters. Both studies fully meet the quality standards stipulated by norms for treated water discharged into receptor bodies. Additional optimization studies that include different configurations are recommended.

Keywords: Pond systems, fecal coliform, retention time, organic matter, construction cost, mathematical model optimization.

Recibido: 25/01/2013
Aceptado: 07/05/2014

Introducción

Las lagunas de estabilización tienen tres objetivos principales: a) la eliminación de coliformes fecales; b) la remoción de la materia orgánica, también llamada demanda bioquímica de oxígeno (DBO), y c) de nutrientes: nitrógeno y fósforo (CNA e IMTA, 2007a). De acuerdo con Senzia, Mayo, Mbwette, Katima y Jorgensen (2002), Agunwamba, Ochonogar y Ukpong (2003), Mara (2004), Abbas, Nasr y Seif (2006), Hamzeh y Ponce (2007), y Naddafi *et al.* (2009), los estanques de estabilización se sugieren en países con climas tropicales, pues las condiciones ambientales incrementan la eficiencia en la remoción de contaminantes.

Los sistemas lagunares se pueden clasificar en relación con la presencia de oxígeno: anaerobias, facultativas y de maduración (Metcalf & Eddy, Inc., 1991):

- *Anaerobias*. Las bacterias presentes no requieren oxígeno disuelto necesario para la descomposición de la materia orgánica; al proceso descrito también se le conoce como digestión anaerobia (Rolim, 2000).
- *Facultativas*. El mecanismo se lleva a cabo en el estrato superior, es decir, el comensalismo de bacterias aerobias y algas. La materia orgánica es descompuesta por las bacterias heterotróficas, lo anterior genera compuestos inorgánicos. El oxígeno necesario para realizar la simbiosis es suministrado principalmente por el proceso de fotosíntesis (Mara, 2004).
- *De maduración*. Reciben el efluente de las lagunas facultativas y se utilizan para pulir el efluente de patógenos de acuerdo con la calidad requerida. Sólo existe una zona: aerobia (CNA e IMTA, 2007b).

Deflectores

Shilton y Mara (2005), Abbas *et al.* (2006), Cortés, Treviño, Luévanos, Luévanos y Uranga (2014a), y Cortés *et al.* (2014b) recomiendan el

uso de deflectores en los sistemas lagunares, puesto que se mejoran en forma importante las condiciones hidráulicas y se favorece la reducción de las áreas muertas.

A la fecha se han realizado estudios en laboratorio para aumentar la eficiencia hidráulica y la eliminación de contaminantes, considerando deflectores. Killani y Ogunrombi (1984); Pedahzur, Nasser, Dor, Fattal y Shuval (1993); Muttamara y Puetpaiboon (1997); Zanutelli, Medri, Belli-Filho, Perdomo y Costa (2002); Shilton y Harrison (2003a); Sperling, Cherni-charo, Soares y Zerbini (2003); Shilton y Mara (2005), y Abbas *et al.* (2006) publicaron que se obtiene mayor eficiencia hidráulica y mejor tratamiento del agua residual con mamparas a 70% de la longitud. Luego Banda (2007), y Winfrey, Stronsnider, Nairn y Strevett (2010) concluyeron que se obtienen mejores resultados al utilizar mayor número de deflectores.

De los modelos matemáticos

Killani y Ogunrombi (1984) recomendaron el uso de la investigación de operaciones en lagunas de estabilización, con el propósito de obtener una optimización de recursos económicos, es decir, determinar el costo óptimo del sistema. Nelder y Mean (1965); Fonseca y Fleming (1993, 1995); Oke y Otun (2001); Bracho, Lloyd y Aldana (2006); Winfrey *et al.* (2010), y Olukanni y Ducoste (2011) aplicaron la programación lineal en el diseño de sistemas lagunares; concluyeron que sí era posible mejorar el diseño mediante la optimización, a manera de incrementar la eficiencia del tratamiento y minimizar costos. Finalmente, Sah, Rousseau y Hooijmans (2012) realizaron estudios comparativos de los modelos existentes y concluyeron que era necesario proponer un modelo integral de optimización, donde se consideren todas las variables que intervienen en el tratamiento del agua con estanques de estabilización.

De acuerdo con la revisión bibliográfica, en México existen pocos modelos matemáticos de optimización aplicados a los estanques de estabilización; debido a lo anterior, se plantearon

los siguientes objetivos: a) realizar un análisis matemático para determinar el modelo de optimización con dos lagunas; b) diseñar un sistema lagunar con la metodología tradicional, incluyendo el costo; c) aplicar el modelo matemático de optimización utilizando el sistema *Solver* de Excel, y d) comparar los resultados entre los dos análisis y definir las ventajas económicas de ambos estudios.

Programación no lineal

El Gradiente Reducido Generalizado (GRG) es el algoritmo utilizado por el sistema *Solver* de Excel. El GRG inicia con una solución conocida, es decir, calculada anteriormente. El objetivo es encontrar una nueva propuesta, pero mejorada. El algoritmo revisa la región factible de la solución conocida y determina una nueva solución, hasta que ya no es posible optimizar más el resultado. La herramienta actúa en un grupo de celdas llamadas variables de decisión, que se incluyen en la fórmula de la función objetivo y restricciones. Algunas de las características de los problemas de programación en donde es posible utilizar el método de GRG son las siguientes: la función objetivo puede ser lineal o no lineal, admite restricciones de igualdad o desigualdad y el punto de inicio para aplicar el GRG puede ser factible o no (Muramatsu, 2011).

Análisis de sensibilidad

Según Anderson, Sweeney y Williams (2004), el diagrama de tornado es recomendable para determinar la sensibilidad del proyecto. El análisis consiste en modificar los rangos de valores considerados en el estudio, condición que proporciona información acerca de cómo afecta a la solución mejorada. El diagrama de tornado muestra la información por medio de barras, es decir, la barra más ancha indica el parámetro más sensible al cambio.

El presente estudio es continuación del modelo matemático de optimización publicado por Olukanni y Ducoste (2011). La aportación

del presente artículo es determinar un modelo matemático, incluyendo dos lagunas: facultativa y de maduración. Se consideran como restricciones la demanda bioquímica de oxígeno y el número de coliformes fecales en el efluente.

Consideraciones del modelo matemático publicado por Olukanni y Ducoste (2011): utilizan un modelo multiobjetivo; es decir, se maximiza la eliminación de contaminantes y se minimiza el costo; incluye además como restricción la concentración de coliformes fecales en el efluente, el número de mamparas y el área. Mientras que en el presente estudio se incluyen como limitaciones tanto los coliformes fecales como la materia orgánica, número de mamparas y tiempo de retención. Otra diferencia importante es que el presente estudio incluye un solo modelo para dos lagunas, mientras que el de Olukanni considera una sola laguna.

La novedad del presente trabajo respecto a otras publicaciones de los autores referenciados (Cortés, Treviño, Luévanos & Luévanos, 2013; Cortés *et al.*, 2014a; Cortés *et al.*, 2014b), como ya se indicó, es que se considera un modelo matemático integrado por dos lagunas, con cuatro variables de decisión; mientras que en las publicaciones anteriores, el modelo fue definido para una sola laguna, con dos variables controlables. Es importante indicar que el presente modelo matemático es único, es decir, de acuerdo con la revisión bibliográfica, no ha sido publicado anteriormente.

El documento está organizado de la siguiente forma: en la primera parte se describe la nomenclatura para el diseño de una laguna facultativa y de maduración, así como la metodología tradicional de diseño. La segunda parte incluye el análisis realizado para definir la función objetivo preliminar, relaciones matemáticas, variables de decisión y restricciones consideradas. En la tercera parte se desarrolla un ejemplo de diseño con la metodología tradicional y luego la aplicación del modelo matemático propuesto; además se considera un cuadro comparativo con resultados y análisis de sensibilidad del modelo. En la cuarta parte se incluyen las conclusiones.

Materiales y métodos

Para el diseño del sistema lagunar se consideró la metodología establecida para México por la Comisión Nacional del Agua (CNA) y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). El manual consultado fue *Paquetes tecnológicos para el tratamiento de excretas y aguas residuales en comunidades rurales de la Comisión Nacional del Agua* (CNA e IMTA, 2007a).

Nomenclatura para el diseño de lagunas de estabilización

CO	= carga orgánica.
Q_i	= caudal en el influente de la laguna ($m^3/\text{día}$).
DBO_i	= concentración de la demanda bioquímica de oxígeno en el influente de la laguna en mg/l.
1 000	= factor de conversión.
λ_v	= carga orgánica superficial (kg/ha-día).
T	= temperatura mínima media mensual del aire ($^{\circ}\text{C}$).
L_i	= concentración de DBO_5 en el influente de la laguna (mg/l).
A_f	= área de la laguna facultativa en (m^2).
Q_{med}	= caudal en el influente en ($m^3/\text{día}$).
Z	= profundidad (m).
V	= volumen (m^3).
O_F	= tiempo medio de retención hidráulico, laguna facultativa (días).
O_M	= tiempo medio de retención hidráulico, laguna de maduración (días).
X	= relación entre longitud y anchura.
B_{Prom}	= ancho promedio en (m).
L_{Prom}	= longitud promedio en (m).
B_{Sup}	= ancho superior en (m).
L_{Sup}	= largo superior en (m).
A_{Sup}	= área superficial en (m^2).
Q_e	= caudal en el efluente de la laguna ($m^3/\text{día}$).
e	= evaporación (mm/día).
d	= factor de dispersión adimensional.
K_b	= coeficiente de reducción bacteriana (d^{-1}).

a	= constante adimensional.
Ne	= coliformes fecales corregidos por evaporación en el efluente de la laguna (NMP/100 ml).
N_i	= coliformes fecales en el influente de la laguna (NMP/100 ml).
N_f/No	= número de coliformes fecales en el efluente (NMP/100 ml).
K_f	= constante de decaimiento de la DBO_5 (día^{-1}).
DBO_{ef}	= concentración de la DBO_5 en el efluente de la laguna (mg/l).
DBO_e	= concentración de la DBO_5 en el efluente de la laguna corregida por evaporación (mg/l).
N_{MampF}	= número de mamparas en la laguna facultativa.
N_{MampM}	= número de mamparas en la laguna de maduración.
A_M	= área de la laguna de maduración (m^2).

Diseño de laguna facultativa (flujo disperso. Método de Yáñez)

a) Carga orgánica:

$$C.O. = Q_i(DBO_i) / 1\,000 \quad (1)$$

b) Carga superficial de diseño:

$$\lambda_s = 250(1.085)^{T-20} \quad (2)$$

c) Área de la laguna facultativa:

$$A_f = 10L_iQ_{med}/\lambda_s \quad (3)$$

d) Volumen de la laguna:

$$V = (A_f)(Z) \quad (4)$$

e) Tiempo medio de retención hidráulico:

$$O_F = V/Q_i \quad (5)$$

f) Dimensionamiento. Relación largo ancho $X = 3$:

$$B_{\text{Prom}} = \sqrt{\frac{Af}{X}} \quad (6)$$

$$L_{\text{Prom}} = \frac{Af}{B_{\text{Prom}}} \quad (7)$$

g) Para el ancho y largo:

$$B_{\text{Sup}} = B_{\text{Prom}} + (Z)(\text{Talud}) \quad (8)$$

$$L_{\text{Sup}} = L_{\text{Prom}} + (Z)(\text{Talud}) \quad (9)$$

h) Cálculo del área superficial:

$$A_{\text{Sup}} = (B_{\text{Sup}})(L_{\text{Sup}}) \quad (10)$$

i) Gasto en el efluente:

$$Q_e = Q_i - 0.001A_{\text{Sup}}e \quad (11)$$

j) Remoción de coliformes fecales: considerando mamparas con longitud de 0.70 del largo de la laguna se tiene que:

$$X = (L_{\text{Prom}})(0.70) (\text{núm. de mamparas} + 1) / (B_{\text{Prom}}) / (\text{núm. de mamparas} + 1) \quad (12)$$

$$d = \frac{X}{-0.26118 + 0.25392(X) + 1.0136(X)^2} \quad (13)$$

k) Coeficiente de reducción bacteriana:

$$K_b = 0.841(1.075)^{T-20} \quad (14)$$

l) Constante "a". Se determina a través de la fórmula:

$$a = \sqrt{1 + 4(K_b O_F d)} \quad (15)$$

m) Coliformes fecales en el efluente de la laguna facultativa:

$$\frac{Nf}{No} = \frac{4a \exp^{(1-a)/2d}}{(1+a)^2} Ni \quad (16)$$

n) Coliformes fecales corregidos por evaporación:

$$Ne = (Ne)(Q_i) / Q_e \quad (17)$$

o) Concentración de la DBO en el efluente de la laguna:

$$Kf = \frac{Kf_{35}}{(1.085)^{35-T}} \quad (18)$$

p) Concentración de la demanda bioquímica de oxígeno en el efluente de la laguna:

$$DBO_{ef} = \frac{DBO_i}{KfO_F + 1} \quad (19)$$

q) Eficiencia de remoción de la DBO:

$$\% = \frac{(DBO_i - DBO_e)}{DBO_i} \times 100 \quad (20)$$

r) DBO corregida por evaporación:

$$DBO_e = (DBO_i)(Q_i) / Q_e \quad (21)$$

Laguna de maduración (método flujo disperso)

1. Tiempo de retención hidráulico (O). Se analiza por tanteos, es decir, se propone un tiempo de retención hidráulico y se revisa la concentración de los coliformes fecales en el efluente; éstos deben ser iguales o menores de 1 000 NMP / 100 ml.

2. Volumen de la laguna:

$$V = (Q_i)(O_M) \quad (22)$$

3. Área de la laguna:

$$A_M = \frac{V}{Z} \quad (23)$$

Para el resto del diseño se aplicaron las ecuaciones a partir del inciso f) hasta r), que se indican en la metodología de la laguna facultativa.

Función objetivo preliminar

Los costos considerados para determinar la función objetivo son los siguientes: del terreno, \$750.00 metro cuadrado; costo índice del bordo, \$1 200.00 metro lineal; de la mampara, \$500.00 metro lineal.

Según Cortés *et al.* (2014a; 2014b), la longitud de la mampara se considerará al 70% de la longitud: $(0.7) N_{Mamp} L_{Sup}$. Para definir el área de la laguna facultativa se observa el ancho superior más la longitud de cada uno de los lados, como se muestra en la figura 1. Para la longitud se tiene $(B_{sup} + 12) (L_{sup} + 12)$; de igual forma para el perímetro: $2 (B_{sup} + 3) + 2 (L_{sup} + 3)$. El mismo criterio se sigue para la laguna de maduración, considerando la información que se indica en la figura 2. Con los datos anteriores se determinó la expresión (24):

$$\begin{aligned} \text{Costo total} = & 750 \left[(B_{SupF} + 12) (L_{SupF} + 12) \right. \\ & \left. + (L_{SupM} + 10) (L_{SupM} + 3) \right] \\ & + 1200 \left[2 (B_{SupF} + 3) + 2 (L_{SupF} + 3) + (B_{SupM} + 3) \right. \\ & \left. + 2 (L_{SupM} + 3) \right] \\ & + 500 (0.7) \left[N_{MampF} L_{SupF} + N_{MampM} L_{SupM} \right] \end{aligned} \quad (24)$$

Donde $B_{SupF} = B_{PromF} + 3$. Según la CNA y el IMTA (2007a; 2007b), esta expresión se refiere al ancho superior de la laguna facultativa más tres metros de la relación 2:1 considerada en los bordos (figura 1). La ecuación siguiente determina la relación largo ancho:

$$L_{SupF} = 3B_{PromF} + 3$$

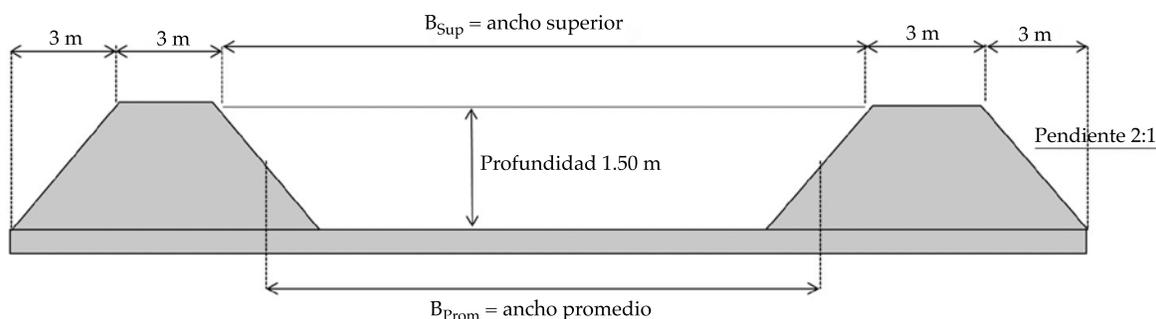


Figura 1. Corte transversal de la laguna facultativa.

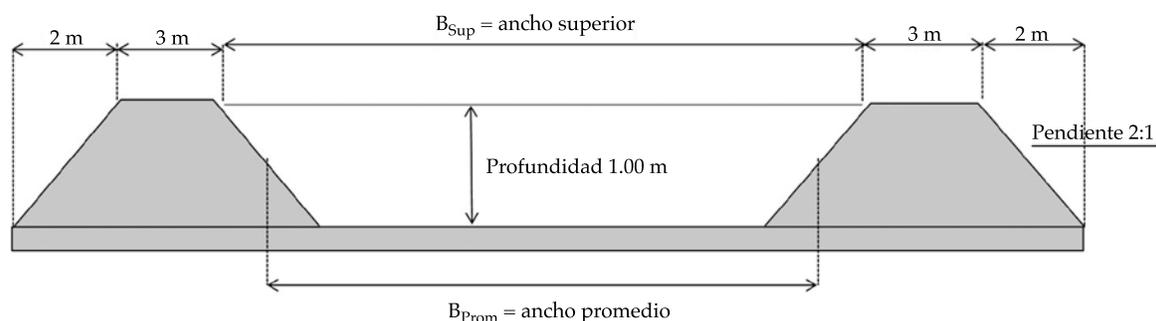


Figura 2. Corte transversal de la laguna de maduración.

Para calcular el ancho promedio de la laguna facultativa se realizan las siguientes operaciones: a) despejar el volumen de la ecuación (5) de la metodología tradicional; b) luego sustituir el volumen en la expresión (4), y c) finalmente la expresión se determina para el ancho del estanque, sustituyendo en la ecuación (6):

$$B_{PromF} = \sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}}$$

Para calcular el ancho superior de la laguna se considera la relación de talud de los bordos; de esta forma se define la expresión (25):

$$B_{SupF} = \sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}} + 3 \quad (25)$$

De forma similar, para el largo superior de la laguna facultativa se obtiene la expresión (26) (Cortés et al., 2014a, 2014b):

$$L_{SupF} = 3\sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}} + 3 = \sqrt{2O_F * Q_F} + 3 \quad (26)$$

Para la laguna de maduración con 1.0 metro de profundidad se define:

$$B_{SupM} = B_{SupF} - 1$$

Sustituyendo la expresión (25) en $B_{SupM} = B_{SupF} - 1$ se obtiene:

$$B_{SupM} = \sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}} + 2 \quad (27)$$

Para calcular el largo de la laguna de maduración se considera la ecuación (7) de la metodología; luego, siguiendo el mismo criterio del ancho superficial de la laguna de maduración, se tiene:

$$L_{SupM} = \frac{\text{Área}_{Prom}}{B_{PromM}} + 2$$

Para el área se sustituye la ecuación (22) en la expresión (23) de la metodología; como ya se dijo, se considera 1.0 metro de profundidad

para la laguna de maduración. El ancho promedio se obtiene restando la profundidad por la relación de inclinación del talud al ancho superficial. Finalmente se obtiene la expresión para calcular a longitud superior:

$$L_{SupM} = \frac{O_M * Q_M}{\sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}}} + 2 \quad (28)$$

Sustituyendo las ecuaciones (25), (26), (27) y (28) en la (24), se determina la función objetivo, ecuación (29):

$$\begin{aligned} \text{Costo total} = & 750 \left[\left(\sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}} + 15 \right) \left(\sqrt{2O_F * Q_F} + 15 \right) \right. \\ & \left. + \left(\sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}} + 12 \right) \left(\frac{O_M * Q_M}{\sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}}} + 5 \right) \right] \\ & + 1200 \left[2 \left(\sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}} + 6 \right) + 2 \left(\sqrt{2O_F * Q_F} + 6 \right) \right. \\ & \left. + \left(\sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}} + 5 \right) + 2 \left(\frac{O_M * Q_M}{\sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}}} + 5 \right) \right] \\ & + 500(0.7) \left[N_{MampF} \left(\sqrt{2O_F * Q_F} + 3 \right) \right. \\ & \left. + N_{MampM} \left(\frac{O_M * Q_M}{\sqrt{\frac{O_F * Q_F}{4.5}}} + 2 \right) \right] \quad (29) \end{aligned}$$

Como se observa en la expresión (29), el modelo matemático resultó no lineal debido a las relaciones matemáticas que intervinieron para determinar la función objetivo.

Las variables de decisión consideradas son $O_F, O_M, N_{MampF}, N_{MampM}$.

El tiempo de retención hidráulico en ambas lagunas influye directamente en las dimensiones de éstas. El número de mamparas favorece la eficiencia del tratamiento de las aguas residuales (Winfrey et al., 2010).

Restricciones:

$$1 \leq O_F \leq 30$$

$$d \geq 0$$

$$1 \leq O_M \leq 10$$

$$0 \leq \text{DBOe} \leq 75$$

$$N_e = 1000$$

$$0 \leq N_{\text{Mamp}F} \leq 4$$

$$0 \leq N_{\text{Mamp}M} \leq 4$$

$$N_{\text{Mamp}F}, N_{\text{Mamp}M} = \text{enteros}$$

$$N_{\text{Mamp}F}, O_F \geq 0$$

Se diseñó una planta de tratamiento de lagunas de estabilización para un poblado ejidal. La comunidad en cuestión se ubica en el municipio de Gómez Palacio, Durango, México. Datos: número de habitantes al horizonte de proyecto 1 500; aportación = 154 l/hab/día (CNA e IMTA, 2007a); gasto de diseño: 231 m³/día; temperatura promedio del mes más frío: 11.8 °C (CNA e IMTA, 2007b); concentración de la materia orgánica (DBO₅) en el influente = 220 mg/l; coliformes fecales 1.0 × 10⁷ NMP/100 ml. Estos valores son considerados para aguas residuales domésticas (Metcalf & Eddy, Inc., 1991).

La evaporación es de 5 mm/día. Considerar la relación largo ancho de tres para la laguna facultativa; para la de maduración se considerará el mismo ancho que el estanque facultativo. Para determinar la calidad del agua residual tratada se incluyó como base lo que indica la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-96 (DOF, 1996).

Resultados y discusión

El cuadro 1 muestra los resultados de diseño del sistema de lagunas con el método tradicional; la figura 3 indica las dimensiones determinadas; se observa que con 2 y 4 mamparas se cumple con las condiciones de calidad que indica la norma.

Aplicación del modelo matemático para la optimización

El cuadro 2 indica que el sistema encontró una solución en donde todas las restricciones y condiciones de optimización fueron satisfechas. En el primer apartado del cuadro 2 se observa el comparativo de costos. El resultado fue 12.04% menor; en el mismo cuadro, en el apartado de variables de decisión, se indica que el sistema

Cuadro 1. Resultados de diseño del sistema lagunar, método tradicional.

Datos				Laguna facultativa		Laguna de maduración	
Q _i	N _i	DBO _i	T	O _F	N _{mampF}	O _M	N _{mampM}
231	10 000 000	220	11.8	25.77	2	1.88	4

Resultados de la laguna facultativa									
X	d	kb	a	W _{sup}	L _{sup}	Q _e	N _e	DBO _e	Área
18.9	0.0516	0.4648	1.8628	39.37	112.11	208.93	2 335	43	4 414.03

Resultados de la laguna de maduración									
X	d	kb	a	W _{sup}	L _{sup}	Q _e	N _e	DBO _e	Área
58.94	0.0167	0.4648	1.0287	38.37	12.80	206.47	998.09	32	491.13

Área total	Costo, laguna facultativa	Costo, laguna de maduración	Costo total
4 905.16	\$5 238 328.77	\$678 661.09	\$5 916 989.86

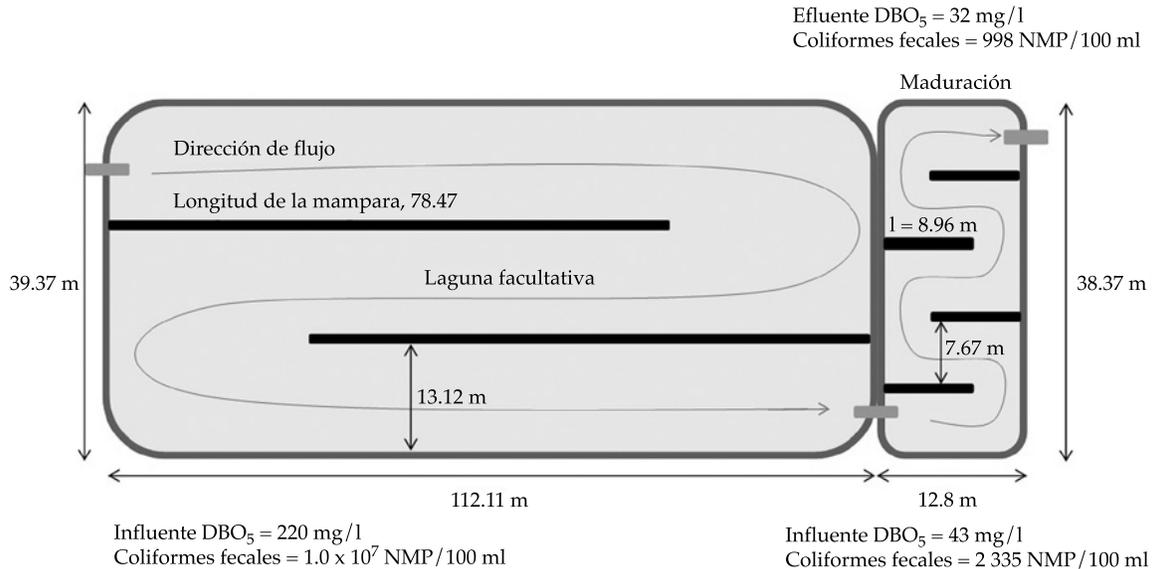


Figura 3. Dimensiones del sistema lagunar con el método tradicional. Arreglos de la laguna facultativa con dos mamparas y de la laguna de maduración con cuatro.

redujo el tiempo de retención hidráulico de 25.77 a 22.12 días: la diferencia es de 3.65 días, que representan 14.16%. Según la CNA e IMTA (2007a; 2007b), el tiempo de retención hidráulico influye de forma directa sobre el tamaño del estanque y, como consecuencia, en la necesidad del terreno. Los resultados del presente documento coinciden con las aseveraciones de la CNA e IMTA (2007a; 2007b). Otro cambio importante es que se determinaron cuatro mamparas en la laguna facultativa, en lugar de las dos que fueron propuestas de manera original.

Según Killani y Ogunrombi (1984); Muttamara y Puetpaiboon (1996, 1997); Rolim (2000), Sperling, Chernicharo, Soares y Zerbini (2002); Shilton y Harrison (2003a); Shilton y Mara (2005); Oakley (2005); Abbas *et al.* (2006), y Cortés *et al.* (2013), esta condición favorece al flujo pistón dentro de la laguna, por tanto aumenta la eficiencia en la eliminación de contaminantes. Los resultados del presente estudio concuerdan con las afirmaciones de los autores citados.

En los cuadros 1 y 3 se indican las áreas definidas en la laguna facultativa por cada uno

de los métodos. Las dimensiones del estanque facultativo con el modelo matemático son menores. Existe una diferencia de 594 metros cuadrados: 13.45%. No obstante que el área es menor que en el diseño tradicional, la eficiencia de remoción de coliformes fecales resultó mayor con el modelo de optimización. Como ya se mencionó, este resultado se debe a la incorporación de cuatro mamparas en lugar de las dos propuestas de manera original. Olukanni y Ducoste (2011) concluyen que en la optimización en el diseño de sistemas lagunares es posible reducir el costo, condicionado a que se incluyan las restricciones adecuadas, considerando siempre las normas de la calidad del agua tratada en el efluente de estos sistemas. Como se observa, el presente estudio coincide con las afirmaciones de estos autores.

Acerca de la DBO₅, los dos casos estudiados cumplen con la concentración de contaminantes en el efluente del estanque facultativo que menciona la norma mexicana NOM-001-ECOL-96 (DOF, 1996); 43 y 48 mg/l para el método tradicional y la aplicación del modelo matemático, respectivamente. De acuerdo con

Cuadro 2. Informe de resultados de optimización y comparativo del diseño del sistema lagunar.

Microsoft Excel 12.0 Answer Report
 Worksheet: [Artículo 1 solver.xls] DISEÑO facultativa Maduración
 Report Created: 22/01/2013 16:29:42
 Result: Solver found a solution. All constraints and optimality conditions are satisfied
 Engine: Standard LSGRG Nonlinear
 Solution Time: 05 seconds
 Iterations: 6
 Subproblems: 17
 Incumbent Solutions: 3

Objective Cell (Min)

Cell	Name	Original Value	Final Value
\$J\$20	Costo total	5 916 989.864	5 204 275.071

Decision Variable Cells

Cell	Name	Original Value	Final Value	Type
\$G\$6	O_F	25.77	22.12	Normal
\$H\$6	N_{mampF}	2.00	4.00	Normal
\$I\$6	O_M	1.88	1.00	Normal
\$J\$6	N_{mampM}	4.00	2.00	Normal

Constraints

Cell	Name	Cell Value	Formula	Status	Slack
\$H\$20	Costo laguna facultativa	\$4 738 058.85	\$H\$20 >= 0	Not Binding	4 738 058.846
\$I\$20	Costo laguna de maduración	\$466 216.23	\$I\$20 >= 0	Not Binding	466 216.2251
\$J\$16	DBOe	41	\$J\$16 <= 75	Not Binding	34.08882517
\$J\$16	DBOe	41	\$J\$16 >= 0	Not Binding	40.91117483
\$I\$16	NF/No	1 000.00	\$I\$16 = 1 000	Binding	0
\$C\$16	d	0.0290	\$C\$16 >= 0	Not Binding	0.029014794
\$H\$6	N_{mampF}	4.00	\$H\$6 >= 1	Not Binding	3
\$I\$6	O_M	1.00	\$I\$6 <= 10	Not Binding	9
\$J\$6	N_{mampM}	2.00	\$J\$6 >= 1	Binding	0
\$J\$6	N_{mampM}	2.00	\$J\$6 <= 4	Not Binding	2
\$I\$6	O_M	1.00	\$I\$6 >= 1	Binding	0
\$G\$6	O_F	22.12	\$G\$6 >= 1	Not Binding	21.12037699
\$H\$6	N_{mampF}	4.00	\$H\$6 <= 4	Binding	0
\$G\$6	O_F	22.12	\$G\$6 <= 30	Not Binding	7.879623014

los resultados de los cuadros 1 y 3, se obtuvo un costo menor con el modelo matemático de \$500 269.92, que representa 9.55%. Lo anterior es una cifra importante, considerando la disponibilidad de recursos económicos.

Laguna de maduración o pulimento

El cuadro 3 muestra los resultados del diseño de las lagunas de maduración. Con la aplicación del modelo matemático propuesto resultó

Cuadro 3. Resultados de la optimización del diseño del sistema lagunar con el sistema Risk Solver Platform.

Datos				Laguna facultativa		Laguna de maduración	
Q_i	N_i	DBOi	T	O_F	N_{mampF}	O_M	N_{mampM}
231	10 000 000	220	11.8	22.12	4	1.00	2

Resultados de la laguna facultativa									
X	d	kb	a	W_{sup}	L_{sup}	Q_e	N_e	DBOe	Área
52.5	0.0187	0.4648	1.3301	36.70	104.09	211.90	1 571	48	3 819.91

Resultados de la laguna de maduración									
X	d	kb	a	W_{sup}	L_{sup}	Q_e	N_e	DBOe	Área
33.76	0.0290	0.4648	1.0266	35.70	8.29	210.42	1 000.00	41	295.87

Área total	Costo, laguna facultativa	Costo, laguna de maduración	Costo total
4 115.78	\$4 738 058.85	\$466 216.23	\$5 204 275.07

menor tiempo de retención y, por tanto, un área menor de 39.375%. El número de mamparas calculado con el método tradicional fue de cuatro; mientras que en el segundo diseño cambió a dos. No obstante lo anterior, los dos casos analizados cumplen perfectamente con los requerimientos de calidad del agua residual tratada que indica la Norma Oficial Mexicana, así como la reducción de costos, que fue de \$212 444.86, lo anterior significa 31.30%. Como puede observarse, el ahorro de recursos es importante. La principal desventaja de estos sistemas de tratamiento es la gran área de terreno que ocupan (CNA e IMTA, 2007a; 2007b).

Del sistema lagunar en su conjunto

La reducción del tiempo de retención fue de 4.53 días y un área menor de 16.09%. La diferencia de costos es de \$712 714.79, que significa 12.04%.

Es prudente indicar que no es recomendable aumentar en forma indiscriminada el número de deflectores; según Oke y Otun (2001), Shilton y Harrison (2003b), Bracho *et al.* (2006) y Winfrey *et al.* (2010), deben tomarse en cuenta los costos, por lo que los autores citados recomiendan se realice un análisis económico

costo-efectividad. De acuerdo con Chávez, Hernández y Flores (1989), se obtienen resultados óptimos que proporcionan elementos de juicio para la toma de decisiones.

El cuadro 2 muestra el comparativo de resultados, así como las variables de decisión a que fue sometido el estudio. En el mismo cuadro, en el apartado de restricciones, se observa el parámetro de los coliformes fecales en el efluente donde se cumplió exactamente con la igualdad. También se puede apreciar que el sistema toma el número máximo permitido por la restricción de mamparas en la laguna facultativa, a diferencia del tiempo de retención en la laguna de maduración, en el cual se selecciona el límite inferior de la restricción. Lo anterior se interpreta que cuando el número de mamparas aumenta en la laguna facultativa, el tiempo de retención de la laguna de maduración tiende a cero. En el cuadro 3 se observan los cambios realizados por el sistema de análisis *Solver* en las 20 celdas dependientes.

Reporte de sensibilidad

En este análisis (figura 4) se graficó la función objetivo y se consideró constante el número de mamparas determinado por el modelo mate-

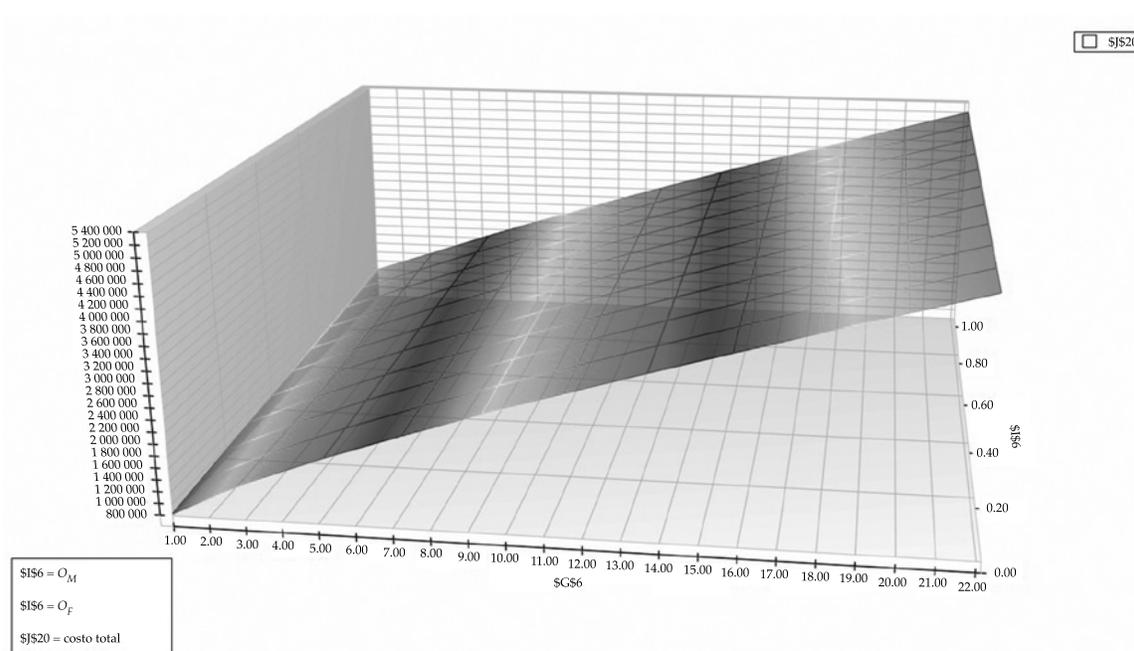


Figura 4. Reporte de sensibilidad de costos con variaciones de manera independiente, considerando sólo el tiempo de retención.

mático de optimización en ambas lagunas: 4 y 2, respectivamente. Al fijar como constantes el número de mamparas se tienen sólo tres variables (O_F , O_M y costo total); de esta manera se puede representar gráficamente. Se confirma que la función es no lineal, ya que la relación entre las variables no es proporcional. También se infiere que el modelo es sensible al cambio de las variables, pues entre mayor es el tiempo de retención en ambas lagunas, el costo de construcción aumenta; así, es congruente con la realidad, puesto que si estos parámetros son mayores, aumenta el área necesaria para contener las aguas residuales y, por tanto, incrementa el costo.

Análisis de sensibilidad del sistema lagunar

Para verificar la sensibilidad se consideró una variación de más menos 10% en los principales parámetros (Muramatsu, 2011) y se realizó una gráfica de tornado para observar los paráme-

tros más sensibles al cambio. En la figura 5 se analiza el costo total del proyecto.

Como se observa, la barra más ancha es el volumen de agua en el influente del sistema de tratamiento. Éste es el parámetro más sensible al cambio; es decir, a mayor volumen más requerimiento de área de terreno y, por ende, mayor costo. En orden de importancia sigue el tiempo de retención hidráulico, que tiene influencia con las dimensiones del sistema lagunar.

En la figura 6 se indica que el parámetro más sensible que influye para la eliminación del organismo indicador es el tiempo de retención, o sea, a menor tiempo de retención hidráulico es mayor la concentración de coliformes fecales. Otro parámetro importante es la temperatura: a menor temperatura, mayor concentración del organismo indicador.

Acerca de la demanda bioquímica de oxígeno en el efluente del sistema lagunar, la figura 7 muestra que la DBO_5 en el influente es la barra más sensible, seguida por la temperatura, y

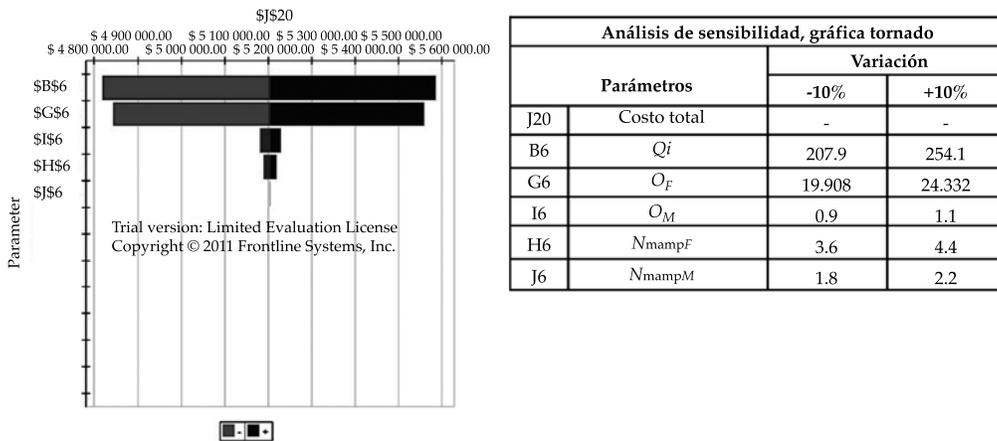


Figura 5. Análisis de sensibilidad de costo total.

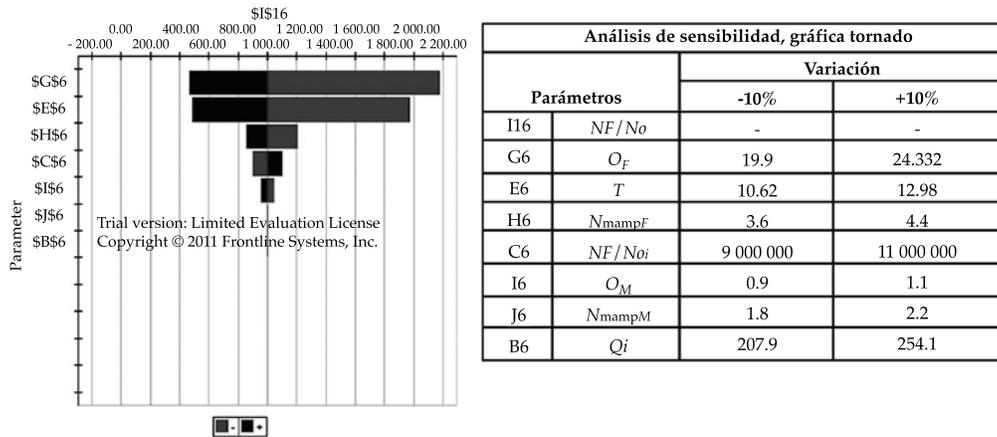


Figura 6. Análisis de sensibilidad de número de coliformes fecales.

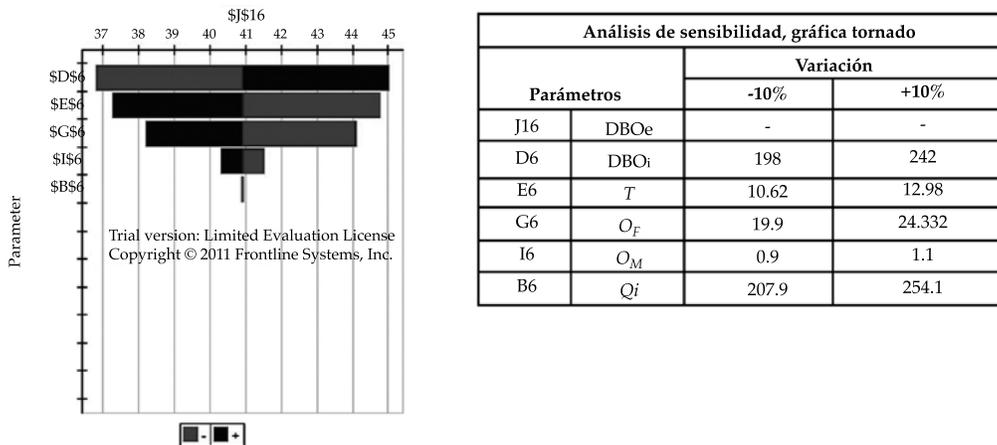


Figura 7. Análisis de sensibilidad de DBOe.

significa que a menor temperatura, mayor concentración de la materia orgánica. La eficiencia de remoción de la materia orgánica tiene como límites de temperatura superior e inferior de 37 y 4 grados; es decir, fuera de este rango, la actividad de las algas que producen oxígeno decrece de manera importante (Rolim, 2000; Oakley, 2005). En orden de relevancia sigue el tiempo de retención hidráulico: la barra indica que a menor tiempo de retención mayor es la concentración de la materia orgánica.

Como puede observarse, el análisis de sensibilidad responde de modo adecuado a la variación de los parámetros involucrados en cada concepto.

En la figura 8 se muestran las dimensiones optimizadas del sistema lagunar, determinadas por el modelo matemático.

Conclusiones

De acuerdo con los objetivos planteados, se obtuvieron mejores resultados con la aplicación del modelo matemático de programación no lineal: menor costo, tiempo de retención hidráulico y área.

Es importante mencionar que el presente análisis matemático puede aplicarse a diferentes condiciones de diseño; es decir, a cualquier región; pero es necesario llevar a cabo algunos cambios, como costos del terreno, terraplenes, deflectores, evaporación y temperatura, entre otros.

Es recomendable, para los países en desarrollo, la aplicación de la programación no lineal como herramienta auxiliar alternativa en la optimización en el diseño de lagunas de estabilización. Se obtienen ahorros importantes y se cumple a la perfección con la normatividad en materia de descarga de aguas residuales a los cuerpos receptores.

Es prudente llevar a cabo estudios adicionales, considerando la incorporación de una laguna anaerobia, luego comparar los resultados con el fin de precisar la menor área y costo para la ejecución del proyecto.

Referencias

- Abbas, H., Nasr, R., & Seif, H. (2006). Study of Waste Stabilization Pond Geometry for Wastewater Treatment Efficiency. *Ecol. Eng.*, 28(1), 25-34.

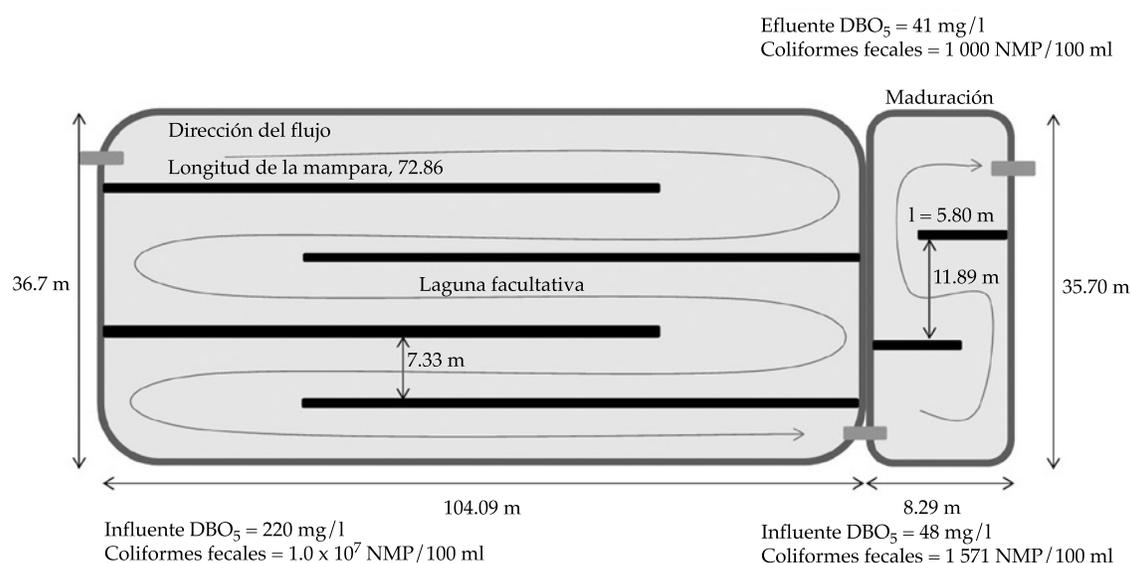


Figura 8. Dimensiones del sistema lagunar con el modelo matemático propuesto.

- Anderson, D. R., Sweeney, D. J., & Williams, T. A. (2004). *Métodos cuantitativos para los negocios* (116 pp.). México, DF: Thomson Corporation.
- Agunwamba, J. C., Ochonogar, A., & Ukpong, E. C. (2003). Experimental and Principal Component Analysis of Waste Stabilization Ponds. *Journal of Applied Science, Engineering and Technology*, 3(1), 25-30.
- Bracho, N., Lloyd, B., & Aldana, G. (2006). Optimization of Hydraulic Performance to Maximize Fecal Coliform Removal in Maturation Ponds. *Water Res.*, 40, 1677-1685.
- Banda, C. G. (2007). *Computational Fluid Dynamics Modeling of Baffled Waste Stabilization Ponds*. Ph.D. thesis. Leeds, UK: School of Civil Engineering, University of Leeds.
- Chávez, A., Hernández N., M., & Flores, S. (1989). Modelación digital y optimación de acuíferos. *Ingeniería Hidráulica en México*, 2(3), 31-39.
- CNA e IMTA (2007a). *Manual de diseño de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Paquetes tecnológicos para el tratamiento de excretas y aguas residuales en comunidades rurales* (pp. 56-83). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- CNA e IMTA (2007b). *Manual de diseño de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Manual de diseño de lagunas de estabilización* (234 pp.). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Cortés, M. F., Treviño, C. A., Luévanos, R. A., Luévanos, R. R. & Uranga, S. A. C. (2014a). Función objetivo en el diseño de laguna facultativa (caso de estudio). *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(3), 433-447.
- Cortés, M. F., Treviño, C. A., Alcorta, G. M. A., Luévanos, R. R., Kalashnikov, Vyacheslav, & Luévanos, R. R. (2014b). Mathematical Analysis for the Optimization of a Design in a Facultative Pond: Indicator Organism and Organic Matter. *Mathematical Problems in Engineering*, Article ID 652509.
- Cortés, M. F., Treviño, C. A., Luévanos, R. A., & Luévanos, R. R. (2013). Mathematical Model for the Optimization of the Design of a Facultative Pond (case study). *Far East Journal of Mathematical Sciences (FJMS)*, 81(1), 127-145.
- DOF (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas en aguas y bienes nacionales (30 pp.). *Diario Oficial de la Federación*. México, DF: Semarnat-Secretaría de Gobernación.
- Fonseca, C. M., & Fleming, P. J. (1993). *Genetic Algorithms for Multi-Objective Optimization: Formulation, Discussion and Generalization*. Citado el 12 de enero de 2012. Recuperado de http://pdf.aminer.org/000/310/607/genetic_algorithms_for_multiobjective_optimization_formulationdiscussion_and_generalization.pdf.
- Fonseca, C. M., & Fleming, P. J. (1995). An Overview of Evolutionary Algorithms in Multiobjective Optimization. *Evol. Comput.*, 3(1), 1-16.
- Hamzeh, R., & Ponce, V. M. (2007). *Design and Performance of Waste Stabilization Ponds*. Citado el 13 de enero de 2012. Recuperado de <http://ponce.sdsu.edu/ramadan/stabilizationponds.html>.
- Killani, J. S., & Ogunrombi, J. A. (1984). Effects of Baffles on the Performance of Model Waste Stabilization Ponds. *Water Research*, 18(8), 941-944.
- Mara, D. D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. London: Earthscan Publications.
- Metcalf & Eddy, Inc. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. New York: McGraw-Hill.
- Muramatsu, M. (2011). *Risk Solver Platform*. Versión 11.5. Programa computacional [descarga en línea]. Incline Village, USA: Frontline Systems Inc.
- Muttamara, S., & Puetpaiboon, U. (1996). Nitrogen Removal in Baffled Waste Stabilization Ponds. *Water Sci. Technol.*, 33(7), 173-181.
- Muttamara, S., & Puetpaiboon, U. (1997). Roles of Baffles in Waste Stabilization Ponds. *Water Sci. Technol.*, 35(8), 275-284.
- Naddafi, K., Hassanvand, A. S., Dehghanifard, E., Faezi-Razi, D., Mostofi, S., Kasaei, N., Nabizadeh, R., & Heidari, M. (2009). Performance Evaluation of Wastewater Stabilization Ponds in Arak-Iran, Iran. *J. Environ. Health. Sci. Eng.*, 6(1), 41-46.
- Nelder, J. A., & Mead, R. (1965). A Simplex Method for Function Minimization. *Comput. J.*, 7(4), 308-313.
- Oakley S. (2005). *Lagunas de estabilización en Honduras. Manual de diseño, construcción, operación y mantenimiento, monitoreo y sostenibilidad* (201 pp.). Long Beach, EU: Universidad Estatal de California.
- Oke, I. A., & Otun, J. A. (2001). Mathematical Analysis of Economic Sizing of Stabilization Ponds. *Nigerian J. Eng.*, 9(1), 13-21.
- Olukanni, O. D., & Ducoste, J. J. (2011). Optimization of Waste Stabilization Pond Design for Developing Nations Using Computational Fluid Dynamics. *Ecol. Eng.*, 37(11), 1878-1888.
- Pedahzur, R., Nasser, A. M., Dor, I., Fattal, B., & Shuval, H. I. (1993). The Effect of Baffle Installation on the Performance of a Single-Cell Stabilization Pond. *Water Science and Technology*, 27(7), 45-52.
- Rolim, M. S. (2000). *Sistemas de lagunas de estabilización. Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de riego* (pp. 199-323). Bogotá: OPS y OMS, McGraw-Hill.
- Sah, L., Rousseau, D. P. L., & Hooijmans, C. M. (2012). Numerical Modelling of Waste Stabilization Ponds: Where do we stand? *Water, Air & Soil Pollution*, 223(6), 3155-3171.
- Senzia, M. A., Mayo, A. W., Mbwette, T. S. A., Katima, J. H. Y., & Jorgensen, S. E. (2002). Modelling Nitrogen Transformation and Removal in Primary Facultative Ponds. *Ecological Modelling*, 154(3), 207-215.

- Shilton, A. N., & Harrison, J. (2003a). *Guidelines for the Hydraulic Design of Waste Stabilization Ponds*. Institute of Technology and Engineering, Massey University, New Zealand. Citado el 12 de enero de 2012. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/agua2003/hidra.pdf>.
- Shilton, A. N., & Harrison, J. (2003b). Integration of Coliform Decay within a CFD (Computational Fluid Dynamic) Model of a Waste Stabilization Pond. *Water Sci. Technol.*, 48(2), 205-210.
- Shilton, A. N., & Mara, D. D. (2005). CFD (Computational Fluid Dynamics) Modeling of Baffles for Optimizing Tropical Waste Stabilization Ponds System. *Water Sci. Technol.*, 51(12), 103-106.
- Sperling, M. V., Chernicharo, C. A., Soares, A. M., & Zerbini, A. M. (2002). Coliform and Helminth Eggs Removal in a Combined UASB Reactor-Baffled Pond System in Brazil: Performance Evaluation and Mathematical Modelling. *Water Science and Technology*, 45(10), 237-242.
- Sperling, M. V., Chernicharo, C. A., Soares, A. M., & Zerbini, A. M. (2003). Evaluation and Modelling of Helminth Eggs Removal in Baffled and Unbaffled Ponds Treating Anaerobic Effluent. *Water Science and Technology*, 48(2), 113-120.
- Winfrey, B. K., Stronsnider, W. H., Nairn, R. W., & Strevett, K. A. (2010). Highly Effective Reduction of Fecal Indicator Bacteria Counts in an Ecologically Engineered Municipal Wastewater and Acid Mine Drainage Passive Co-Treatment System. *Ecol. Eng.*, 36(12), 1620-1626.
- Zanotelli, C. T., Medri, W., Belli-Filho, P., Perdomo, C. C., & Costa, R. H. R. (2002). Performance of a Baffled Facultative Pond Treating Piggery Wastes. *Water Science and Technology*, 45(1), 49-53.

Dirección institucional de los autores

Dr. Facundo Cortés-Martínez

Profesor investigador
Facultad de Ingeniería, Ciencias y Arquitectura
Universidad Juárez del Estado de Durango, campus Gómez
Palacio Durango

Av. Universidad s/n, Fraccionamiento Filadelfia
35120 Gómez Palacio, Durango, MÉXICO
Teléfono: +52 (871) 7152 017
facundo_cm@yahoo.com.mx

M.I. Alejandro Treviño-Cansino

Profesor investigador
Facultad de Ingeniería, Ciencias y Arquitectura
Universidad Juárez del Estado de Durango, campus Gómez
Palacio Durango
Av. Universidad s/n, Fraccionamiento Filadelfia
35120 Gómez Palacio, Durango, MÉXICO
Teléfono: +52 (871) 7152 017
atrevinoc@live.com.mx

Dra. María Aracelia Alcorta-García

Profesora investigadora
Facultad de Ciencias Físico Matemáticas
Centro de Investigaciones en Ciencias Físico Matemáticas
Universidad Autónoma de Nuevo León
Av. Universidad s/n
66451 San Nicolás de los Garza, Nuevo León, MÉXICO
maaracelia@gmail.com

Dr. Agustín Sáenz López

Profesor investigador
Facultad de Ingeniería, Ciencias y Arquitectura
Universidad Juárez del Estado de Durango, campus Gómez
Palacio Durango
Av. Universidad s/n, Fraccionamiento Filadelfia
35120 Gómez Palacio, Durango, MÉXICO
Teléfono: +52 (871) 7152 017
agusgpl@hotmail.com

Dr. José Luis González-Barrios

Investigador titular
Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Relación
Agua-Suelo-Planta- Atmósfera
Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas
y Pecuarias
Margen Derecha Canal Sacramento
35140 Gómez Palacio, Durango, MÉXICO
Teléfono: +52 (871) 1590 105
gonzalez.barrios@inifap.gob.mx



Haga clic aquí para escribir al autor

Regreso a Dublín: ¿gestionan las comunidades tradicionales el agua como recurso económico?

• José Antonio Batista-Medina* •
Universidad de La Laguna, España

*Autor de correspondencia

Resumen

Batista-Medina, J. A. (marzo-abril, 2015). Regreso a Dublín: ¿gestionan las comunidades tradicionales el agua como recurso económico? *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(2), 101-111.

La idea del agua como bien económico no es nueva, pero se ha extendido desde la Conferencia de Dublín (1992). ¿Cuál es el significado del agua como recurso económico? Podemos identificar dos acercamientos o interpretaciones. La primera considera que el agua es un *input* (un *input* productivo), como otros, en un sistema económico. En este sentido, el agua debe tener precio o debe ser transferida mediante las instituciones de mercado. Esas herramientas económicas llevarán a un uso eficiente o, en otras palabras, al uso más beneficioso. Así pues, el agua se convierte en una mercancía. La segunda interpretación es menos estrecha en su sentido económico. El agua como recurso económico significa que es escasa y debe ser gestionada cuidadosamente para alcanzar los objetivos establecidos en una sociedad concreta. Tratar el agua como un recurso económico no implica el uso de un conjunto específico de herramientas económicas. Los precios, los mercados, la propiedad privada, etcétera, son herramientas en una caja de herramientas; pero hay otras, otros medios para gestionar el agua de una manera social, económica y ecológicamente sostenible. Aplicaremos esta segunda interpretación al análisis de la gestión del agua en las comunidades tradicionales. En este sentido, intentaremos responder a la siguiente cuestión: ¿gestionan estas comunidades el agua como recurso económico? La investigación en ciencias sociales sobre la gestión de sistemas de riego de pequeño tamaño muestra que tratan el agua en general como un recurso económico, esto es, como un recurso escaso. Esos sistemas de riego tradicionales han funcionado generalmente bien en términos sociales, económicos y ecológicos; pero la política y la ciencia modernas del agua han ignorado esos sistemas, transformándolos o destruyéndolos por la aplicación de conceptos, criterios y herramientas universales. Concluimos que estas organizaciones e instituciones tradicionales e indígenas tienen muchas lecciones que enseñar en el tratamiento y gestión del agua, y deben ser apoyadas y protegidas.

Palabras clave: agua, agua como bien económico, sistemas de riego tradicionales e indígenas, gestión sostenible, gestión integrada de los recursos hídricos, cultura del agua.

Abstract

Batista-Medina, J. A. (March-April, 2015). Return to Dublin: Do Traditional Communities Manage Water as an Economic Resource? *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(2), 101-111.

While the idea of water as an economic good is not new, it has expanded since the Dublin Conference was held (1992). What is the meaning of water as an economic resource? We can identify two approaches or interpretations. The first considers water to be an input (a productive input), as any other in an economic system. In this context, water must have a price or be transferred through market institutions. These economic tools will create an efficient use of the water, that is, more benefits. Water thereby becomes a commodity. The second interpretation is defined in broader economic terms. Water as an economic resource means that it is a scarce resource and must be carefully managed to attain the goals established by a particular society. Treating water as an economic good does not imply the use of one specific set of economic tools. While prices, markets, private property, etcetera are tools that can all be found in a particular toolbox, other toolboxes exist. There are other ways to sustainably manage water from a social, economic and ecological point of view. We will apply this second interpretation to the analysis of water management in traditional communities. We will attempt to answer the question of whether traditional communities manage water as an economic resource. Social science research about the management of small scale irrigation systems shows that those systems generally manage water as an economic resource; that is, as a scarce resource. Although traditional irrigation systems had generally operated well in social, economic and ecological terms, modern water science and policies have ignored them, transforming or destroying them by applying universal concepts, criteria and tools. We conclude that traditional and indigenous institutions and organizations have many lessons to teach in regard to the treatment and management of water, and they should be supported and protected.

Keywords: Water, water as an economic good, traditional and indigenous irrigation systems, sustainable management, Integrated Water Resources Management, water culture.

Recibido: 12/11/2013
Aceptado: 03/12/2014

Introducción

En los últimos tiempos se ha debatido mucho sobre la naturaleza del agua (aquí nos centraremos en la de uso agrícola), y no es una cuestión baladí o un mero ejercicio académico o intelectual. Hemos de tener en cuenta que las formas de percibir o conceptualizar este recurso tienen una expresión práctica en muchos aspectos, como las políticas diseñadas; las instituciones y organizaciones consideradas mejores para su manejo; los responsables de ello; los fines prioritarios, etcétera. En Occidente, como veremos en el primer apartado, la concepción dominante es la del agua como recurso, como *input*, y en especial como *recurso económico* (lo que se ve reforzado en la Conferencia de Dublín de 1992), que implica, en algunas interpretaciones, su consideración como bien sometido a los principios del mercado. Lo significativo es que se ha ido extendiendo desde Occidente rápidamente a muchos lugares en lo que podemos entender, en términos generales, como “política asimilacionista de aguas”.

Sin embargo, no todos mantienen y aceptan la misma visión (apartado 2). En otros términos, no todo el mundo considera que *lo económico* tenga que ver con lo que aparece en las formulaciones convencionales (precios, mercados, mercancías, sector privado...). Hay posturas alternativas que, sin rechazar esa calificación (el agua como *recurso económico*), plantean una definición o concepción menos rígida o estrecha, menos *economicista*. Se trata de la interpretación que viene a plantear que *lo económico* hace referencia a escasez, con lo cual considerar el agua como *bien económico* es entender que nos hallamos ante un *recurso escaso*, sin que ello presuponga establecer herramientas específicas para su gestión. A esto hay que añadir que el agua no es solo un *recurso económico*, sino también social, cultural, biológico, político... Nos hallamos ante un elemento multidimensional, no solo frente a un *input*.

Pues bien, en el presente ensayo pretendemos responder a la siguiente cuestión: ¿gestionan las comunidades tradicionales e indígenas

el agua como *recurso económico*? Nuestro planteamiento es que si aceptamos esa definición alternativa del agua como *recurso económico (escaso)*, hallaremos, como se verá en el tercer apartado, que son numerosas las comunidades, las sociedades del presente y del pasado, indígenas y campesinas de diversas partes del mundo (perspectiva transcultural), que han reconocido la escasez y la importancia del agua, y que han construido y puesto en marcha sistemas de gestión bastante eficaces en términos económicos, sociales y ambientales. Son, además, sistemas que se aproximan a lo que se denomina Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH). De acuerdo con la definición del Global Water Partnership: “La Gestión Integrada de los Recursos Hídricos es un proceso que promueve el desarrollo y la gestión coordinados del agua, la tierra y los recursos relacionados con el objetivo de maximizar el bienestar económico y social de una manera equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales” (GWP, 2000; véase también Rahaman & Varis, 2005). La GIRH “se basa en la visión de que los recursos hídricos son un componente integral del ecosistema, un recurso natural y un bien económico y social” (GWP, 2010).

Con ello queremos decir que muchos de los elementos que se consideran actualmente básicos en la gestión del agua (p. ej., que integren lo económico, social y ecológico; que sigan fórmulas participativas, etc.) y de los objetivos considerados prioritarios (eficiencia, sostenibilidad, equidad), ya existen, siguen en funcionamiento en muchas partes y lo llevan haciendo, en numerosos casos, desde hace siglos. Sin embargo, son sistemas que han sido ignorados y minusvalorados por la tecnociencia occidental y las políticas de desarrollo fuertemente etnocéntricas y, lo que es peor, no pocos han sido sustituidos por otros “modernos” o han sufrido importantes alteraciones por la imposición de una política de aguas (la “moderna”) que no entiende o valora la diversidad, que no concibe el manejo de este recurso si no es con principios, criterios y herramientas tecnoeconómicos.

Nuestra reflexión final apunta en dos líneas. Por un lado, consideramos que los sistemas tradicionales de gestión del agua han de ser apoyados, reconocidos y potenciados (y mejorados cuando corresponda) como fórmulas viables (en términos sociales, económicos y ambientales) de manejo de ese recurso escaso. Por otro, entendemos que de ellos podemos aprender, sin sobrevalorarlos o caer en visiones románticas, con el objetivo de conseguir concepciones del agua y modelos de gestión que nos ayuden a resolver algunos de los problemas actuales y futuros de este recurso, y cumplir con los objetivos de eficiencia, equidad y sostenibilidad.

El agua como recurso económico: precios, mercados, mercancías

Si bien la idea del agua como *recurso económico* no es nueva, es cierto que tras la Conferencia de Dublín (ICWE, 1992) toma fuerza a raíz de lo expresado en su punto 4: “El agua tiene un valor económico en todos sus diversos usos en competencia y debería reconocerse como un bien económico. (...) El no haber reconocido en el pasado el valor económico del agua ha llevado al derroche y a usos del recurso medioambientalmente dañinos. La gestión del agua como bien económico es una manera importante de alcanzar un uso eficiente y equitativo y de favorecer la conservación y la protección de los recursos hídricos”. Lo contenido en este punto ha sido interpretado por numerosos autores, expertos, agencias, organizaciones, corporaciones, etcétera, en el sentido de que el agua es, dejando a un lado algunas características particulares, un elemento más (véase por ejemplo Gray, 1983), un *input* de un sistema económico, un “recurso” que no se diferencia, o no debe diferenciarse, de otros en su concepción, tratamiento y gestión. El agua es, pues, un recurso *económico*, en el sentido más formal del término, apareciendo en las concepciones más extremas vaciado de otros aspectos relevantes. Los problemas de esta visión surgen de la interpretación (a veces implícita) que se hace de *lo económico* y, sobre todo, de lo que implica en

el diseño de políticas de agua. Partimos de que la concepción de este recurso deriva en formas concretas de valorarlo, gestionarlo y utilizarlo y, por lo tanto, en las “herramientas” que se consideran más apropiadas para ello.

Pues bien, en la interpretación más generalizada (que podríamos llamar ortodoxa) del agua como recurso priman los conceptos, los criterios, las herramientas, etcétera, tecnoeconómicos. El valor del agua es, básicamente, valor económico, que se refleja, además, o ha de reflejarse, en los precios (véase Ward & Michelsen, 2002: 443). El agua, como otros *inputs* de un sistema, ha de tener precios que reflejen su situación (oferta-demanda) en un momento determinado y, en su caso, los costos totales. Son los precios (ver, p. ej., Dinar, 2000; Van der Zaag & Savenije, 2006; Rogers, De Silva, & Bathia, 2002; World Bank, 2004) los que garantizarán, en principio, su uso eficiente, los que actuarán contra una utilización inadecuada o ineficiente (en términos principalmente económicos). Se parte de que la consideración del agua como un recurso “libre”, gratuito, lleva al sobreconsumo, a la ineficiencia y a numerosos problemas medioambientales. Es decir, se considera de manera errónea, como veremos, que la ausencia de precios y mecanismos como el mercado se traduce en problemas económicos y ecológicos. No son raras, en este sentido, las alusiones a la “tragedia de los comunes” de Hardin (1968) para explicar algunos de los males del sector hídrico.

En este contexto, el mercado (los mercados de agua) se erige en el principal (y considerado mejor) mecanismo para asignar el agua como recurso escaso entre fines y usuarios en competencia (ver, por ejemplo, MacDonnell, 2004; Glennon, 2005; Henderson & Akers, 2008; Ward & Michelsen, 2002; Zilberman & Schoengold, 2005; Rogers *et al.*, 2002; Libecap, 2009, 2010; Briscoe, 2011; Fonseca, 1998; World Bank, 2004). De esta manera, se da un paso más, y ya no es solo un recurso (un *input*), sino, además, una mercancía (ver MacDonnell, 2004; Serageldin, 2010; Mitchell, 1984). Y aquí está la clave de la interpretación economicista del

cuarto principio de Dublín: la afirmación de que el agua es un *recurso económico* lleva a su consideración como un bien que ha de asignarse mediante el mercado y que, por ello, acaba convertido en una mercancía. En este nivel, ya no nos encontramos únicamente ante una cuestión de eficiencia, de asignación a los usos más beneficiosos, más valiosos (en términos económicos), sino que, además, aparece como una oportunidad de negocio, una fuente de cuantiosos (y seguros) beneficios a la que miran grandes empresas e inversores conscientes de su importancia estratégica en el presente siglo (ver, p. ej., Goldman Sachs, 2008; Morgan Stanley, 2012; Serageldin, 2010). Podríamos decir que la visión más estrecha del agua como *recurso económico* sirve como fundamento o argumento para su concepción como mercancía, como un elemento que “pertenece” (o ha de pertenecer) al ámbito del mercado, sometido a los principios de este y orientado, más allá de los argumentos de la eficiencia (técnica, ecológica y económica), a la obtención de beneficios.

En esta línea argumental, la forma de propiedad más apoyada es, lógicamente, la privada (véase, p. ej., Libecap, 2009). Para el buen funcionamiento del mercado, los derechos (de propiedad) sobre el agua han de estar bien definidos, ser reconocidos legalmente y estar garantizados (legal y jurídicamente) por el Estado. Ello significa que se prioriza y da más valor al control individual del recurso hídrico frente a otras formas, como las comunales (cooperativas) o las estatales (centralizadas). Los niveles supraindividuales, en todo caso, no deben interferir o deben interferir lo mínimo en las decisiones (racionales) individuales posibles sobre el uso y la asignación del agua. El individuo (el titular de los derechos privados) se eleva, pues, a un lugar central; el individualismo se impone frente al colectivismo; lo individual a lo colectivo (véase también Ingram & Brown, 1998: 123-124). El interés individual gana frente al general o social, aunque este último aparezca con muchísima frecuencia como argumento de ciertas decisiones que apoyan los mercados de agua, la propiedad privada... Se lleva al ámbito

de la gestión y política de aguas la vieja idea de que la acción económica individual generará beneficios colectivos (o evitará costos sociales). Por medio del mercado, por consiguiente, no solo se benefician los propietarios y usuarios del recurso hídrico, sino también la sociedad en su conjunto, al promoverse una utilización más beneficiosa en términos económicos generales, sociales y ambientales (al promover, se dice, su conservación, la sostenibilidad). De hecho, hoy, a diferencia del pasado, hay un reconocimiento expreso de la necesidad de integrar los aspectos medioambientales en las políticas hídricas (Gleick, 1998, 2000), concretado en la explicitación de la sostenibilidad como objetivo (GWP, 2000). Pero las soluciones más apoyadas por la ciencia económica ortodoxa (ver por ejemplo Adler, 2008, 2008/09, 2012) y por diversos organismos oficiales pasan, como se ha señalado, por la defensa de los mercados.

En suma, esta interpretación del agua como *recurso económico*, la que podemos considerar más dura o extrema, se basa en elementos como precios, mercados, propiedad privada, eficiencia, control individual... En otros términos, el carácter económico, en esta interpretación, implica que el agua ha de tener precios bien determinados por el mercado o bien administrativamente (sistemas tarifarios).

El agua como recurso económico: gestión de la escasez

Otra interpretación del cuarto principio de Dublín parte de que la consideración del agua como *recurso económico* no tiene que ver con el sentido economicista que hemos analizado en el anterior apartado ni pasa por la instauración de precios, propiedad privada y mercados. Es decir, tal concepción no lleva aparejadas “herramientas” concretas. Para exponerla basta con recordar la definición clásica de Robbins de aceptación generalizada en la ciencia económica. Según este autor, la economía se encargaría del estudio “de la conducta humana como relación entre fines y medios escasos que tienen usos alternativos” (Robbins, 1994: 85). La

clave de esta definición, como se sabe, radica en la escasez de los medios, de tal modo que *lo económico* haría referencia al ejercicio mediante el cual los individuos usan los recursos con los que cuentan para satisfacer ciertas necesidades o alcanzar determinados fines alternativos. Por extensión de esta idea, un recurso *económico* se consideraría un recurso *escaso*. De este modo, la economía se ocuparía de estudiar la mejor forma de asignar los recursos (escasos) disponibles para conseguir unos objetivos (Mochón, 1994: 4). La economía (específicamente la microeconomía) es, en términos generales, concebida como ciencia de la elección en situaciones de escasez (Frank, 2002: 24).

Por consiguiente, los componentes básicos de esta interpretación del agua como *recurso económico* son la escasez y, por ello, la necesidad de toma de decisiones sobre su (mejor) uso y/o asignación. Obviamente, los fines (alternativos) no están dados, sino que son definidos socialmente, aunque pueda haber cierto acuerdo en determinados objetivos generales como su buen uso, su conservación..., tal y como se refleja en numerosos documentos y acuerdos internacionales (p. ej., ICWE, 1992; GWP, 2000). Y tampoco hay referencia a herramientas o medios concretos para alcanzar esos fines.

Esta es, la basada en subrayar la escasez y la necesidad de gestión eficaz, la “otra” interpretación que se hace del cuarto principio de Dublín por diversos autores (ver, p. ej., Savenije & Van der Zaag, 2002; Savenije, 2002; Brown, 1997; Hellegers & Perry, 2006; McNeill, 1998; Ali, 2011).

¿Gestionan las comunidades tradicionales el agua como *recurso económico*?

Con no poca frecuencia, la gestión tradicional del agua ha sido percibida de manera negativa. Se habla, así, de sistemas arcaicos y atrasados, de mecanismos de asignación y distribución del recurso hídrico ineficientes (en sentido técnico y económico), de usuarios atados a sus tradiciones y conservadores en exceso, que

no reconocen el valor (económico) del agua y desconocen los elementos de la gestión moderna de este bien, etcétera. Ello ha supuesto, en demasiados casos, ignorar tales sistemas, minusvalorarlos y sustituirlos por otros modernos en su estructura organizativa y en sus procedimientos (véase también Chartres & Varma, 2011: 152-153). Ahora bien, ¿es cierto que las comunidades tradicionales y nativas que han basado sus economías en el agua no la reconocen y gestionan como *recurso económico*?

Si tenemos en cuenta lo recogido en la amplísima literatura que desde las ciencias sociales (ver, p. ej., Maass & Anderson, 1978; Tang, 1992; Guillet, 1992; Sengupta, 1991; Lam, 1998; Siy, 1982) se ha ocupado de esos sistemas (del pasado y del presente), puede afirmarse que, en general, en ellos no se niega, como a veces se supone, la importancia económica y productiva del agua, aparte de que, por lo general, se reconoce su escasez y se gestiona cuidadosamente. Es más, para estas comunidades, tener tal recurso o tener acceso a él es vital en el sentido más estricto del término. Poder regar significa producir alimentos que se destinan al propio consumo y/o a la venta. Proteger el agua, defenderla, “adorarla”, cuidarla, es una estrategia (racional) de supervivencia. Y tratar de mejorar su uso, de hacerlo más “eficiente”, también forma parte de esa estrategia. Esto viene a indicar que no se rechaza el carácter *económico* del agua, entendida como recurso escaso, y que, por lo tanto, requiere de una gestión cuidadosa para lograr fines productivos, sociales y ambientales. Es más, los sistemas comunales y tradicionales de riego tienen una larga y variada experiencia en la gestión de la escasez (ver, p. ej., Brown, 1997; Jinapala & Somaratne, 2002; Hellegers & Perry, 2006; Ingram & Brown, 1998; McNeill, 1998; Toro-Sánchez, 2007); pero, eso sí, siguiendo un modelo colectivo (participativo, en términos modernos), un modelo que además integra los aspectos económicos, sociales, ambientales y culturales del agua. De no haber sido así, no podría entenderse la longevidad de muchos de estos sistemas y su sostenibilidad en términos

económicos, sociales y ecológicos (ver Walker & Salt, 2012: 58).

El discurso oficial internacional del agua habla frecuentemente de integración, de enfoques integrados de gestión, de holismo (GWP, 2000; véase también Rahaman & Varis, 2005). Pues bien, tal concepción del agua y de su manejo está presente, en general, en los sistemas indígenas y tradicionales. Por un lado, ha de indicarse que el recurso hídrico se concibe de forma integral, holística. En otros términos, se considera un elemento multidimensional (ver también Mehta, 2000; Wateau, 2011), en el sentido de que los aspectos sociales, ecológicos (o biológicos), infraestructurales, económicos, culturales, etcétera, forman parte de una visión totalista (un *todo*), que se contrapone a la atomista y economicista propia de nuestra cultura occidental (el agua como *recurso económico*, como *input*), en donde domina, como se ha visto, el discurso económico y los criterios mercantiles, y el individuo (no el grupo o la comunidad) se erige en central, en protagonista.

La gestión integrada puede observarse en aquellos casos (y son numerosos) en los que más que ver y manejar el agua como un recurso independiente o separado, se han gestionado ecosistemas, en los que los demás recursos naturales juegan un papel fundamental y son determinantes en la disponibilidad de aquella (esto es lo que llama Ávila-García (2006) “matriz territorial”: agua-suelo-monte). De especial significación, por sus efectos directos en el recurso hídrico disponible, es el manejo cuidadoso de las zonas boscosas en las que nacen y por las que discurren fuentes y ríos. Los agricultores tradicionales e indígenas saben que el cuidado de los bosques es fundamental para el mantenimiento del suministro hídrico en sus territorios y comunidades, de ahí que hayan integrado su gestión (ver, p. ej., Taniyama, 2004; Rivadeneira & Peralta-Proaño, 2009).

La gestión sostenible del agua puede verse en diferentes prácticas, reglas y otros elementos de distinto orden de los regadíos tradicionales e indígenas. Por ejemplo, la distribución del recurso hídrico de arriba-abajo, siguiendo la

disposición espacial de los canales y las fincas, se ha adaptado bien a entornos marcados por fuertes pendientes, reduciendo las pérdidas o permitiendo, cuando se producen, su aprovechamiento por los regantes con terrenos situados más abajo, lo que viene a cuestionar las concepciones técnicas de eficiencia (ver Guillet, 2006; Boelens & Vos, 2012). Incluso, la reticencia a ampliar las zonas regables, lo que se ha observado en infinidad de casos (ver, p. ej., Maass, 1994; Maass & Anderson, 1978; Trawick, 2001a; Batista-Medina, 2001), puede interpretarse como un mecanismo con efectos ecológicos positivos (la ligazón a un territorio concreto inhibe la tendencia a buscar más agua), aparte de sociales, económicos y sistémicos (pues evita el colapso del sistema de riego). Debe tenerse en cuenta que la limitación de las zonas de riego es una forma de ajustar la “oferta” y “demanda” de agua actuando sobre esta última (gestión de la demanda), lo que supone garantizar un mínimo de ella para todos los que tienen derecho. Además, con este mecanismo se evitan conflictos (entre los “viejos” y “nuevos” regantes). En cambio, donde no ha existido la ligazón del agua a la tierra o a un territorio (o se ha eliminado), la propiedad privada y los mercados han llevado, si se han dado las condiciones adecuadas (elevado valor productivo del agua, agricultura comercial...), a un crecimiento insostenible de las zonas regables, lo que ha dado lugar a situaciones conflictivas, y problemas económicos (muchos agricultores pueden verse sin la cantidad de agua mínima para regar sus tierras) y ecológicos (sobreexplotación de acuíferos) (ver, p. ej., Budds, 2012; Poncet, Álvarez-Latorre, & Reyes-Serrano, 2011; Toro-Sánchez, 2007).

Aparte de estos mecanismos concretos (entre muchos otros), debemos resaltar las implicaciones de ciertos valores o patrones de comportamiento contenidos en creencias religiosas, leyendas, mitos... en las pautas de uso y consumo del agua (ver, p. ej., Maliva & Missimer, 2012; Bark, Hatton-MacDonald, Connor, Crossman, & Jackson, 2011; Jinapala & Somaratne, 2002; Vargas, 2006; Ávila-García,

2006; Angchok & Singh, 2006; Park & Ha, 2012). En otros términos, la valoración simbólica del recurso hídrico en muchos de los sistemas tradicionales e indígenas se traduce, directa o indirectamente, en prácticas sostenibles. El hecho de que el agua no se considere un mero recurso externo e independiente (tal y como ocurre en nuestra sociedad), apropiable y dominable, sino parte de un “nosotros”, que se rodee de carácter espiritual o divino (el agua como don divino), o que se conciba como recurso vital en un sentido amplio, da lugar a que su tratamiento y uso sean cuidadosos, respetuosos ecológicamente. Como señala Peña (1999: 109; 2012a), refiriéndose a las “acequias” de Nuevo México, puede hablarse de una auténtica ética ambiental en la que los agricultores no son propietarios (individuales) o meros productores o usuarios, sino auténticos “guardianes” de un recurso que han heredado del pasado (de la naturaleza, de los ancestros, de los dioses) y que han de cuidar también para las generaciones futuras (Ingram & Brown, 1998: 124).

Tampoco podemos dejar de citar por su importancia los efectos ecológicos positivos de esos sistemas. Numerosos estudios indican que los regadíos tradicionales e indígenas no solo han hecho posible la producción y, por consiguiente, la supervivencia de comunidades y grupos en entornos muy diferentes (a veces realmente extremos), sino que además, como efectos no intencionales, han creado y mantenido espacios y territorios ricos en flora y fauna (ver, p. ej., Martínez-Saldaña, 2012; Brown & Rivera, 2000; Peña, 1999; Peña, 2012b; Rivera, 1996). Han sido, en otros términos, generadores y mantenedores de vida, de biodiversidad. Las aguas que corren, se infiltran, se “pierden” de unos canales alimentan plantas, animales, recargan acuíferos o retornan a cursos superficiales cercanos (ver Fernald, Guldan, & Ochoa, 2010). Constituyen auténticos “caudales ecológicos”, aunque lo corriente haya sido, desde la tecnociencia moderna, ver pérdidas, ineficiencia, prácticas despilfarradoras e insostenibles, etcétera.

En los documentos internacionales sobre el agua se está poniendo atención a cuestiones como la equidad y seguridad en el acceso al agua, pensando en especial en los grupos más desfavorecidos de la sociedad. Pues bien, ambas cuestiones también están presentes, por lo general, en los sistemas de riego campesinos e indígenas (ver Boelens & Dávila (Eds.), 1998; Whiteley, Ingram, & Perry (Eds.), 2008; Mabry (Ed.), 1996; Mabry & Cleveland, 1996). Es más, en muchos de ellos, ambos objetivos son prioritarios, diseñándose e implantándose mecanismos y reglas para que todos los que tienen derecho al agua tengan acceso a ella de manera equitativa y de forma segura, sin ignorar lo relacionado con la eficiencia y la productividad. Por ejemplo, el sistema de adscripción o unión del agua a la tierra, presente en infinidad de sistemas de riego, supone que todo agricultor con terrenos en la zona regable tiene acceso a una parte (proporcional) de la disponible. Todos, en suma, comparten la abundancia y, sobre todo, la escasez de agua. Esto no solo supone el acceso equitativo a un recurso básico, sino también seguro, garantizando que todos puedan, así, producir alimentos. Y no puede pasarse por alto que la equidad es uno de los elementos que da estabilidad a estos sistemas, que contribuye, en otros términos, a hacerlos socialmente sostenibles (ver también Trawick, 2001a: 14; Trawick, 2001b: 373). De hecho, donde no está presente, por las razones que sean, destacan las conductas oportunistas y, en distintos grados, la conflictividad interna.

Reflexiones finales

Como se ha visto en las anteriores líneas, la gestión del agua como *recurso económico*, en su segunda interpretación, puede hallarse en infinidad de sistemas indígenas y campesinos de diversas partes del mundo, al igual que algunos de los principios básicos de la llamada Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. Al margen del concepto (*recurso económico*), que puede dar pie a confusiones y, sin duda, a cierto rechazo, lo que nos dicen los estudios trans-

culturales e históricos realizados por diversos científicos sociales e historiadores es que los sistemas tradicionales han venido manejando el agua como *recurso económico* (léase, *recurso escaso*), en algunos casos desde hace siglos. Y ha sido, en general, una gestión bastante eficaz si tenemos en cuenta la longevidad de muchos de esos sistemas, con frecuencia en entornos extremos.

Pero estos sistemas se han enfrentado, y enfrentan aún hoy, al desconocimiento, incompreensión y desdén de los expertos, técnicos y responsables políticos del agua, dando como resultado, con mucha frecuencia, la eliminación de tales sistemas o la generación, por la aplicación de esas políticas de agua, de serios problemas. En otros términos, en numerosos casos se han introducido modelos de gestión “modernos”, basados en la idea más estrecha del agua como *recurso económico* y en la tecnociencia occidental, en donde ya funcionaba una gestión cuidadosa, sostenible, equitativa y razonablemente eficiente de un recurso considerado escaso y vital.

Frente a ello, cada vez son más las voces que se alzan en favor de corregir esa política de aguas y las intervenciones basadas en ella, aprendiendo de los sistemas indígenas y tradicionales, investigándolos, apoyándolos, reconociéndolos, teniéndolos en cuenta (ver, p. ej., Mabry & Cleveland, 1996: 228; Chartres & Varma, 2011: 152-153), tal y como se ha hecho, por ejemplo, en España, con las Comunidades de Regantes (ver Giménez-Casalduero & Palerm-Viqueira, 2007). Y no se trata de sobrevalorarlos, de pensar que todos y cada uno de ellos funcionan de manera correcta en todos sus aspectos, cayendo así en una especie de postura de marcado romanticismo (ver también Mehta, 2000: 14-16; Wateau, 2011: 264; Bakker, 2007: 444; Chalaune, 2009: 104-106). Pero parece claro que de ellos se pueden sacar muchas lecciones para el presente y futuro de un recurso tan amenazado y tan vital para todos. Y también que siguen siendo una opción de gestión válida en muchos casos. No podemos ignorar su contribución al manejo sostenible del agua y de los

ecosistemas hídricos ni sus funciones económicas y sociales, habiendo ayudado, y ayudando aún, a sostener numerosas comunidades indígenas y campesinas, y hasta economías regionales y nacionales, si tenemos en cuenta que son los pequeños y medianos agricultores y los sistemas de riego gestionados por estos los que aportan una buena parte de la producción agrícola (ver Mabry, 1996: 6).

Lo expuesto no significa ir contra el mercado, contra la propiedad privada, los precios... Esos mecanismos forman parte de *una* caja de herramientas, *una más*, que puede funcionar en determinadas circunstancias, pero que en otras puede ser problemática, difícil de implementar... (ver Savenije, 2002; Aguilera, 2002; Henderson & Akers, 2008; Zilberman & Schoengold, 2005; Bauer, 1997; Van der Zaag & Savenije, 2006; Dellapenna, 2000, 2009, Draper & Sehlke, 2005). Pero hay otras que no están en los textos de economía del agua, en las aulas universitarias o los despachos de gobiernos, instituciones y organizaciones. Han estado (y aún están) ahí “fuera”, en zonas áridas, semiáridas y templadas, en zonas montañosas y en valles, en lugares recónditos o cercanos...

Referencias

- Adler, J. H. (2008). Water Marketing as an Adaptive Response to the Threat of Climate Change. *Hamline Law Review*, 31(3), 730-754.
- Adler, J. H. (2008/2009). Warming Up' to Water Markets Regulation. *Winter*, 31, 14-17.
- Adler, J. H. (2012). Water Rights, Markets, and Changing Ecological Conditions. *Environmental Law*, 42, 93-113.
- Aguilera, F. (2002). *Los mercados de agua en Tenerife*. Bilbao: Bakeaz.
- Ali, M. H. (2011). *Practices of Irrigation & On-Farm Water Management*. Volume 2. New York: Springer.
- Angchok, D., & Singh, P. (2006). Traditional Irrigation and Water Distribution System in Ladakh. *Indian Journal of Traditional Knowledge*, 5(3), 397-402.
- Ávila-García, P. (2006). El valor social y cultural del agua (pp. 233-248). En V. Vásquez García, D. Soares-Moraes. A. de la Rosa-Regalado (Eds.). *Gestión y cultura del agua. Tomo II*. México, DF: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Colegio de Postgraduados.
- Bakker, K. (2007). The “Commons” versus the “Commodity”: Alter-Globalization, Anti-Privatization and the Human

- Right to Water in the Global South. *Antipode*, 39(3), 430-455.
- Bark, R., Hatton-MacDonald, D., Connor, J., Crossman, N., & Jackson, S. (2011). Water Values (pp. 17-27). In CSIRO. *Water, Science and Solutions for Australia*. Melbourne: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO).
- Batista-Medina, J. A. (2001). *El agua es de la tierra. La gestión comunal de un sistema de riego del nordeste de La Palma (Los Sauces)*. Madrid: Ministerio de Educación, Cultura y Deporte.
- Bauer, C. J. (1997). Bringing Water Markets Down to Earth: The Political Economy of Water Rights in Chile, 1976-1995. *World Development*, 25(5), 639-656.
- Boelens, R., & Vos, J. (2012). The Danger of Naturalizing Water Policy Concepts: Water Productivity and Efficiency Discourse from Field Irrigation to Virtual Water Trade. *Agricultural Water Management*, 108, 16-26.
- Boelens, R., & Dávila, G. (Eds.) (1998). *Buscando la equidad. Concepciones sobre justicia y equidad en el riego campesino*. Assen, Países Bajos: Van Gorcum.
- Briscoe, J. (2011). Water as an Economic Good: Old and New Concepts and Implications for Analysis and Implementation (pp. 61-65). In P. A. Wilderer (Ed.). *Treatise on Water Science (vol. I)*. Amsterdam: Elsevier.
- Brown, F. L. (1997). Water Markets and Traditional Water Values: Merging Commodity and Community Perspectives. *Water International*, 22(1), 2-5.
- Brown, J. R., & Rivera, J. A. (2000). Acequias de Común: The Tension between Collective Action and Private Property Rights. In *Constituting the Commons: Crafting Sustainable Commons in the New Millennium. Eighth Biennial Conference of the International Association for the Study of Common Property*. Bloomington, Indiana, May 31-June 4.
- Budds, J. (2012). La demanda, evaluación y asignación del agua en el contexto de escasez: un análisis del ciclo hidrosocial del valle del río Ligua, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 52, 167-184.
- Chalaune, P. (2009). Water, Wealth and Power: A Case Study from Upper Mustang of Nepal. *Occasional Papers in Sociology and Anthropology*, 11, 104-125.
- Chartres, C., & Varma, S. (2011). *Out of Water. From Abundance to Scarcity and How to Solve the World's Water Problems* (pp. 152-153). New Jersey: FT Press.
- Draper, S. E., & Sehlke, G. (2005). Free Markets - A Stimulus or Impediment for Integrated Water Resources Management? In *2005 World Water and Environmental Resources Congress*, Anchorage, Alaska.
- Gray, J. A. (1983). Water: A Resource Like Any Other? *Canadian Water Resources Journal*, 8(4), 35-41.
- Dellapenna, J. W. (2000). The Importance of Getting Names Right: The Myth of Markets for Water. *William & Mary Environmental Law and Policy Review*, 25(2), 317-377.
- Dellapenna, J. W. (2009). The Market Alternative (pp. 373-388). In J. W. Dellapenna & J. Gupta (Eds.). *The Evolution of Law and Politics of Water*. Berlin: Springer.
- Dinar, A. (2000). Political Economy of Water Pricing Reforms (pp. 1-25). In A. Dinar, (Ed.). *The Political Economy of Water Pricing Reforms*. Washington, DC: The World Bank, Oxford University Press.
- Fernald, A. G., Guldán, S. J., & Ochoa, C. G. (2010). Hydrological Impacts of Traditional Community Irrigation Systems in New Mexico. *Rural Connections*, May, 33-36.
- Fonseca, C. (1998). El valor económico del agua. *Contexto*, 1, 34-38.
- Frank, R. H. (2002). *Microeconomía y conducta*. Madrid: McGraw-Hill.
- Giménez-Casalduero, M., & Palerm-Viqueira, J. (2007). Organizaciones tradicionales de gestión del agua: importancia de su reconocimiento legal para su pervivencia. El caso de España. *Región y Sociedad*, 19(38), 3-24.
- Gleick, P. H. (1998). Water in Crisis: Paths to Sustainable Water Use. *Ecological Applications*, 8(3), 571-579.
- Gleick, P. H. (2000). The Changing Water Paradigm. A Look at Twenty-First Century Water Resources Development. *Water International*, 25(1), 127-138.
- Glennon, R. (2005). Water Scarcity, Marketing, and Privatization. *Texas Law Review*, 83, 1873-1902.
- Goldman Sachs (2008). *The Essentials of Investing in the Water Sector*. Goldman Sachs Global Investment Research. Recuperado de www.goldmansachs.com.
- Guillet, D. (1992). *Covering Ground. Communal Water Management and the State in the Peruvian Highlands*. Ann Arbor, USA: The University of Michigan Press.
- Guillet, D. (2006). Rethinking Irrigation Efficiency: Chain Irrigation in Northwestern Spain. *Human Ecology*, 34(3), 305-329.
- GWP (2000). *Integrated Water Resources Management. Background Papers, 4*. Estocolmo: Global Water Partnership. Technical Advisory Committee (TAC).
- GWP (2010). *Integrated Water Resources Management. Global Water Partnership*. Recuperado de www.gwp.org.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, 162, 1243-1248.
- Hellegers, P., & Perry, C. J. (2006). Can Irrigation Water Use Be Guided by Market Forces? *Water Resources Development*, 22(1), 79-86.
- Henderson, J., & Akers, M. (2008). Can Markets Improve Water Allocation in Rural America? *Economic Review (Federal Reserve Bank of Kansas City), Fourth Quarter*, 97-117.
- ICWE (1992). *The Dublin Statement on Water and Sustainable Development*. International Conference on Water and the Environment, Dublín, Irlanda, enero 26-31.
- Ingram, H., & Brown, F. L. (1998). Valores mercantiles y comunitarios del agua: un estudio de caso en el suroeste

- de los Estados Unidos (pp. 123-130). En R. Boelens & G. Dávila (Eds.). *Buscando la equidad. Concepciones sobre justicia y equidad en el riego campesino*. Assen: Van Gorcum.
- Jinapala, K., & Somaratne, P. G. (2002). Relevance of Cultural Knowledge and Practices for Efficient Water Management in Today's Context. Benchmark Conditions in Ruhuna River Basins in Sri Lanka (pp. 189-198). In K. Imbulana, P. Droogers, & I. W. Makin (Eds.). *World Water Assessment Programme. Sri Lanka Case Study. Ruhuna Basins*. Colombo, Sri Lanka: IWMI.
- Lam, W. F. (1998). *Governing Irrigation Systems in Nepal. Institutions, Infrastructure, and Collective Action*. Oakland: ICS Press.
- Libecap, G. D. (2009). The Tragedy of the Commons: Property Rights as Solutions to Resource and Environmental Problems. *The Australian Journal of Agriculture and Resource Economics*, 53, 129-144.
- Libecap, G. D. (2010). Water Woes. Using Markets to Quench the Thirst of the American West. *The Milken Institute Review, Fourth Quarter*, 59-68.
- Mabry, J. B. (1996). The Ethnology of Local Irrigation (pp. 3-30). In J. B. Mabry (Ed.). *Canals and Communities. Small-Scale Irrigation Systems*. Tucson: The University of Arizona Press.
- Mabry, J. B., & Cleveland, D. A. (1996). The Relevance of Indigenous Irrigation. A Comparative Analysis of Sustainability (pp. 227-260). In J. B. Mabry (Ed.). *Canals and Communities. Small Scale Irrigation*. Tucson: The University of Arizona Press.
- MacDonnell, L. (2004). Water as Commodity. *Southwest Hydrology*, March/April, 16-18.
- Maliva, R., & Missimer, T. (2012). *Arid Lands Water Evaluation and Management* (pp. 871-879). Berlin: Springer.
- Martínez-Saldaña, T. (2012). Water Rituals on the Bravo/ Grande River: A Transnational Political and Ecological Inheritance. *Journal of Political Ecology*, 19, 57-69.
- McNeill, D. (1998). "Water as an Economic Good. *Natural Resources Forum*, 22(4), 253-261.
- Maass, A. (1994). Estructuras de poder y cohesión social en los sistemas de regadío del oeste de los Estados Unidos y el Levante español (pp. 41-51). En J. Romero & C. Giménez (Eds.). *Regadíos y estructuras de poder*. Alicante: Instituto de Cultura Juan Gil-Albert.
- Maass, A., & Anderson, R. L. (1978). *...And the Desert Shall Rejoice. Conflict, Growth, and Justice in Arid Environments*. Cambridge, USA: MIT Press.
- Mehta, L. (2000). *Water for Twenty-First Century: Challenges and Misconceptions*. Brighton: Institute of Development Studies.
- Mitchell, B. (1984). The Value of Water as Commodity. *Canadian Water Resources Journal*, 9(2), 30-37.
- Mochón, F. (1994). *Economía. Teoría y política*. Madrid: McGraw-Hill.
- Morgan Stanley (November, 2012). *Water: The Next Big Commodity Wave?* Fidelity Investment Managers. Recuperado de <https://www.morganstanleyfa.com/public/projectfiles/4d1056d8-af1a-4925-b68f-5871ad26d67b.pdf>
- Park, W.B., & Ha, K. (2012). Spring Water and Water Culture on Jeju Island. *Ground Water*, 50(1), 159-165.
- Peña, D. G. (1999). Cultural Landscapes and Biodiversity. The Ethnoecology of an Upper Rio Grande Watershed Commons (pp. 107-132). In V. Nazarea (Ed.). *Ethnoecology. Situated Knowledge/Located Lives*. Tucson: University of Arizona Press.
- Peña, D. G. (2012a). Water, Place, Resilience, and Democracy. *New Clear Vision*. Recuperado de www.newclearvision.com.
- Peña, D. G. (2012b). *Acequia: An Indigenous Tradition of Water Democracy*. Primer Congreso de Acequias de Colorado, San Luis, Colorado, octubre de 2012.
- Poncet, Y., Álvarez Latorre, P., & Reyes-Serrano, H. F. (2011). Transformations Sociales, Transformations Spatiales: L'évolution du Système D'irrigation du Limarí (Chili). *Sécheresse*, 22(4), 253-259.
- Rahaman, M. M., & Varis, O. (2005). Integrated Water Resources Management: Evolution, Prospects and Future Challenges. *Sustainability: Science, Practice, & Policy*, 1(1), 15-21.
- Rivadeneira, G., & Peralta-Proaño, J. (2009). *Derechos colectivos en la gestión del agua en Ecuador*. Cochabamba, Bolivia: Programa de Investigación Interdisciplinaria y Capacitación Interactiva sobre Gestión Local del Agua y Políticas Hídricas en la Región Andina.
- Rivera, J. A. (1996). Irrigation Communities of the Upper Rio Grande Bioregion: Sustainable Resource Use in the Global Context. *Natural Resources Journal*, 36, 731-760.
- Robbins, L. (1994) [1935]. The Nature and Significance of Economic Science (pp. 83-110). In D. Hausman, D. *The Philosophy of Economics. An Anthology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rogers, P., De Silva, R., & Bathia, R. (2002). Water is an Economic Good: How to Use Prices to Promote Equity, Efficiency, and Sustainability. *Water Policy*, 4, 1-17.
- Savenije, H. (2002). Why Water is Not an Ordinary Economic Good, or Why the Girl is Special. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27, 741-744.
- Savenije, H., & Van der Zaag, P. (2002). Water as an Economic Good and Demand Management. Paradigms with Pitfalls. *Water International*, 27(1), 98-104.
- Sengupta, N. (1991). *Managing Common Property. Irrigation in India and the Philippines*. Nueva Delhi: Sage.
- Serageldin, I. (2010). *Water - An Increasingly Hot 'Commodity'*. Fidelity Investment Managers. November 2010. Recuperado de www.fidelityworldwide.com.
- Siy, R. Y. (1982). *Community Resource Management. Lessons from the Zanjera*. Quezon City: University of Philippines Press.
- Tang, S. Y. (1992). *Institutions and Collective Action. Self-Governance in Irrigation*. San Francisco, USA: ICS Press.

- Taniyama, S. (2004). Water Use in the Asian Monsoon Region: Water is the Common Property of the Whole Community. *Paddy Water Environment*, 2, 113-114.
- Toro-Sánchez, F. J. (2007). El uso del agua en Níjar: implicaciones ambientales del modelo actual de gestión. *Revista de Estudios Regionales*, 83, 145-176.
- Trawick, P. (2001a). Successfully Governing the Commons: Principles of Social Organization in an Andean Irrigation System. *Human Ecology*, 29(1), 1-25.
- Trawick, P. (2001b). The Moral Economy of Water: Equity and Antiquity in the Andean Commons. *American Anthropologist*, 103(2), 361-379.
- Van der Zaag, P., & Savenije, H. (2006). *Water as an Economic Good: The Value of Prices and the Failure of Markets*. Delft: UNESCO-IHE Institute for Water Education.
- Vargas, R. (2006). *La cultura del agua. Lecciones de la América Indígena*. Montevideo: UNESCO-Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe.
- Walker, B., & Salt, D. (2012). *Resilience Practice. Building Capacity to Absorb Disturbance and Maintain Function*. Berlin: Springer.
- Ward, F. A., & Michelsen, A. (2002). The Economic Value of Water in Agriculture: Concepts and Policy Applications. *Water Policy*, 4, 423-446.
- Wateau, F. (2011). Water, Societies and Sustainability: A Few Anthropological Examples of Non-Market Water Values. *Policy and Society*, 30, 257-265.
- Whiteley, J. M., Ingram, H., & Perry, R. W. (Eds.) (2008). *Water, Place, & Equity*. Cambridge: The MIT Press.
- World Bank (2004). *Water Resources Sector Strategy. Strategic Directions for World Bank Engagement*. Washington, DC: The World Bank, International Bank for Reconstruction and Development.
- Zilberman, D., & Schoengold, K. (2005). The Use of Pricing and Markets for Water Allocation. *Canadian Water Resources Journal*, 30(1), 47-54.

Dirección institucional del autor

Dr. José Antonio Batista-Medina

Universidad de La Laguna
Facultad de Geografía e Historia
Campus de Guajara
Apdo. 456
38200 San Cristóbal de La Laguna, Santa Cruz de Tenerife,
ESPAÑA
Teléfono: +34 (922) 317 744
jbatisme@ull.es



Haga clic aquí para escribir al autor



Manantial de Marcos, San Andrés y Sauces, Islas Canarias, España. Gestionado como propiedad colectiva.

Foto: José Antonio Batista Medina.

Estimación del escurrimiento mensual en climas húmedos con base en modelos de regresión

• Daniel Francisco Campos-Aranda •

Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí

*Autor de correspondencia

Resumen

Campos-Aranda, D. F. (marzo-abril, 2015). Estimación del escurrimiento mensual en climas húmedos con base en modelos de regresión. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(2), 113-130.

La modelación matemática de la relación precipitación-escurrimiento (RPE) es indispensable debido a la escasez de datos tanto espacial como temporal. El establecimiento de la RPE en cuencas sin aforos es un ejemplo de la ausencia de datos en sitios de interés, y la estimación del registro futuro debido a cambios hidrológicos en la cuenca, inducidos o naturales, es un ejemplo de datos no factibles de medir. En ambos casos, contar con un modelo de la RPE regional permitirá realizar las evaluaciones necesarias. Para la estimación del volumen escurrido mensual, el modelo más simple que se puede establecer es la regresión polinomial mensual, la cual puede modelar una RPE lineal o curva. Además, tal planteamiento puede incluir el retraso mensual del escurrimiento, al promediar la precipitación antecedente. En este estudio se ajustó el modelo de regresión mensual a los datos conjuntos de precipitación y escurrimiento de las estaciones hidrométricas Tancuilín y El Cardón, de la Región Hidrológica 26 Parcial (Bajo Río Pánuco), con registros de 33 y 37 años, respectivamente. Se encontró que es posible regionalizar los coeficientes mensuales de los modelos de regresión con base en su coeficiente de escurrimiento promedio. Los contrastes realizados muestran que los modelos de regresión regionalizados permiten una excelente estimación del escurrimiento mensual, pues reproducen fielmente sus valores promedio mensuales y conducen a una buena aproximación de su dispersión, en cuencas pequeñas y medianas de climas húmedos.

Palabras clave: regresión lineal, coeficiente de correlación lineal, factor de transporte, coeficiente de escurrimiento promedio mensual, parámetros estadísticos, intervalo de confianza de la predicción, coeficiente de determinación de la predicción.

Abstract

Campos-Aranda, D. F. (March-April, 2015). Estimation of Monthly Runoff in Humid Climates Using Regression Models. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 6(2), 113-130.

Mathematical modeling of the rainfall-runoff relationship (RRR) is indispensable when temporal and spatial data are scarce. Ungauged basins is one example of a lack of data at sites of interest. And future records of induced or natural hydrological changes in a basin is an example of data that cannot be measured. In both cases, the use of a regional RRR model makes it possible to perform the needed evaluations. The simplest model for estimating monthly runoff volume is a monthly polynomial regression, which can model a linear or curved RRR. In addition, this method can include the delay in monthly runoff by averaging antecedent precipitation. The present study fitted a monthly regression model to the joint set of precipitation and runoff data from the Tancuilín and El Cardón hydrometric stations in Partial Hydrological Region 26 (Lower Panuco River), with records containing 33 and 37 years respectively. The study found that the monthly coefficients of the regression models can be regionalized based on the average runoff coefficient. The comparisons performed show that regionalized regression models provide an excellent estimation of monthly runoff, accurately reproducing average monthly values. They also provide a good approximation of the dispersion in small and medium basins located in humid climates.

Keywords: Linear regression, linear correlation coefficient, transport factor, monthly average runoff coefficient, statistical parameters, confidence interval of prediction, determination coefficient of prediction.

Recibido: 16/07/2013
Aceptado: 02/12/2014

Introducción

Existen diferentes necesidades prácticas por las cuales se debe intentar modelar la relación precipitación-escurrimiento (RPE), por ejemplo la evaluación de los recursos hídricos, el pronóstico de las crecientes, o bien, la estimación del impacto de las descargas en la calidad del agua. Sin embargo, la razón principal por la cual se requiere modelar la RPE se debe a la limitación de las técnicas de medición hidrológica, pues actualmente no podemos medir todos los procesos físicos involucrados en una cuenca; de hecho, sólo se dispone de una capacidad de medición reducida tanto espacial como temporal. Debido a ello, siempre se requiere extrapolar las mediciones disponibles, por ejemplo en cuencas sin aforos (donde las mediciones no existen) o hacia el futuro (donde las mediciones no son posibles), para estimar el impacto de los cambios hidrológicos inducidos o probables (Beven, 2001).

Una clasificación básica para los diversos enfoques de modelación de la RPE distingue entre modelos *globales* y *distribuidos*, los primeros consideran a la cuenca como una unidad y sus variables de estado corresponden a los valores promedio de tal área; los segundos dividen la cuenca en áreas elementales o en una malla de cuadrados y sus variables de estado están asociadas con cada uno de tales elementos. La segunda distinción es entre modelos *determinísticos* y *estocásticos*. Los primeros producen una respuesta única para cada simulación que utiliza una serie de entradas y parámetros; en cambio, los segundos permiten cierta aleatoriedad o incertidumbre en sus respuestas debido a la variabilidad de sus variables de entrada, parámetros o condiciones de frontera (Beven, 2001). Otras clasificaciones más detalladas o exhaustivas de los modelos de la RPE se pueden consultar en Haan, Johnson y Brakensiek (1982), Singh (1995), y Sene (2010).

Desde que se inició la modelación de la RPE hacia mediados de la década de 1960, los modelos *conceptuales* y los de *caja negra* son los que más han proliferado. Los primeros emplean

representaciones matemáticas simplificadas de los principales procesos hidrológicos que ocurren en la cuenca, mientras que los segundos son totalmente matemáticos y se basan únicamente en las mediciones de entrada y salida de la cuenca, sin tomar en cuenta los procesos internos que transforman la precipitación en escurrimiento (Jones, 1997; Shaw, Beven, Chappell, & Lamb, 2011).

Mimikou y Rao (1983), y Anderson y Burt (1985) destacan que el tipo de modelo de la RPE conveniente para una cierta aplicación práctica depende principalmente de los factores siguientes: (1) la escala de tiempo usada en el modelado, (2) la existencia de mediciones de los parámetros físicos de la cuenca, (3) el tipo de datos hidrológicos disponibles y su confiabilidad, y (5) el tiempo y recursos humanos destinados a tal aplicación. También indican que cuando la escala de tiempo es grande, por ejemplo de un mes, los modelos simples son los más adecuados.

Los modelos de la RPE, en su aplicación práctica relativa a la evaluación de los recursos hídricos, permiten las siguientes estimaciones: (1) deducción de valores faltantes del registro; (2) ampliación del registro de la estación de aforos, antes de que iniciara su operación; (3) cálculo de entradas a embalses, cuando éstos suspendieron la estación hidrométrica, y (3) pronóstico de escurrimientos mensuales en cuencas con y sin aforos de una subregión, a través del uso conjunto de un modelo de pronóstico de la precipitación mensual.

El *objetivo* de este trabajo consiste en exponer con detalle el modelo general de regresión polinomial con memoria mensual, que considera a la precipitación como entrada, para modelar al escurrimiento como respuesta. El modelo se aplica, para su calibrado, a las cuencas de dos estaciones hidrométricas de la Región Hidrológica 26 Parcial (Bajo Río Pánuco), Tancuilín, en el estado de San Luis Potosí, y El Cardón, Veracruz. Se indica además cómo *regionalizar* los parámetros de ajuste de los modelos de regresión mensuales con base en su coeficiente de escurrimiento promedio. Los contrastes rea-

lizados muestran que los modelos de regresión regionales constituyen una herramienta con buena aproximación para la estimación del escurrimiento mensual, en cuencas pequeñas y medianas de climas húmedos.

Conceptos teóricos de apoyo

Modelo general de regresión

Propuesto y aplicado por Mimikou y Rao (1983), es quizá el modelo matemático más simple que puede plantearse para reproducir la RPE a nivel mensual, sea ésta lineal o curva. Su expresión es:

$$V_{i,j} = \sum_{k=0}^K \beta_{j,k} \cdot \left(\frac{P_{i,j} + P_{i,j-1} + \dots + P_{i,j-m}}{m+1} \right)^k \quad (1)$$

siendo, $V_{i,j}$, el escurrimiento mensual del i -ésimo año, con i variando de 1 a n , que es la amplitud del registro conjunto procesado, y j es número de mes, con 1 para enero y 12 para diciembre. Conviene expresar a $V_{i,j}$, en la ecuación (1), en milímetros, lo cual equivale a dividir su valor en miles de metros cúbicos ($10^3 \cdot m^3$) entre el área de cuenca A en km^2 . $P_{i,j}$ es la precipitación mensual representativa de la cuenca en milímetros. K y m son los parámetros del modelo y $\beta_{j,k}$ son los coeficientes de regresión del modelo, los cuales se obtienen mediante un ajuste de mínimos cuadrados de los residuos. Sugawara (1992) indica que incluso en cuencas con una buena red de estaciones pluviométricas, sus factores de ponderación para obtener $P_{i,j}$ no deben estar basados en sus propiedades geométricas, sino en sus condiciones meteorológicas, y pueden ser estimados buscando la mejor reproducción del escurrimiento observado.

Selección de los parámetros del modelo

Los parámetros K y m definen la estructura del modelo. El primero determina su orden como ecuación de regresión polinomial y el segundo su memoria con respecto a la precipitación

mensual. Entonces, para estimar el valor de K se debe establecer la relación funcional entre el escurrimiento y la precipitación de cada mes; el primero como la variable dependiente en las ordenadas y la segunda como la variable independiente en las abscisas. Como tal relación pueden ser lineal o curva, en el primer caso $K = 1$ y en el segundo $K > 1$. Mimikou y Rao (1983) indican que no es común encontrar valores de K diferentes en cada mes, y por ello este parámetro es considerado una característica de la cuenca que especifica el comportamiento mensual de la RPE.

Cuando alguna relación funcional mensual mostró gran dispersión, se debe establecer la relación entre $V_{i,j}$ y un valor promedio de las precipitación de los meses $j, j-1, \dots, j-m$, con m indicando la memoria del proceso en el mes j . Por lo común, con $m = 1$ es suficiente para mejorar la relación en cuencas pequeñas. Mimikou y Rao (1983) establecen que cuando la relación funcional no mejora al usar el promedio de la precipitación mensual y la del mes antecedente, el modelo definido por la ecuación (1) no es recomendable para reproducir tal RPE.

Coefficientes de regresión y correlación de la relación funcional

Cuando $K=1$, la ecuación (1) es una línea recta, con $\beta_{j,0}$ como ordenada al origen y $\beta_{j,1}$ como pendiente de tal recta, cuyas expresiones del ajuste por mínimos cuadrados de los residuos son (Draper & Smith, 1998; Ryan, 1998; Montgomery, Peck, & Vining, 2002; Campos-Aranda, 2003):

$$\beta_{j,1} = \frac{\sum_{i=1}^n P_{i,j} \cdot V_{i,j} - n \cdot \bar{P}_j \cdot \bar{V}_j}{\sum_{i=1}^n (P_{i,j})^2 - n \cdot (\bar{P}_j)^2} \quad (2)$$

$$\beta_{j,0} = \bar{V}_j - \beta_{j,1} \cdot \bar{P}_j \quad (3)$$

En las ecuaciones anteriores, $P_{i,j}$ es la precipitación mensual cuando $m = 0$ y puede ser el

promedio de la de dicho mes y el antecedente, si $m = 1$. \bar{P}_j y \bar{V}_j son los valores promedio mensual de la precipitación y el escurrimiento, ambos en milímetros. La medida cuantitativa de la relación funcional entre la precipitación y el escurrimiento se obtiene a través del coeficiente de correlación lineal (r_{xy}), que establece el grado de asociación o dependencia entre ambas variables, con cero para puntos totalmente dispersos y uno cuando todos están sobre la línea recta. Su expresión es:

$$(r_{xy})_j = \frac{\sum_{i=1}^n (P_{i,j} - \bar{P}_j) \cdot (V_{i,j} - \bar{V}_j)}{\left[\sum_{i=1}^n (P_{i,j} - \bar{P}_j)^2 \cdot \sum_{i=1}^n (V_{i,j} - \bar{V}_j)^2 \right]^{1/2}} \quad (4)$$

Cuando la relación funcional entre la precipitación y el escurrimiento es curva ($K > 1$), se deberá ajustar un modelo de *regresión polinomial*, parabólico ($K = 2$) o cúbico ($K = 3$), cuya solución se obtiene con un planteamiento matricial que se puede consultar en Draper y Smith (1998), Ryan (1998), Montgomery *et al.* (2002) y Campos-Aranda (2003), así como su coeficiente de determinación ($R^2 = r_{xy}^2$), el cual indica cuánta de la variabilidad de la variable dependiente es explicada por la regresión polinomial.

Intervalo de confianza de las predicciones

Una aplicación importante del modelo de la RPE o regresión lineal es predecir valores de la variable dependiente (V_j), que correspondan a un cierto valor específico de la variable regresora (P_j), los cuales incluyan su *intervalo de fluctuación probable*, asociado éste con un cierto nivel de confianza, por lo común de 95%. El intervalo de cada predicción se obtiene con base en el estadístico de la distribución t de Student, relativo al nivel de significación $\alpha = 5\%$ y grados de libertad $\nu = n - 2$, en una prueba de dos colas; su expresión es (Draper & Smith, 1998; Ryan, 1998; Montgomery *et al.*, 2002):

$$\hat{V}_j \mp t_{\alpha, \nu} \left[CMR_j \left(1 + \frac{1}{n} + \frac{(P_j - \bar{P}_j)^2}{var(P_j)} \right) \right]^{1/2} \quad (5)$$

en la cual:

$$CMR_j = \frac{1}{n-2} \sum_{i=1}^n (V_{i,j} - \hat{V}_{i,j})^2 \quad (6)$$

$$var(P_j) = \sum_{i=1}^n (P_{i,j} - \bar{P}_j)^2 \quad (7)$$

CMR_j es el cuadrado medio residual mensual y $var(P_j)$ es la varianza de la precipitación mensual. \hat{V}_j y $\hat{V}_{i,j}$ son estimaciones del escurrimiento mensual obtenidas con la ecuación (1). Para el cálculo del estadístico $t_{\alpha, \nu}$ se utilizó el algoritmo computacional propuesto por Zelen y Severo (1972), cuyas expresiones son:

$$t_{\alpha, \nu} = x_p + \frac{g_1(x_p)}{\nu} + \frac{g_2(x_p)}{\nu^2} + \frac{g_3(x_p)}{\nu^3} + \frac{g_4(x_p)}{\nu^4} \quad (8)$$

$$g_1(x) = (x^3 + x) / 4$$

$$g_2(x) = (5x^5 + 16x^3 + 3x) / 96$$

$$g_3(x) = (3x^7 + 19x^5 + 17x^3 - 15x) / 384$$

$$g_4(x) = (79x^9 + 776x^7 + 1482x^5 - 1920x^3 - 945x) / 92160$$

siendo x_p la variable normal estandarizada, cuyos valores para niveles de significancia (α) de 10, 5 y 1%, en una prueba de dos colas son: 1.64485, 1.95996 y 2.57583; ν son los grados de libertad. En la ecuación (5), si se suprime el primer sumando, es decir, el uno, se obtiene la expresión del intervalo de confianza de la respuesta media o de la recta de regresión, pues con ello se está eliminando una cantidad igual al CMR_j (Haan, 1977; Ryan, 1998; Draper & Smith, 1998; Montgomery *et al.*, 2002). Los

intervalos de confianza de la respuesta media se indicarán con línea punteada y los de la predicción con línea continua.

Capacidad predictiva de la regresión lineal

Las principales hipótesis o premisas inherentes a la regresión lineal son: (1) la relación entre $V_{i,j}$ y $P_{i,j}$ es lineal; (2) los errores o *residuales* ($e_{i,j} = V_{i,j} - \hat{V}_{i,j}$) tienen media cero y varianza constante; (3) los errores no están correlacionados, y (4) los errores tienen distribución normal. El análisis de los residuales permite verificar las hipótesis anteriores y el estudio de los residuales escalados es útil para detectar datos que sean atípicos o valores dispersos, es decir, observaciones que están separadas del resto de los datos y que influyen en la calidad del ajuste de la recta de regresión. Un escalamiento lógico consiste en dividir los residuales ($e_{i,j}$) entre la raíz cuadrada del CMR_j , lo cual equivale a *estandarizar* los residuales que ahora tienen media cero y varianza aproximadamente unitaria; entonces un residual estandarizado mayor de 2 o 3 indica un valor atípico potencial. El escalamiento puede mejorarse dividiendo los residuales entre la desviación estándar exacta del i -ésimo residual, lo cual conduce a los *residuales estudentizados*, cuya expresión general es (Draper & Smith, 1998; Montgomery *et al.*, 2002):

$$r_{i,j} = \frac{e_{i,j}}{\sqrt{CMR_j(1-h_{ii})}} \quad (9)$$

CMR_j se obtiene con la ecuación (6) y h_{ii} es el i -ésimo elemento de la diagonal principal de la *matriz de sombrero* (*Hat matrix*), denominada así porque transforma el vector de magnitudes observadas (y_i) en un vector de valores estimados (\hat{y}_i), como se demuestra en la ecuación (10); h_{ii} es una medida de la influencia que tiene el i -ésimo punto en el ajuste. Para el caso de la regresión lineal simple, sus valores varían de un mínimo de $1/n$ a la unidad, en puntos extremos que ejercen influencia fuerte en el ajuste (Clarke, 1994). La solución en notación

matricial de la regresión lineal por mínimos cuadrados de los residuos para el vector de valores estimados es:

$$\hat{\mathbf{y}} = \mathbf{X}\hat{\boldsymbol{\beta}} = \mathbf{X}(\mathbf{X}'\mathbf{X})^{-1}\mathbf{X}'\mathbf{y} = \mathbf{H}\mathbf{y} \quad (10)$$

Entonces, la matriz $\mathbf{H} = \mathbf{X}(\mathbf{X}'\mathbf{X})^{-1}\mathbf{X}'$ tiene n renglones y n columnas, es simétrica ($\mathbf{H}' = \mathbf{H}$) y es idempotente ($\mathbf{H}\mathbf{H} = \mathbf{H}$). Sus elementos de la diagonal principal se pueden calcular con la siguiente ecuación:

$$h_{ii} = \mathbf{x}'_i(\mathbf{X}'\mathbf{X})^{-1}\mathbf{x}_i \quad (11)$$

en la cual \mathbf{x}'_i es el i -ésimo renglón de la matriz \mathbf{X} . Para el caso particular de la regresión lineal con un solo regresor ($x_i = P_{i,j}$), la expresión de h_{ii} corresponde a los dos últimos sumandos de la ecuación (5), es decir (Montgomery *et al.*, 2002):

$$(h_{ii})_j = \frac{1}{n} + \frac{(P_{i,j} - \bar{P}_j)^2}{var(P_j)} \quad (12)$$

en la cual $var(P_j)$ se calcula con la ecuación (7). Un tercer tipo de residuales escalados son los *residuales eliminados* ($e_{(i)}$) o *residuales PRESS*, llamados así porque permiten calcular tal estadística. Si se elimina la i -ésima observación, se ajusta el modelo de regresión a los $n - 1$ datos restantes y se calcula la estimación de y_i correspondiente a la observación omitida se obtienen los residuales PRESS, cuya expresión es (Montgomery *et al.*, 2002):

$$[e_{(i)}]_j = [y_i - \hat{y}_{(i)}]_j = \frac{e_{i,j}}{1 - (h_{ii})_j} \quad (13)$$

La estadística *PRESS* (*PRediction Error Sum of Squares*) se define como la suma de los residuales *PRESS* al cuadrado y es una medida de lo bien que funciona un modelo de regresión para predecir nuevos datos; su fórmula es (Montgomery *et al.*, 2002):

$$PRESS_j = \sum_{i=1}^n \left[\frac{e_{i,j}}{1 - (h_{ii})_j} \right]^2 \quad (14)$$

Una aplicación importante de la estadística *PRESS* es la comparación entre modelos de regresión, de manera que, en general, es preferible un modelo con menor *PRESS* a otro con un valor más grande. Además, con base en la estadística *PRESS* se puede calcular un indicador parecido al coeficiente de determinación (R^2) para predicción, cuya expresión es (Montgomery *et al.*, 2002):

$$(R^2_{predic})_j = \left[1 - \frac{PRESS_j}{var(V_j)} \right] \cdot 100 \quad (15)$$

El denominador $var(V_j)$ se calcula con la ecuación (7). El estadístico R^2_{predic} establece numéricamente la capacidad predictiva del modelo de regresión, definiendo el porcentaje que se explicará de la variabilidad cuando se hagan las predicciones, en comparación con el porcentaje de variabilidad de los datos originales, explicado por el ajuste de mínimos cuadrados [$R^2 = 100 \cdot (r_{xy})^2$].

Factor de transporte de la precipitación mensual

Se designa por *estación pluviométrica base* la que aporta el registro de precipitación mensual que será considerado representativo de la precipitación en la cuenca. Comúnmente en cuencas pequeñas dicha estación no se ubica cerca de su centro de gravedad (*cg*) y por ello su valor de precipitación media anual (*Pmab*) resulta diferente al que se estima para tal cuenca (*Pmac*), por ejemplo a través de las curvas isoyetas promedio anual, precisamente en su *cg*. Entonces el factor de transporte o correctivo (*Fc*) de la precipitación mensual de la estación base es:

$$Fc = \frac{Pmac}{Pmab} \quad (16)$$

Coefficientes de escurrimiento promedio mensuales

Mimikou y Rao (1983) usaron los coeficientes de escurrimiento promedio mensuales (*Ce*) para establecer relaciones con los coeficientes de regresión, válidos dentro de una región geográfica. Campos-Aranda (2013) encontró que los *Ce* muestran similitud por subregiones o áreas geográficas. Con base en lo anterior, los *Ce* serán utilizados para *regionalizar* los resultados de los modelos mensuales encontrados. Teniendo definida el área de cuenca *A* en km², es decir en millones de m², y el factor correctivo (*Fc*), entonces la fórmula de cada *Ce* será:

$$(Ce)_j = \frac{\bar{V}_j}{A \cdot Fc \cdot \bar{Pb}_j} \quad (17)$$

en la cual \bar{V}_j es el volumen escurrido promedio mensual en miles de m³ y \bar{Pb}_j es la precipitación promedio mensual en la estación base en milímetros.

Información hidrológica procesada

Estación hidrométrica Tancuilín

Características generales

Ubicada en la cuenca baja del río Pánuco (Región Hidrológica 26) y perteneciente al estado de San Luis Potosí, tiene un área de cuenca de 321 km², una *Pmac* de 2950 milímetros (INEGI, 1980) y únicamente cuenta con la estación pluviométrica del mismo nombre, ubicada en el sitio de aforos. En la figura 1 se muestra la ubicación de ambas estaciones y de su cuenca. Toda la información hidrométrica utilizada de esta estación procede del sistema *BANDAS* (IMTA, 2002). La información pluviométrica fue obtenida en las oficinas de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) en San Luis Potosí. El detalle de sus años incompletos y faltantes se indica para ambas estaciones en el cuadro 1.

Cuadro 1. Características generales y del registro disponible en las estaciones hidrométricas y pluviométricas procesadas.

Hidrométrica Pluviométrica	Clave	Latitud norte	Longitud WG	Inicio del registro	Final del registro	Años incompletos o (faltantes)
Tancuilín	26291	21° 23'	98° 52'	Julio de 1960	Diciembre de 2002	1995, 1996, 2000
Tancuilín	24084	21° 23'	98° 52'	Enero de 1961	Octubre de 2012	1986-2001 (1985)
El Cardón	26286	21° 23'	98° 28'	Junio de 1960	Diciembre de 2002	1995, 1998, 1999, 2000
El Cardón	30046	21° 23'	98° 28'	Septiembre de 1960	Noviembre de 2012	1994, 1997-2000
San Martín Chalchicuatla	24009	21° 21'	98° 40'	Enero de 1961	Noviembre de 2012	1964-1969 (1968, 1993)
Chapulhuacanito	24122	21° 14'	98° 46'	Septiembre de 1972	Noviembre de 2012	1977, 1985 (1978)

Deducción de datos mensuales faltantes

En todas las estaciones pluviométricas procesadas, sus datos mensuales faltantes se consideraron igual a la *moda* del registro total disponible, obtenida a través del ajuste de la distribución Gamma de dos parámetros (Campos-Aranda, 2005). En la estación hidrométrica Tancuilín, el mayor periodo común de datos de escurrimiento y precipitación mensuales que se logró establecer fue de 1961 a 1994, con 1985 faltante, es decir de 33 años. Este registro de precipitación conduce a un valor de la $P_{mab} = 2\ 240.9$ mm, por lo cual el F_c resulta de 1.3164.

Pruebas de homogeneidad

Con base en los valores anuales de escurrimiento y precipitación del registro conjunto, se verificó su calidad estadística por medio de una prueba general, la de Von Neumann (VN), que detecta no aleatoriedad contra componentes determinísticas no especificadas. Además, se aplicaron dos pruebas de persistencia, la de Anderson (PA) y la de Sneyers (PS), así como dos más de tendencia, las de Kendall (TK) y Spearman (TS). La prueba de Cramer (PC) de diferencia de medias se aplicó utilizando dos subperiodos iguales a la mitad del registro: uno al inicio y otro al final. Por último, la prueba de constancia de variabilidad de Bartlett (VB) se aplicó dividiendo cada registro en tres o cuatro subperiodos, según la amplitud del registro (WMO, 1971; Ruiz-Maya, 1977; Buishand, 1982; Campos-Aranda, 2005).

Para los registros comunes de las estaciones hidrométrica y pluviométrica Tancuilín, los resultados de las siete pruebas estadísticas aplicadas, mostrados en el cuadro 2, indican que son homogéneos, es decir, que no tienen componentes determinísticas.

Relaciones funcionales

En las figuras 2 a 5 se muestran las relaciones funcionales de los meses de enero, febrero y julio; se observa que todas ellas son lineales, al igual que las del resto de los meses. Por otra parte, en el cuadro 3 se indican los coeficientes de correlación (r_{xy}) y sus correspondientes coeficientes de determinación (R^2 , R^2_{predic}) obtenidos al realizar el ajuste lineal de mínimos cuadrados de los residuos (ecuaciones (4) y (15)). En todos los ajustes no se eliminaron valores dispersos, por tanto el número de parejas (n) fue siempre de 33.

Para la estación hidrométrica Tancuilín, se observa que en los meses de febrero, abril, mayo y de octubre a diciembre se tienen los valores de r_{xy} más bajos. Para definir el valor mínimo del r_{xy} que es estadísticamente diferente de cero, se aplicó una prueba basada en la distribución t de Student (Yevjevich, 1972) con un nivel α de significancia de 5%, obteniéndose para $n = 33$ un valor de $r_{xy} = 0.34$. Entonces, los valores de r_{xy} obtenidos en febrero y diciembre no son estadísticamente diferentes de cero. Por lo anterior, en tales meses y en el resto de los citados con valores bajos de r_{xy} se usará $m = 1$ para mejorar la correlación.

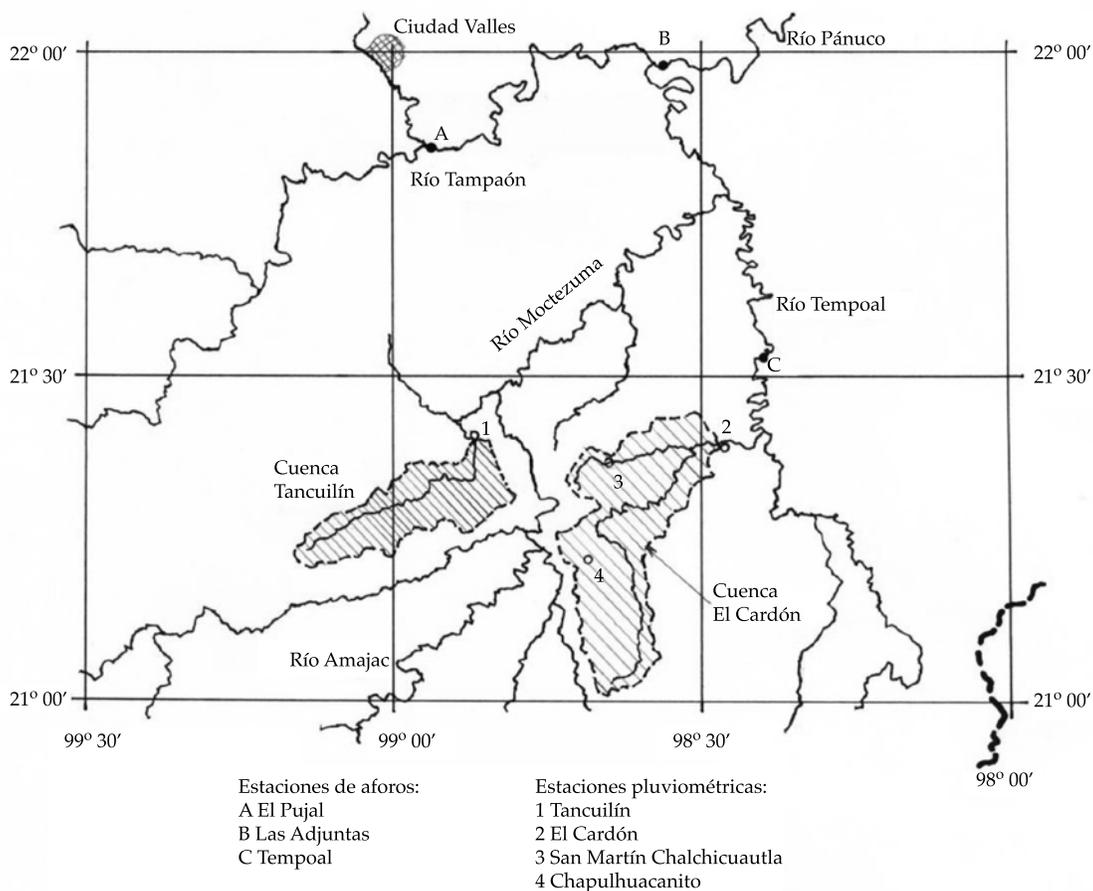


Figura 1. Localización de las cuencas y pluviómetros de las estaciones hidrométricas Tancuilín y El Cardón, dentro de la Región Hidrológica 26 Parcial (Bajo Río Pánuco).

Cuadro 2. Descripción de registros, magnitudes características y resultados de las pruebas de homogeneidad aplicadas.

Hidrométrica (m³) pluviométrica (mm)	Periodo de registro (años)	Parámetros estadísticos*				Pruebas estadísticas aplicadas							
		M	DE	Cv	r ₁	VN	PA	PS	TK	TS	PC ₁	PC ₂	VB
Tancuilín	1961-1994 (33)	453 444.7	200 813.2	0.443	-0.026	H	H	H	H	H	H	H	H
Tancuilín	1961-1994 (33)	2 240.9	519.5	0.232	0.092	H	H	H	H	H	H	H	H
El Cardón	1961-1997 (37)	391 219.3	183 543.9	0.469	0.179	H	H	NH	H	H	H	H	H
El Cardón (original)	1961-1997 (37)	1 228.7	317.4	0.258	0.240	H	H	NH	H	H	H	H	H
El Cardón (integrado)	1961-1997 (37)	1 580.9	353.2	0.223	0.134	H	H	H	H	H	H	H	H
San M. Chalchicuautila	1961-1997 (37)	1 471.4	361.8	0.246	0.351	NH	NH	NH	H	H	H	H	H
Chapulhuacanito	1973-1997 (25)	1 908.1	455.4	0.239	-0.167	H	H	H	H	H	H	H	H

* Simbología:

M media aritmética, en m³ o mm. r₁ coeficiente de correlación serial de orden 1, adimensional.
 DE desviación estándar, en m³ o mm. H homogénea.
 Cv coeficiente de variación, adimensional. NH no homogénea.

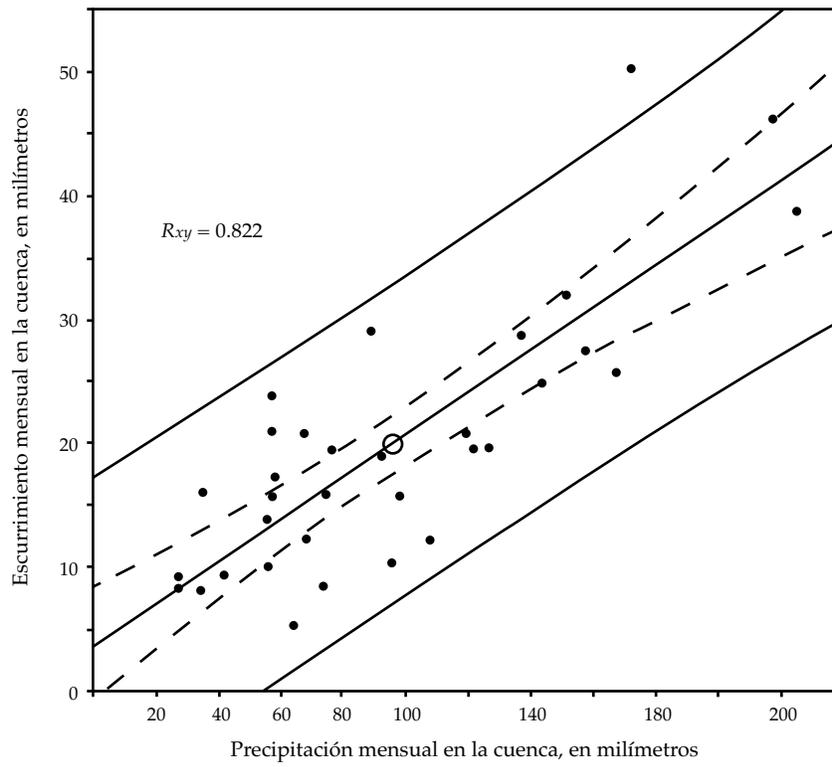


Figura 2. Relación funcional precipitación-escurrimiento del mes de enero en la estación hidrométrica Tancuilín.

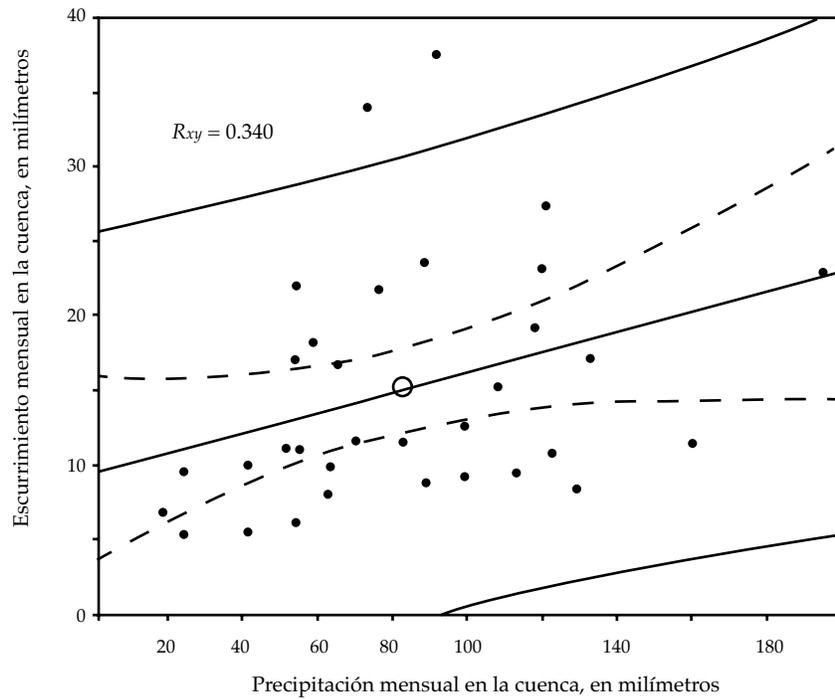


Figura 3. Relación funcional precipitación-escurrimiento del mes de febrero en la estación hidrométrica Tancuilín.

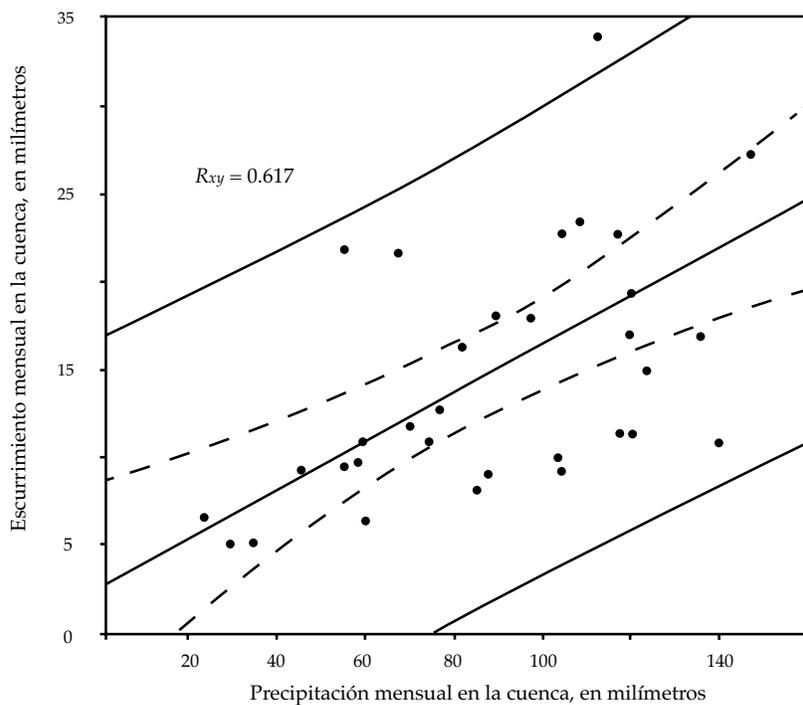


Figura 4. Relación funcional precipitación-escorrimiento del mes de febrero con enero en la estación hidrométrica Tancuilín.

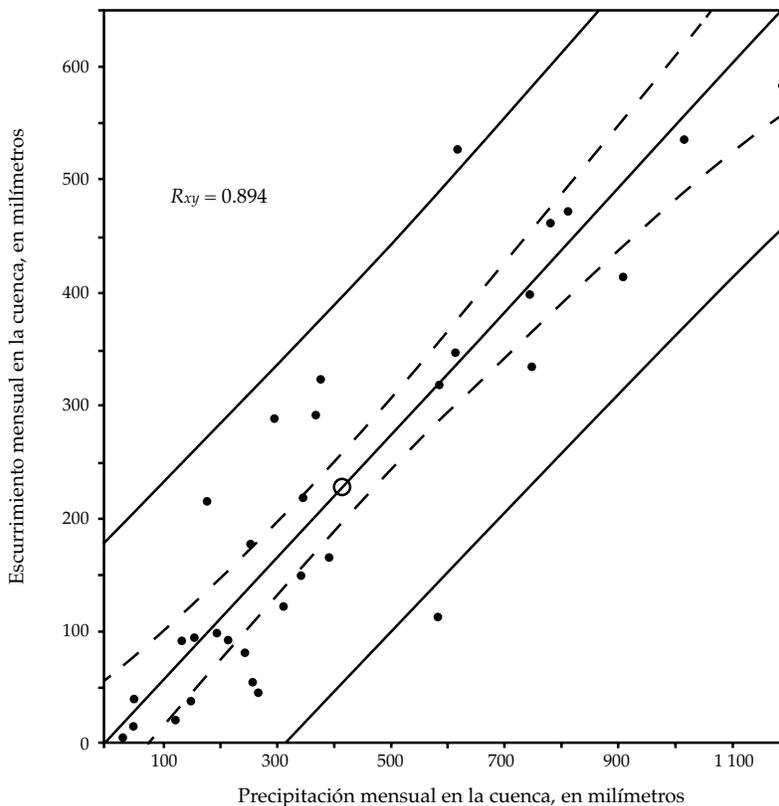


Figura 5. Relación funcional precipitación-escorrimiento del mes de julio en la estación hidrométrica Tancuilín.

Cuadro 3. Coeficientes de correlación mensuales (r_{xy}) y de determinación (R^2) entre el escurrimiento y la precipitación mensuales en las estaciones hidrométricas indicadas

Estación hidrométrica	E	F	M	A	M'	J	J'	A'	S	O	N	D
Tancuilín (r_{xy} con $m = 0$)	0.822	0.340	0.712	0.567	0.581	0.727	0.894	0.799	0.761	0.473	0.589	0.124
Tancuilín (r_{xy} con $m = 1$)	-	0.617	-	0.614	0.517	-	-	-	-	0.556	0.366	0.635
Tancuilín (R^2)	0.676	0.380	0.507	0.375	0.337	0.529	0.799	0.638	0.580	0.309	0.347	0.404
Tancuilín (R^2) _{predic}	0.630	0.286	0.403	0.250	0.161	0.407	0.771	0.586	0.509	0.176	0.003	0.263
El Cardón (r_{xy} con $m = 0$)	0.717	0.367	0.814	0.604	0.569	0.886	0.856	0.830	0.893	0.711	0.638	0.617
El Cardón (r_{xy} con $m = 1$)	-	0.734	-	0.722	0.547	-	-	-	-	0.482	0.581	0.755
El Cardón (R^2)	0.514	0.539	0.662	0.521	0.324	0.785	0.732	0.688	0.797	0.505	0.407	0.570
El Cardón (R^2) _{predic}	0.312	0.494	0.602	0.420	0.217	0.736	0.691	0.636	0.772	0.322	0.103	0.526

Cuadro 4. Coeficientes de regresión ($\beta_{j,k}$) de los modelos mensuales en las estaciones hidrométricas indicadas.

Estación hidrométrica (coef. de regresión)	E	F	M	A	M'	J	J'	A'	S	O	N	D
Tancuilín ($\beta_{j,0}$)	3.730	2.679	5.284	5.008	9.499	-32.355	3.866	-3.011	-31.244	-38.410	9.360	-4.007
Tancuilín ($\beta_{j,1}$)	0.168	0.140	0.102	0.151	0.113	0.496	0.538	0.525	0.725	0.563	0.407	0.313
El Cardón ($\beta_{j,0}$)	3.634	-0.706	2.349	-4.696	-4.690	-39.655	-4.466	-10.540	-57.188	-13.817	16.926	1.699
El Cardón ($\beta_{j,1}$)	0.234	0.271	0.175	0.303	0.215	0.411	0.431	0.359	0.664	0.676	0.219	0.299

Cuadro 5. Coeficientes de escurrimiento promedio mensuales (C_e) en las estaciones hidrométricas indicadas.

Estación hidrométrica	E	F	M	A	M'	J	J'	A'	S	O	N	D	Anual
Tancuilín	0.207	0.185	0.162	0.180	0.152	0.414	0.548	0.518	0.672	0.730	0.465	0.383	0.466
El Cardón	0.300	0.289	0.219	0.191	0.182	0.267	0.411	0.311	0.493	0.592	0.405	0.426	0.351

En la figura 4 se muestra la nueva relación funcional de febrero, cuyo r_{xy} ahora es de 0.617. También en diciembre mejora de forma notable la correlación, e incluso sensiblemente en abril y octubre, no así en mayo y noviembre. En las figuras expuestas y en las siguientes, los límites de confianza de la respuesta media se han dibujado con línea punteada y los de la predicción (ecuación (5)) con línea continua.

Coeficientes de regresión y de escurrimiento

Definida la memoria del modelo en cada mes, en el cuadro 4 se muestran los coeficientes de regresión obtenidos mediante el ajuste de mínimos cuadrados de los residuos de la ecuación (1) (ecuaciones (2) y (3)), con $n = 33$ en la estación de aforos Tancuilín.

Para los datos simultáneos de precipitación y escurrimiento mensuales en Tancuilín, la aplicación de la ecuación (17) condujo a los valores del C_e mostrados en el cuadro 5. Estos valores corresponden al promedio de 33 años y se han indicado en las relaciones funcionales mostradas (figuras 2, 3 y 5) con un círculo sobre la recta de regresión.

Estación hidrométrica El Cardón

Características generales

Pertenece al sistema del río Tempoal de la Región Hidrológica 26 (Bajo Pánuco), se ubica en el estado de Veracruz, tiene un área de cuenca de 609 km², una P_{mac} de 1 750 milímetros (INEGI, 1980) y dos estaciones pluviométricas

se localizan dentro de su cuenca, además del pluviómetro ubicado en la estación de aforos. En la figura 1 se muestra su cuenca y la ubicación de sus estaciones pluviométricas. Nuevamente, la información hidrométrica procede del sistema BANDAS (IMTA, 2002) y la pluviométrica fue obtenida en la Conagua de San Luis Potosí. El periodo común de datos de escurrimiento y precipitación mensuales quedó definido de 1961 a 1997 ($n = 37$), pues el registro hidrométrico tiene los años 1998 a 2000 incompletos. De acuerdo con los registros disponibles de precipitación (ver cuadro 1) y con los polígonos de Thiessen, los porcentajes de área de cuenca en cada pluviómetro son: en el periodo de 1961 a 1972, El Cardón 20% y San Martín Chalchicuatla 80%; en cambio, en el lapso de 1973 a 1997 son: El Cardón 20%, San Martín Chalchicuatla 30% y Chapulhuacanito 50%. El registro integrado conduce a una $P_{mab} = 1\ 580.9$ mm, por lo cual el F_c resulta de 1.1070.

Deducción de datos faltantes

Como ya se indicó, en estas tres estaciones pluviométricas sus datos mensuales faltantes se adoptaron igual a su *moda*, estimada con todos los datos disponibles de tal mes y a través de la función Gamma de dos parámetros (Campos-Aranda, 2005). Para la estimación de los años faltantes de San Martín Chalchicuatla primero se realizó una regresión lineal entre sus valores anuales y los de la estación El Cardón con 31 parejas de datos; se obtuvo un r_{xy} de 0.820 sin eliminar valores dispersos. Se calcularon con tal modelo los valores anuales faltantes de 1968 y 1993 y se encontró su relación con la magnitud respectiva de El Cardón; cada relación encontrada se aplicó a los valores mensuales para obtener las precipitaciones de tal año en San Martín Chalchicuatla. El mismo procedimiento se utilizó para estimar los valores mensuales faltantes del año 1978 en Chapulhuacanito, con base en el registro de San Martín Chalchicuatla. Una correlación de 0.819 fue encontrada con 23 parejas de datos. El volumen escurrido faltante en diciembre de

1995 se estimó con la moda de 37 valores, al incluir al año 2001.

Pruebas de homogeneidad

En el cuadro 2 se han concentrado los resultados de las pruebas estadísticas aplicadas a los registros de volumen escurrido anual en la estación El Cardón, y los otros cuatro de precipitación anual involucrados en la estimación del régimen representativo de lluvia mensual en la cuenca de la estación de aforos citada. Se observa que el registro original de precipitación en El Cardón presenta persistencia ligera, detectada únicamente con la prueba de Sneyers, y que el registro de San Martín Chalchicuatla tiene persistencia según las tres pruebas iniciales. No existiendo la posibilidad de sustituir esta última estación, se espera que su impacto en el registro que se integra para la cuenca no sea notable debido a su menor amplitud.

Relaciones funcionales

En las figuras 6, 7 y 8 se muestran las relaciones funcionales de los meses de enero, febrero y septiembre, observándose que definen modelos lineales, al igual que el resto de los meses. En el cuadro 3 se muestran los valores del r_{xy} mensual, definiéndose que febrero, abril, mayo y de octubre a diciembre tienen sus magnitudes más bajas. Para $n = 37$ y $\alpha = 5\%$ se define un r_{xy} estadísticamente diferente de cero mayor de 0.32 (Yevjevich, 1972), por lo cual todos los r_{xy} de El Cardón son aceptables, pero podrán mejorar al considerar $m = 1$. Ello se logra únicamente en febrero, abril y diciembre.

Coefficientes de regresión y de escurrimiento

En el cuadro 4 se muestran los coeficientes de regresión respectivos a los modelos mensuales definidos para la estación de aforos El Cardón. Por último, en el cuadro 5 se tienen los coeficientes de escurrimiento respectivos, estimados a través de la ecuación (17), los cuales se han indicado en las relaciones funcionales

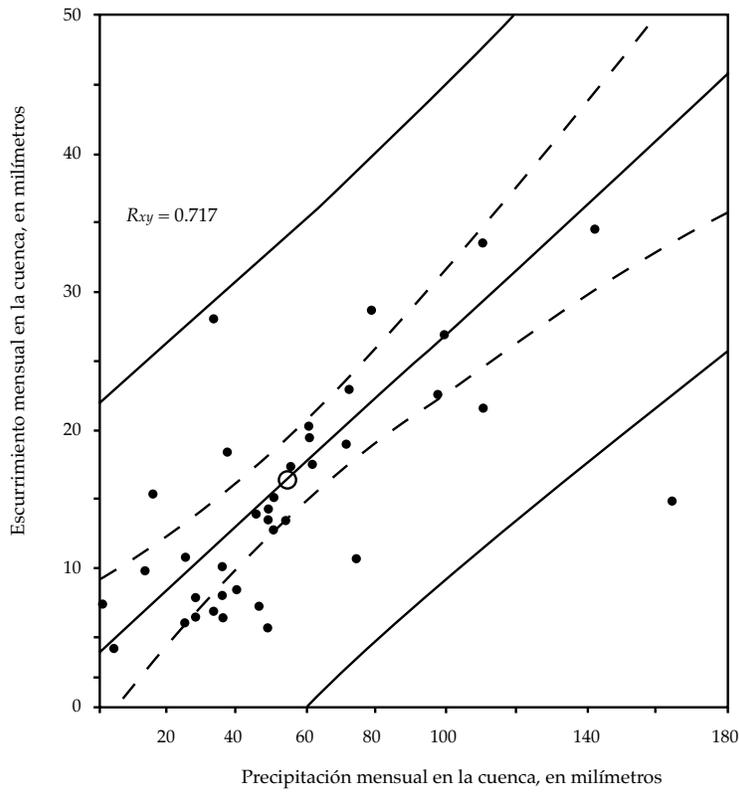


Figura 6. Relación funcional precipitación-escurrecimiento del mes de enero en la estación hidrométrica El Cardón.

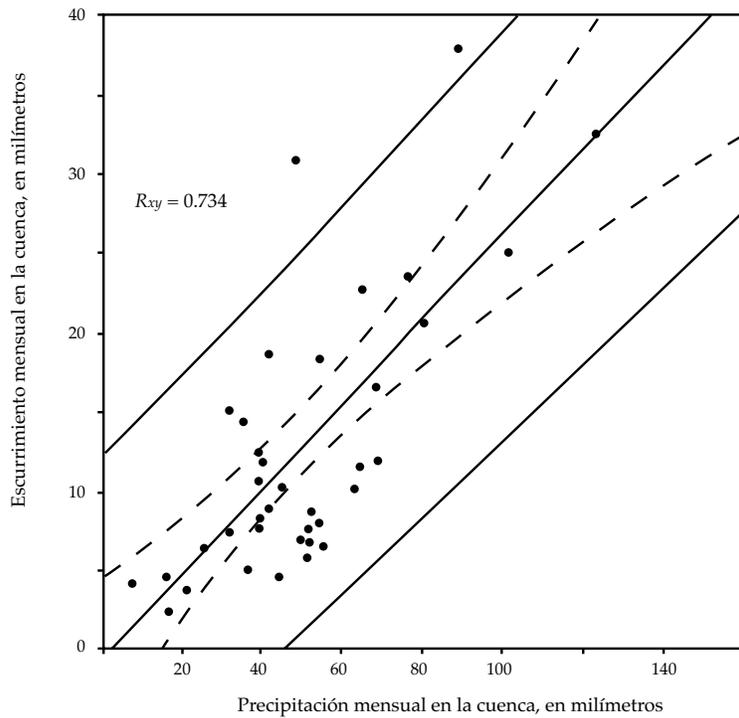


Figura 7. Relación funcional precipitación-escurrecimiento del mes de febrero con enero en la estación hidrométrica El Cardón.

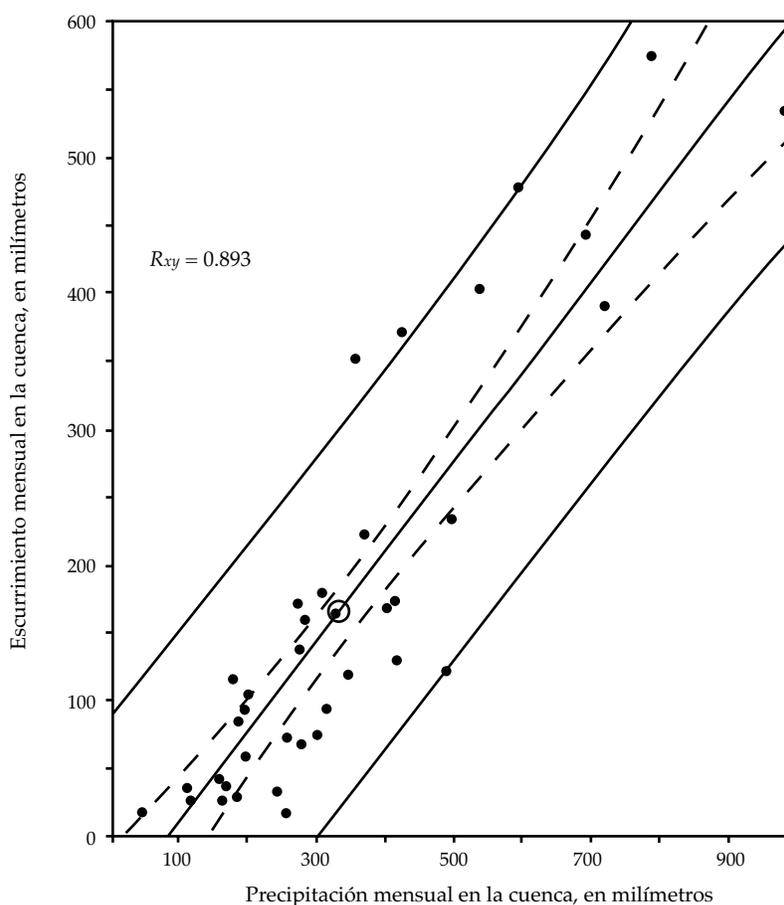


Figura 8. Relación funcional precipitación-escurrimiento del mes de septiembre en la estación hidrométrica El Cardón.

mostradas (figuras 6 y 8) con un círculo sobre la recta de regresión.

Análisis de los resultados

Comentarios generales

Los valores del coeficiente de correlación mensual (r_{xy}) mostrados en el cuadro 3 varían de un máximo de 0.894 en el periodo lluvioso a un mínimo de 0.569 en el mes de mayo. Tales magnitudes pueden ser consideradas aceptables, únicamente para continuar con los análisis regionales y llegar a ilustrar la aplicación de los modelos de regresión regional para estimar el escurrimiento mensual. Sin embargo, se aclara que los valores de r_{xy} deben ser mayores de 0.92 en todos los meses, como lo obtuvieron Mi-

mikou y Rao (1983), para alcanzar resultados más congruentes o con menor dispersión que los que serán mostrados.

En los resultados del cuadro 3 están implícitas las dos deficiencias siguientes: (1) para la estación hidrométrica Tancuilín, su única estación pluviométrica no se ubica dentro de su cuenca; (2) en la cuenca de la hidrométrica El Cardón, sus dos estaciones pluviométricas disponibles se localizan en la mitad inferior de su área, dejando la zona montañosa sin registro de precipitación (ver figura 1).

Aunque las cuencas de las estaciones de aforos Tancuilín y El Cardón están cercanas, sus precipitaciones medias anuales estimadas en ellas son bastante diferentes, con valores de 2 950 y 1 750 milímetros, respectivamente. Lo anterior se ve reflejado en las magnitudes

encontradas para los coeficientes de escurrimiento promedio mensuales (Ce) expuestos en el cuadro 5.

Regionalización de resultados

En las figuras 9 y 10 se presentan las gráficas que relacionan los coeficientes de escurrimiento promedio mensuales (Ce) y las ordenadas al origen ($\beta_{j,0}$), así como la pendiente ($\beta_{j,1}$) de las relaciones funcionales encontradas para las estaciones hidrométricas Tancuilín y El Cardón. La gráfica de Ce_j contra $\beta_{j,0}$ presenta gran dispersión, su relación lineal tiene un coeficiente de correlación lineal (r_{xy}) de 0.593 con 22 parejas de datos, al eliminar junio y septiembre de la estación El Cardón; suprimiendo además noviembre de El Cardón y junio de Tancuilín, se alcanza un r_{xy} de 0.698, con prácticamente la misma ecuación lineal, que es:

$$\beta_{j,0} = 13.467 - 47.426 \cdot Ce_j \quad (7)$$

Por el contrario, la gráfica de Ce_j con $\beta_{j,1}$ muestra una excelente relación lineal, cuyo r_{xy} resultó de 0.920, con 22 parejas de datos al eliminar octubre de Tancuilín y noviembre de El Cardón. La expresión de tal relación es:

$$\beta_{j,1} = -0.0332 + 1.116 \cdot Ce_j \quad (8)$$

Esta relación muestra dos aspectos interesantes: (1) prácticamente no tiene ordenada al origen y (2) su pendiente es casi igual al Ce_j .

Contraste del modelo regional

El planteamiento adoptado fue el siguiente: emplear las *relaciones regionales* definidas por las ecuaciones (7) y (8) para obtener los coeficientes de regresión de cada modelo mensual, aceptando que se conocen los valores del Ce_j (cuadro 5). Cada modelo mensual se aplica en el periodo disponible de precipitación, para estimar el volumen escurrido mensual;

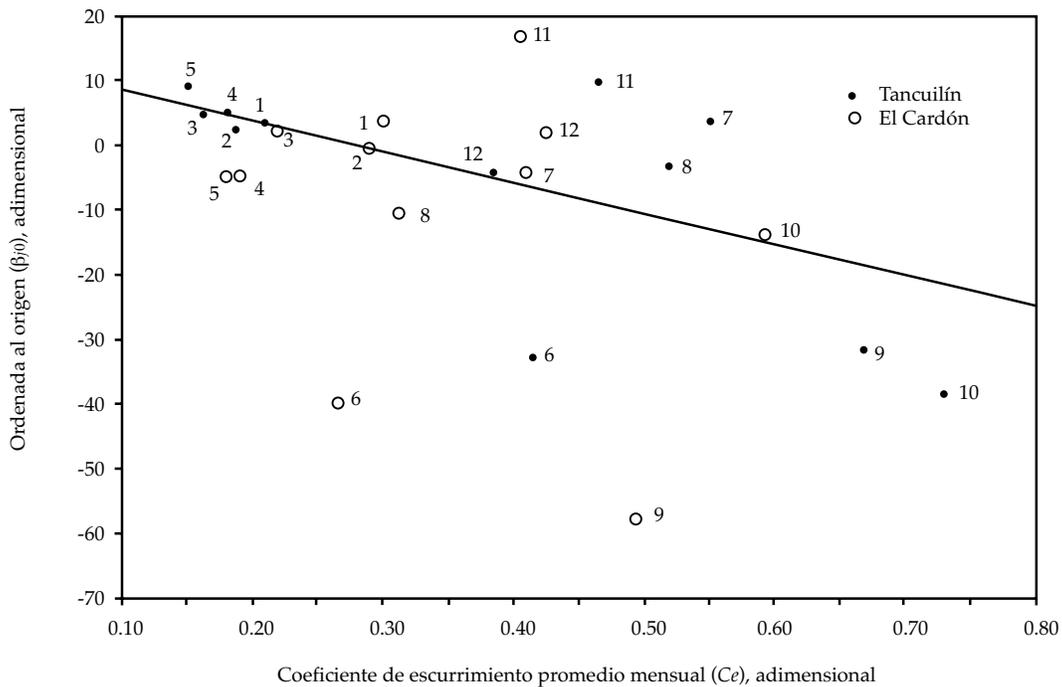


Figura 9. Diagrama de dispersión regional de la ordenada al origen ($\beta_{j,0}$) de los modelos de regresión.

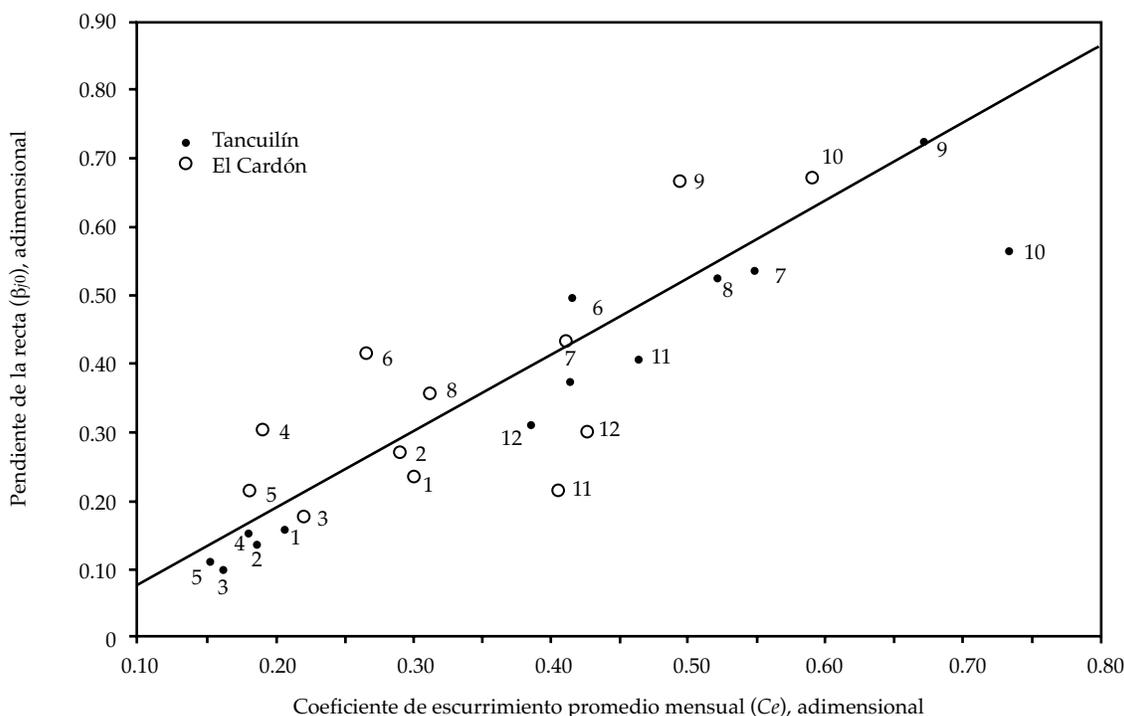


Figura 10. Diagrama de dispersión regional de la pendiente (β_n) de los modelos de regresión.

Cuadro 6. Valores observados y estimados en miles de m^3 de la media aritmética (M) y la desviación estándar (DE) del escurrimiento mensual en las estaciones hidrométricas Tancuilín y El Cardón.

Estación hidrométrica	Parámetro estadístico	E	F	M	A	M'	J	J'	A'	S	O	N	D
Tancuilín	M_{obs}	6 345	4 841	4 573	6 458	12 131	52 447	72 621	64 739	127 327	66 605	23 914	11 444
	M_{est}	7 233	6 427	6 021	6 953	12 932	52 313	72 682	64 572	129 798	102 822	22 202	14 504
	DE_{obs}	3 450	2 569	2 618	5 192	10 884	58 628	58 119	50 743	98 732	57 232	29 139	11 114
	DE_{est}	3 341	1 958	2 697	3 527	7 603	36 847	55 827	42 043	74 275	44 208	20 494	8 881
El Cardón	M_{obs}	10 144	7 818	7 087	9 740	15 672	44 428	57 772	42 034	100 379	59 292	22 483	14 405
	M_{est}	9 751	8 661	8 708	101 746	17 604	44 627	56 070	41 612	99 238	51 477	19 776	15 667
	DE_{obs}	7 417	5 246	5 459	10 444	19 071	53 090	52 477	37 066	91 583	59 615	14 183	10 052
	DE_{est}	6 850	4 112	5 364	4 480	8 590	30 268	44 348	26 905	63 683	37 228	17 277	11 218

a continuación se cuantifican las medias y desviaciones estándar mensuales tanto de los escurrimientos estimados como de los observados. En el cuadro 6 se han concentrado los resultados obtenidos.

Para la estación de aforos Tancuilín se tiene que durante los meses de enero a marzo el modelo sobreestima ligeramente la media, así como en octubre; para el resto de los meses

su correspondencia es excelente. Respecto a la dispersión, se deduce que en los meses de coeficientes de correlación lineal bajos (cuadro 3), como son febrero, abril, mayo y de octubre a diciembre, se tienen las mayores diferencias para los valores de la desviación estándar. En la estación de aforos El Cardón algunas estimaciones de la media son escasamente superiores a lo observado y deficientes en la época de llu-

vias; las mayores diferencias entre las desviaciones estándar ocurren en los meses de menor coeficiente de correlación lineal (cuadro 3), que son abril y mayo; para el resto de los meses, tales diferencias son reducidas, e incluso hay meses donde la dispersión estimada es mayor que la observada, tal es el caso de noviembre y diciembre.

Conclusiones

Primera: la simplicidad de un modelo precipitación-escurrimiento no implica que éste sea aproximado, sobre todo en el modelado del escurrimiento mensual en climas húmedos. Lo anterior fue demostrado a través del uso de un modelo de regresión lineal regional aplicado por meses. El parámetro de orden del modelo (K) es una característica de la cuenca y especifica el comportamiento de la relación precipitación-escurrimiento. Cuando $K = 1$ es lineal y cuando $K > 1$ es no lineal o curva, representando de manera aproximada el orden de la curvatura. El parámetro de memoria (m) es una característica de cada mes y es igual a uno, o mayor en meses donde el escurrimiento sufre un retraso.

Segunda: se destaca que el modelo de regresión mensual conduce a buenas estimaciones, aun cuando fue aplicado a una cuenca cuya única estación pluviométrica no se ubica dentro de ella, como es el caso de la estación de aforos Tancuilín. En cuanto a la estación hidrométrica El Cardón, con una cuenca mediana, aunque cuenta con dos estaciones pluviométricas dentro de ella, su distribución no es óptima (ver figura 1). La baja representatividad de la precipitación en ambas cuencas se ve reflejada en las relaciones funcionales, cuyos coeficientes de correlación lineal resultaron menores de 0.80 en la mitad de los meses.

Tercera: cuando todos los coeficientes de correlación lineal mensual resulten superiores a 0.92 se obtendrán resultados menos dispersos que los mostrados en las figuras 9 y 10, relativas a la regionalización de los coeficientes de

regresión. Tales magnitudes se obtendrán en cuencas pequeñas y medianas de climas húmedos con estaciones pluviométricas localizadas dentro de su cuenca y con una distribución cercana a la óptima.

Cuarta: los resultados de este estudio destacan que los modelos de regresión mensuales son susceptibles de regionalización y conducen a estimaciones aproximadas del volumen escurrido mensual, incluso en cuencas que no tienen una red óptima de estaciones pluviométricas. Los resultados concentrados en el cuadro 6 demuestran que el modelo de regresión mensual reproduce fielmente los valores medios y conduce a una aproximación cercana de las desviaciones estándar observadas.

Agradecimientos

Se agradece al ingeniero Armando Rocha Hernández, jefe del Centro de Previsión Meteorológica de la Dirección Local San Luis Potosí de la Conagua, el haber proporcionado al autor toda la información pluviométrica procesada. También se aprecian las sugerencias del árbitro anónimo, pues permitieron ampliar el trabajo en temas no tratados, como intervalos de confianza de las predicciones y capacidad predictiva de la regresión.

Referencias

- Anderson, M. G., & Burt, T. P. (1985). Chapter 1: Modelling Strategies (pp. 1-13). In *Hydrological Forecasting*. Chichester, England: John Wiley & Sons, Ltd.
- Beven, K. J. (2001). Chapter 1: Down to Basics: Runoff Processes and the Modelling Process (pp. 1-23). In *Rainfall-Runoff Modelling. The Primer*. Chichester, England: John Wiley & Sons, Ltd.
- Buishand, T. A. (1982). Some Methods for Testing the Homogeneity of Rainfall Records. *Journal of Hydrology*, 58, 11-27.
- Campos-Aranda, D. F. (2003). Capítulo 5: Ajuste de curvas (pp. 93-127). En *Introducción a los métodos numéricos: software en Basic y aplicaciones en Hidrología Superficial*. San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.
- Campos-Aranda, D. F. (2005). Capítulo 4: Análisis de la precipitación (pp. 97-120, 267-281). En *Agroclimatología Cuantitativa de Cultivos*. México, DF: Editorial Trillas.
- Campos-Aranda, D. F. (octubre-diciembre, 2013). Coeficientes de escurrimiento promedio mensuales: comportamiento y aplicación en la estimación de la disponibilidad. Revista digital *Tlálloc*, 61, 24.

- Clarke, R. T. (1994). Theme 4.9: Influence, Consistency and Leverage (pp. 141-146). In *Statistical Modelling in Hydrology*. Chichester, England: John Wiley & Sons, Ltd.
- Draper, N. R., & Smith, H. (1998). Chapter 3: Fitting Straight Lines: Special Topics (pp. 79-114). In *Applied Regression Analysis*. Third edition. New York: John Wiley and Sons.
- Haan, C. T. (1977). Chapter 9: Simple Linear Regression (pp. 180-196). In *Statistical Methods in Hydrology*. Ames, USA: The Iowa State University Press.
- Haan, C. T., Johnson, H. P., & Brakensiek, D. L. (1982). *Hydrologic Modeling of Small Watersheds* (533 pp.). ASAE Monograph No. 5. Michigan, USA: St. Joseph.
- IMTA (2002). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS)*. 8 CD's. Jiutepec, México: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- INEGI (1980). *Carta de precipitación total anual: México*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Jones, J. A. A. (1997). Chapter 6: Modelling Runoff Processes (pp. 171-210). In *Global Hydrology: Processes, Resources and Environmental Management*. Harlow, England: Pearson Education Limited.
- Mimikou, M., & Rao, R. (January, 1983). Regional Monthly Rainfall-Runoff Model. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 109(1), 75-93.
- Montgomery, D. C., Peck, E. A., & Vining, G. G. (2002). Capítulo 4: Comprobación de la adecuación del modelo (pp. 117-153). En *Introducción al análisis de regresión lineal*. México, DF: Compañía Editorial Continental.
- Ruiz-Maya, L. (1977). Capítulo 9: Condiciones paramétricas del análisis de varianza (pp. 233-249). En *Métodos estadísticos de investigación*. Madrid: Instituto Nacional de Estadística.
- Ryan, T. P. (1998). Chapter 14: Linear Regression (pp. 14.1-14.43). In H. M. Wadsworth, Jr. (Ed.). *Handbook of Statistical Methods for Engineers and Scientists*. Second edition. New York: McGraw-Hill. Second edition.
- Shaw, E. M., Beven, K. J., Chappell, N. A., & Lamb, R. (2011). Chapter 12: Catchment Modelling (pp. 280-321). In *Hydrology in Practice*. Fourth edition. London: Spon Press.
- Singh, V. P. (1995). Chapter 1: Watershed Modeling (pp. 1-22). In *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, USA: Water Resources Publications.
- Sene, K. (2010). Chapter 4: Hydrological Forecasting (pp. 101-140). In *Hydro-meteorology. Forecasting and Applications*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Sugawara, M. (1992). Chapter 5: On the Weights of Precipitation Stations (pp. 59-74). In J. P. O'Kane (Ed.). *Advances in Theoretical Hydrology*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers.
- WMO (1971). Annexed III: Standard Tests of Significance to be Recommended in Routine Analysis of Climatic Fluctuations (pp. 58-71). In *Climatic Change*. Technical Note No. 79, WMO-No. 195. Secretariat of the WMO. Geneva: World Meteorological Organization.
- Yevjevich, V. (1972). Chapter 11: Correlation and Regression (pp. 232-276). In *Probability and Statistics in Hydrology*. Fort Collins, USA: Water Resources Publications.
- Zelen, M., & Severo, N. C. (1972). Chapter 26: Probability Functions (pp. 925-995). In M. Abramowitz & I. A. Stegun (Eds.). *Handbook of Mathematical Functions*. New York: Dover Publications, Inc.

Dirección del autor

Dr. Daniel Francisco Campos Aranda

Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Genaro Codina 240, Colonia Jardines del Estadio
78280 San Luis Potosí, San Luis Potosí, MÉXICO
campos_aranda@hotmail.com



Haga clic aquí para escribir al autor

DISCUSIÓN

Las notas o artículos técnicos se encuentran abiertos a discusión de acuerdo con los siguientes lineamientos:

- La discusión se escribirá en tercera persona.
- El redactor de la discusión deberá usar el término polemista cuando se refiera a él mismo y el término autor cuando se trate del responsable de la nota o artículo técnicos.
- La discusión deberá remitirse durante los doce meses posteriores al último día del trimestre en que se publicó el artículo o la nota técnicos.
- El periodo de discusión puede ser extendido mediante la solicitud por escrito del polemista.
- La discusión se presentará conforme a la *Guía para colaboradores* publicada en esta misma revista (se hará caso omiso de los datos referentes a la extensión, resumen y *abstract*). Además, contará con la cita bibliográfica de las notas o artículos técnicos aludidos.
- La extensión de la discusión ocupará como máximo cuatro páginas de la revista (aproximadamente diez cuartillas, incluyendo figuras y cuadros).
- Las figuras y los cuadros presentados por el polemista deberán marcarse progresivamente con números romanos y cuando se citen los realizados por el autor se habrá de respetar la numeración original.
- Los editores suprimirán los datos ajenos al objeto de la discusión.
- La discusión se rechazará si contiene temas tratados en otras fuentes, promueve intereses personales, está descuidadamente preparada, pone en controversia hechos ya establecidos, es puramente especulativa o es ajena a los propósitos de la revista.
- La discusión se publicará junto con los comentarios del autor o autores aludidos.
- La discusión se dirigirá al editor en jefe.



Cascada Puente de Dios, San Luis Potosí, México.

Foto: Isarain Chávez.

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 VESALES (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, hrrivas@tlaloc.imta.mx o a la licenciada Elizabeth Peña Montiel, elipena@tlaloc.imta.mx.

Política Editorial

Misión

Diffundir el conocimiento y los avances científicos y tecnológicos en materia de agua, a través de la publicación de artículos y notas técnicas inéditas, que brinden aportaciones originales.

Nuestros principios

- Imparcialidad.
- Objetividad.
- Honestidad.

Nuestros valores

- Conocimiento.
- Experiencia.
- Autoridad temática.

Contenido

Interdisciplinario, integrado con artículos y notas técnicas inéditas, relacionadas con el agua, derivadas de una investigación, que brinden aportaciones o innovaciones científicas y tecnológicas originales, que se desarrollen dentro del campo del conocimiento de diversas disciplinas.

Cobertura temática

Interdisciplinaria, relacionada con agua, con prioridad temática en los siguientes ámbitos de conocimiento:

- Agua y energía.
- Calidad del agua.
- Ciencias físicas, biológicas y químicas.
- Ciencias hidroagrícolas.
- Ciencias políticas y sociales.
- Desarrollo e innovación científica y tecnológica.
- Gestión del agua.
- Hidrología.
- Hidráulica.

Tipo de contribuciones

Artículo técnico: documento científico que trata y comunica por primera vez los resultados de una investigación o innovación exitosa, cuyas contribuciones aportan e incrementan el conocimiento actual en materia de agua.

Nota técnica: texto que trata avances en el campo de la ingeniería hidráulica y de la práctica profesional en materia de agua, sin que necesariamente se trate de una aportación original, aunque siempre deberá tratarse de un trabajo inédito.

Algunos trabajos sometidos al proceso de arbitraje pueden terminar publicándose como notas, o viceversa. Esto se hará bajo propuesta y un proceso de mutuo acuerdo entre los autores y el editor por tema responsable. Ambos tienen prácticamente la misma estructura (resumen, introducción, metodología, resultados, discusión, conclusiones, referencias).

Proceso de arbitraje

La revista se rige por un riguroso proceso de arbitraje, el cual establece que cada trabajo sea analizado separadamente por tres revisores, quienes recomiendan su aceptación, su aceptación con cambios menores, su aceptación con cambios mayores, su rechazo o su aceptación como nota técnica con los cambios necesarios.

Se buscará que al menos uno de los revisores sea de alguna institución del extranjero.

Los revisores no podrán pertenecer a la misma institución de los autores que proponen el artículo para publicación.

Cuando los dictámenes se contrapongan o resulten poco consistentes, se podrá optar por solicitar la intervención de otros revisores o de los miembros del Consejo Editorial.

En ocasiones se podrá decidir sobre la aprobación o no de un artículo con el dictamen de dos revisores, más la opinión del editor por tema correspondiente, o la del editor en jefe.

Un artículo rechazado no se admitirá para un nuevo proceso de revisión.

El proceso de arbitraje se desarrollará de tal manera que tanto los autores como los revisores no conozcan el nombre de su contraparte.

El proceso de arbitraje lo llevan a cabo especialistas y expertos de alto nivel, de reconocido prestigio nacional e internacional en su ámbito profesional, con la capacidad para evaluar, de manera confiable y expedita, tanto la calidad como las aportaciones originales como el grado de innovación científica y tecnológica del material que se somete para posible publicación.

Esta participación se considera una contribución profesional, que se realiza de manera honorífica.

Los árbitros cuentan con la "Guía para el revisor", que les proporciona la Coordinación Editorial de la revista.

Dictamen final

El dictamen derivado del proceso de arbitraje es inapelable.

Autores

Se publican trabajos de autores de cualquier nacionalidad que presenten sus contribuciones en español; sin embargo, también aceptamos trabajos que remitan en español o inglés.

Responsabilidad de los autores

La propuesta de un trabajo compromete a su autor a no someterlo simultáneamente a la consideración de otras publicaciones. En caso de que el artículo haya sido entregado a otro medio para su eventual publicación, se compromete a hacerlo del conocimiento de la Coordinación Editorial, que suspenderá el proceso de arbitraje e informará al Consejo Editorial sobre la decisión tomada por los autores.

Los colaboradores, cuyos artículos hayan sido aceptados, cederán formalmente los derechos de autor a **Tecnología y Ciencias del Agua**.

La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde a los autores.

El autor es responsable de la calidad del español que utilice. Si su redacción es deficiente, se rechazará su contribución. **Tecnología y Ciencias del Agua** sólo se hará cargo del cuidado editorial.

El autor se compromete a realizar los ajustes que sean señalados por el editor temático en el tiempo fijado por éste; en caso de incumplimiento, el artículo será retirado del proceso de dictaminación y será calificado como rechazado.

El autor deberá estar atento para resolver las dudas y propuestas que presenten el editor y el coordinador editorial.

Cada autor deberá aprobar las pruebas finales de imprenta de sus textos.

Se sugiere revisar la "Guía para colaboradores".

Lectores

Académicos, investigadores, especialistas y profesionales interesados en el análisis, investigación y búsqueda del conocimiento y soluciones de problemas relacionados con el agua.

Recepción de trabajos

La recepción de artículos y notas es permanente.

Periodicidad

Edición bimestral. Aparecerá en el segundo mes del bimestre.

Suscripción y distribución

La revista se distribuye por medio de suscripciones pagadas y honorarias.

Acceso abierto

Tecnología y Ciencias del Agua, antes *Ingeniería hidráulica en México*, permite consultar en su versión digital todo el material publicado desde 1985.

Ediciones especiales y números extraordinarios

Tecnología y Ciencias del Agua podrá publicar números especiales por sí misma o en colaboración con otras revistas, asociaciones profesionales o casas editoriales de reconocido prestigio relacionadas con el recurso agua.

De la misma manera, podrá publicar artículos por invitación, en reconocimiento a la trayectoria profesional de destacados investigadores.

En ambos casos se cuidará la calidad de los contenidos técnicos y las aportaciones científicas.

Tecnología y Ciencias del Agua está registrada en los siguientes índices y resúmenes (abstracts) nacionales e internacionales:

• Thomson Reuters Science Citation Index® (ISI) • Expanded Thomson Reuters Research Alert® (ISI) • *Índice de revistas mexicanas de investigación científica y tecnológica* del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) (2013-2018) • Sistema de Información Científica Redalyc (Red de Revistas Científicas de América Latina y El Caribe, España y Portugal), Universidad Autónoma del Estado de México • EBSCO (Fuente Académica Premier NISC; Geosystems, como Marine, Oceanographic and Freshwater Resources) • ProQuest (Cambridge Scientific Abstracts) • Elsevier (Fluid Abstracts: Process Engineering; Fluid Abstracts: Civil Engineering) • CAB Abstracts, CAB International • Latindex (Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal), Universidad Nacional Autónoma de México • Periódica (Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias), Universidad Nacional Autónoma de México • Catálogo Hela (Hemeroteca Latinoamericana), Universidad Nacional Autónoma de México • Actualidad Iberoamericana, CIT-III, Instituto Iberoamericano de Información en Ciencia y Tecnología.

Otras fuentes

También puede encontrarse su acervo en *Google académico*.



Artículos técnicos

Evaluación de fórmulas de transporte de fondo en un río de gravas

acorazado
Raúl López
Damià Vericat
Ramon J. Batalla

Remoción de mercurio, cromo y plomo por humedales artificiales
inoculados con cepas tolerantes

Leonel E. Amábilis-Sosa
Christina Siebe
Gabriela Moeller-Chávez
María del Carmen Durán-Domínguez-De-Bazúa

Evaluación de fuentes de materia orgánica fecal como inóculo
en la producción de metano

Olivia García-Galindo
Aurelio Pedroza-Sandoval
José Antonio Chávez-Rivero
Ricardo Trejo-Calzada
Ignacio Sánchez-Cohen

Superficie de respuesta aplicada al tratamiento de aguas residuales
acoplando DSA y fotocatalisis

Eloy Isarain-Chávez
Saray Ramírez-Martínez
María Maldonado-Vega
Juliette Lambert
Juan M. Peralta-Hernández
Ulises Morales-Ortiz

Salinidad cuantitativa y cualitativa del sistema hidrográfico
Santa María-Río Verde, México

David Vinicio Carrera-Villacrés
Tania Crisanto-Perrazo
Héctor Ortega-Escobar
Jazmín Ramírez-García
David Espinosa-Victoria
Carlos Ramírez-Ayala
Víctor Ruiz-Vera
Martha Velázquez-Machuca
Edgar Sánchez-Bernal

Optimización en el diseño de lagunas de estabilización con
programación no lineal

Facundo Cortés-Martínez
Alejandro Treviño-Cansino
María Aracelia Alcorta-García
Agustín Sáenz-López
José Luis González-Barrios

Regreso a Dublín: ¿gestionan las comunidades tradicionales el agua
como recurso económico?

José Antonio Batista-Medina

Notas técnicas

Estimación del escurrimiento mensual en climas húmedos con base
en modelos de regresión

Daniel Francisco Campos-Aranda

Discusión

Guía para colaboradores

Technical articles

Assessment of Bed Load Transport Formula for an Armoured

Gravel-Bed River
Raúl López
Damià Vericat
Ramon J. Batalla

Mercury, Chromium and Lead Removal Using Constructed Wetlands

Inoculated with Tolerant Strains
Leonel E. Amábilis-Sosa
Christina Siebe
Gabriela Moeller-Chávez
María del Carmen Durán-Domínguez-De-Bazúa

Evaluation of Different Sources of Organic Fecal Matter as Inoculum

for Methane Production
Olivia García-Galindo
Aurelio Pedroza-Sandoval
José Antonio Chávez-Rivero
Ricardo Trejo-Calzada
Ignacio Sánchez-Cohen

Response Surface Applied to the Treatment of Wastewater with the

Coupling of DSA and Photocatalysis
Eloy Isarain-Chávez
Saray Ramírez-Martínez
María Maldonado-Vega
Juliette Lambert
Juan M. Peralta-Hernández
Ulises Morales-Ortiz

Qualitative and Quantitative Salinity of the Santa María-Verde River

Hydrographic System, Mexico
David Vinicio Carrera-Villacrés
Tania Crisanto-Perrazo
Héctor Ortega-Escobar
Jazmín Ramírez-García
David Espinosa-Victoria
Carlos Ramírez-Ayala
Víctor Ruiz-Vera
Martha Velázquez-Machuca
Edgar Sánchez-Bernal

Design Optimization for Stabilization Ponds Using Non-Linear

Programming
Facundo Cortés-Martínez
Alejandro Treviño-Cansino
María Aracelia Alcorta-García
Agustín Sáenz-López
José Luis González-Barrios

Return to Dublin: Do Traditional Communities Manage Water as an

Economic Resource?
José Antonio Batista-Medina

Technical notes

Estimation of Monthly Runoff in Humid Climates Using Regression

Models
Daniel Francisco Campos-Aranda

Discussion

Contributor's guide

