ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua

Laguna de Coatetelco, Coatetelco, Morelos, México. Foto: Indira Franco Salazar.

Vol. 13, núm. 6, noviembre-diciembre de 2022

Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

Dr. Adrián Pedrozo Acuña
Director General
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Jefe
Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez
Consultor Independiente, México

Editor en Agua y Energía
Dr. Rodolfo Alvarado Montero
Consultor independiente, Holanda

Editora en Calidad del Agua
Dra. Julia Elena Prince Flores
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Tratamiento del Agua
Dr. Miguel Ángel López Zavala
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Ciencias Hidroagrícolas
Dr. Jaime Garatuza Payán
Instituto Tecnológico de Sonora, México

Editora en Ciencias Sociales
Dra. María Luisa Torregrosa y Armentia
FLACSO, México

Editor en Gestión del Agua
Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Hidráulica
Dr. Martín Dagoberto Mundo Molina
Universidad Autónoma de Chiapas, México

Editora en Hidrología Subterránea
Dra. Graciela Herrera Zamarrón
Universidad Nacional Autónoma de México

Editor en Hidrología Superficial
Dr. Martín Alfonso Gutiérrez López
Universidad Autónoma del Estado de Querétaro, México

Editor en Innovación Científica y Tecnológica
Dr. Salvador Peña Haro
Photrack AG, Suiza

Secretario Técnico
Mtro. Alberto Rojas Rueda
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Coordinadora editorial
M.I.D. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Coordinación Editorial
Seguimiento del proceso de arbitraje: Elizabeth Peña Montiel, Josefa Figueroa Miranda y Luis Aviles Rios
Marcación y XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez
Webmaster: Claudia Patricia Martínez Salgado

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. 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. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, EUA • **Dr. Cleverson Vitório Andreoli**, Centro Universitario Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A . Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schneir**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, EUA • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de Reserche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Ing. Héctor Garduño Velasco**, consultor, México • **M.I. Horacio Rubio Gutiérrez**, 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, Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **Dr. José D. Salas**, University of Colorado, EUA • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. José Luis Pimentel Equihua**, Colegio de Postgraduados, México • **José María Gómez Espín**, Universidad de Murcia, España • **M.C. Juan Andrés Martínez Álvarez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Juan B. Valdes**, The University of Arizona, EUA • **Dr. Juan Pedro Martín Vide**, Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa Zevallos**, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidad de Do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaíno**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Escontria**, consultor • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **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, EUA • **Dr. Moisés Berezowsky Verduzco**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Omar A. Miranda**, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dr. Oscar L. Palacios Vélez**, Colegio de Postgraduados • **Dra. Natalia Uribe Pando**, Water Lex, Suiza • **Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández**, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, México • **Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Rafael Val Segura**, Sistema de Aguas de la Ciudad de México • **Dr. Rafael Pardo Gómez**, Instituto Superior Politécnico • **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**, consultor • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •

©*TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA*, vol. 13, núm. 6, noviembre-diciembre de 2022, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293670 o 3293600, extensiones 474 y 342, fax: + (52) (777) 3293670. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2021-080623573500-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Número de Certificado de Licitud de Título y Contenido 16200. La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde exclusivamente a los autores y no necesariamente refleja la postura del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Derechos reservados. Se permite la reproducción total o parcial, siempre y cuando se mencione esta fuente y se envíe a esta redacción un ejemplar de la publicación.

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

Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Cinética de descontaminación de aguas de curtiembre utilizando biofloculantes
Rita Jaqueline Cabello-Torres
Lisveth Flores del Pino
Mónica del Pilar Salcedo
Maria Cecilia Alegría-Arnedo
Maribel Rodriguez-Rodriguez
Lorgio Valdiviezo-Gonzales

Estudio experimental y simulación dinámica de la adsorciónde Cd+2 y Pb+2 utilizando cáscara de cacao en columna de lecho fijo
Mayra Vera
Sonia Astudillo
Diego M. Juela

Tratamiento primario y ozonización de aguas residuales modelo de la producción de cápsulas blandas
Eliet Veliz
Mayra Bataller
Niubis Ortega
Dayana Gil

Dimensionamiento óptimo de tanques de sistemas de captación de agua de lluvia para uso doméstico
Gabriela Álvarez-Olguín
Corina Cisneros-Cisneros
Fidencio Sustaita-Rivera
René Morales-Luis
Iliana Herrera-Arellano

Comparison of evaporation estimates from the REEM and EEFlux models in a shallow water body. Case: Bustillos Lake, Chihuahua, Mexico
Hugo Rojas-Villalobos
Zohrab Samani
Christopher Brown
Luis Alatorre-Cejudo
Blair Stringam
Víctor Salas-Aguilar

Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Decontamination kinetics of tannery waters using bioflocculants 1
Rita Jaqueline Cabello-Torres
Lisveth Flores del Pino
Mónica del Pilar Salcedo
Maria Cecilia Alegría-Arnedo
Maribel Rodriguez-Rodriguez
Lorgio Valdiviezo-Gonzales

Experimental study and dynamic simulation of the adsorption of Cd+2 and Pb+2 using the cocoa shell in a fixed-bed column 56
Mayra Vera
Sonia Astudillo
Diego M. Juela

Primary treatment and ozonation of model wastewater from the production of soft capsules 98
Eliet Veliz
Mayra Bataller
Niubis Ortega
Dayana Gil

Optimal sizing of rainwater harvesting tanks for domestic use 166
Gabriela Álvarez-Olguín
Corina Cisneros-Cisneros
Fidencio Sustaita-Rivera
René Morales-Luis
Iliana Herrera-Arellano

Comparación de estimaciones de modelos de evaporación REEM y EEFlux en cuerpos de agua someros. Caso: laguna de Bustillos, Chihuahua, México 209
Hugo Rojas-Villalobos
Zohrab Samani
Christopher Brown
Luis Alatorre-Cejudo
Blair Stringam
Víctor Salas-Aguilar

Shoreline analysis and erosion risk assessment of a coastal strip subjected to high anthropogenic pressure	*Análisis de la línea de costa y evaluación del riesgo de erosión de una franja costera sometida a alta presión antrópica*	249
Yedid Zambrano-Medina	Yedid Zambrano-Medina	
Cuauhtémoc Franco-Ochoa	Cuauhtémoc Franco-Ochoa	
Wenseslao Plata-Rocha	Wenseslao Plata-Rocha	
Fernando García-Páez	Fernando García-Páez	
Miguel Montoya-Rodríguez	Miguel Montoya-Rodríguez	
Edgar Mendoza-Baldwin	Edgar Mendoza-Baldwin	
Metodología para la parametrización y modelación hidrológica semidistribuida de gastos máximos horarios y su traslado a sitios de aprovechamiento hidráulico	*Methodology for the parametrization and semi-distributed hydrological modeling of instantaneous peak flow and their translation to hydraulic exploitation sites*	301
Victor Morales-Méndez	Victor Morales-Méndez	
Carlos Jesahel Vega-Gómez	Carlos Jesahel Vega-Gómez	
Álvaro Alberto Aldama-Rodríguez	Álvaro Alberto Aldama-Rodríguez	
Beatriz Castillo-Téllez	Beatriz Castillo-Téllez	
Prácticas locales ante inundaciones urbanas en la ciudad de San Luis Potosí	*Local strategies to cope with urban flooding in the city of San Luis Potosí*	352
Edgar Talledos-Sánchez	Edgar Talledos-Sánchez	
Juan Alberto Velázquez-Zapata	Juan Alberto Velázquez-Zapata	
Assessment of the tsunami hazard on the Algerian coast: Scenario study of a tsunami generated by an earthquake on the Bay of Algiers	*Evaluación del peligro de tsunami en la costa argelina: estudio de escenario de un tsunami generado por un terremoto en la bahía de Argel*	408
Mostefa Snoussi	Mostefa Snoussi	
Mustapha Kamel Mihoubi	Mustapha Kamel Mihoubi	
Un enfoque de balance hídrico para la gestión sostenible en el acuífero de San Salvador	*A water balance approach to the sustainable management in the San Salvador Aquifer*	453
Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón	Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón	
Jaime Garfias	Jaime Garfias	
Richard Martel	Richard Martel	
Javier Salas-García	Javier Salas-García	
Aplicación de la distribución GVE bivariada en el análisis de frecuencias conjunto de crecientes	*Application of the bivariate GEV distribution in the joint flood frequency analysis*	534
Daniel Francisco Campos-Aranda	Daniel Francisco Campos-Aranda	

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Artículos

Cinética de descontaminación de aguas de curtiembre utilizando biofloculantes

Decontamination kinetics of tannery waters using bioflocculants

Rita Jaqueline Cabello-Torres[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-9965-9678

Lisveth Flores del Pino[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8478-680X

Mónica del Pilar Salcedo[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9402-692X

María Cecilia Alegría-Arnedo[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-1110-2988

Maribel Rodriguez-Rodriguez[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-3290-8035

Lorgio Valdiviezo-Gonzales[6], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8200-4640

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[1]Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Universidad Cesar Vallejo, San Juan de Lurigancho, Lima, Perú, rcabello@ucv.edu.pe, rcabellot@hotmail.com

[2]Centro de Investigación en Química, Toxicología y Biotecnología Ambiental, Universidad Nacional Agraria La Molina, La Molina, Lima, Perú, lisveth@lamolina.edu.pe

[3]Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Universidad Cesar Vallejo, San Juan de Lurigancho, Lima, Perú, pilarsc1096@gmail.com

[4]Facultad de Ciencias, Departamento Académico de Química, Universidad Nacional Agraria La Molina, La Molina, Lima, Perú, calegria@lamolina.edu.pe

[5]Oficina de Investigación, Universidad Cesar Vallejo, San Juan de Lurigancho, Lima, Perú, m.rodrir@gmail.com

[6]Universidad Tecnológica del Perú, Facultad de Ingeniería Mecánica e Industrial, Lima, Perú, lvaldiviez@utp.edu.pe

Autora para correspondencia: Rita Jaqueline Cabello-Torres, rcabello@ucv.edu.pe, rcabellot@hotmail.com

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Resumen

En esta investigación se evaluó la cinética de reducción de la turbidez inicial (1455 UNT) de aguas residuales de una industria curtiembre mediante la aplicación de biofloculantes directos elaborados a partir del alga *Chondracanthus chamissoi* (alginato) y de las mudas del crustáceo *Emerita analoga* (quitosano). Se recolecto el material biológico precursor en las playas de Lima, Perú, a partir de este material; se produjo ácido algínico fibroso y posteriormente alginato de sodio. Se usaron los procesos de desmineralización, desproteinización y posterior desacetilación para obtener el quitosano a partir de las mudas del crustáceo. Se evaluó el efecto del pH, la dosis de los biofloculantes, el tiempo de equilibrio del proceso. Además, se determinó el orden cinético de la velocidad de floculación mediante la prueba de jarras. Los resultados indicaron una remoción de la turbidez superior al 99 % dentro de los primeros 30 minutos para dosis de 0.2 a 2 g/l de floculantes y pH ácido (igual a 4); no se registraron diferencias significativas a distintos valores de pH (4-12) y dosis (0.2 a 2 g/l). El ajuste lineal entre el tiempo de floculación y la turbidez generó ecuaciones cinéticas significativas de primer orden para ambos floculantes con constantes de velocidad k_1 del orden de 10^{-4} (1/NUT.min) y tiempos de reducción de la mitad de material particulado (vida media: $\tau_{1/2}$) inferiores a los 10 minutos. Esto se puede considerar como un criterio para medir la eficiencia del proceso de floculación directa en el tratamiento de aguas industriales de curtiembre.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Palabras clave: ley de la velocidad, quitosano de *Emerita analoga*, alginato de *Chondracanthus chamissoi,* tiempo de vida media, remoción de la turbidez.

Abstract

In this research, the kinetics of the reduction of the initial turbidity (1455 NTU) of wastewater from a tannery industry was evaluated by applying direct bioflocculants prepared from the algae *Chondracanthus chamissoi* (alginate) and the molts of the crustacean *Emerita analoga* (chitosan). The biological precursor material was collected on Lima, Peru's beaches; from this material, fibrous alginic acid was produced, and later sodium alginate. The processes of demineralization, deproteinization, and subsequent deacetylation were used to obtain chitosan from crustacean molts. The effect of pH, the doses of bioflocculants, and the equilibrium time of the process were evaluated. In addition, the kinetic order of the flocculation rate was determined using the jar test. The results indicated a turbidity removal of more than 99 % within the first 30 minutes for doses of 0.2 to 2 g/l of flocculants and acid pH (equal to 4); no significant differences were recorded at different pH values (4-12) and doses (0.2 to 2 g/l). The linear adjustment between flocculation time and turbidity generated significant first-order kinetic equations for both flocculants with rate constants k1 of the order of 10^{-4} (1/NUT.min) and reduction times of half of particulate matter (average life: $\tau_{1/2}$) less than 10 minutes. This

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

can be considered as a criterion to measure the efficiency of the direct flocculation process in the treatment of tannery industrial waters.

Keywords: Rate Law, chitosan of *Emerita analoga*, alginate of *Chondracanthus chamissoi*, reaction half-life, turbidity removal.

Recibido: 04/02/2020

Aceptado: 13/08/2021

Introducción

La industria de la curtiembre resulta ser una importante fuente de contaminación ambiental que emite sus descargas muchas veces sin el menor tratamiento, especialmente en países en desarrollo; su vertido final atenta contra la calidad de los recursos hídricos, disminuyendo su disponibilidad ante una creciente demanda poblacional (Doumic *et al*., 2015).

La composición de los efluentes está ligada a un contenido elevado de material orgánico, demanda química de oxígeno–DQO que puede

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

superar 10 000 mg/l (Mageshkumar & Karthikeyan, 2015; Doble & Kumar, 2005) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5 de 700 a 2 400 mg/l). También se han registrado altos niveles de salinidad, sólidos disueltos, valores extremos de pH (de 3.8 a 8.18, según Chowdhury, Mostafa, Biswas, Mandal, & Saha, 2015) y alto contenido de sólidos en suspensión (1 168 mg/l; Siraj *et al*., 2012); su mezcla se traduce en una elevada turbidez final. Aunque se practican diversas técnicas fisicoquímicas para el tratamiento de estos residuos siempre se buscan metodologías más rentables (Nwabanne, Oguegbu, & Agu, 2018). Los tratamientos abarcan desde procesos de oxidación avanzada, ósmosis inversa, electroquímica, adsorción y coagulación, entre otros; la particularidad de los procesos limita la eliminación total no solo de agentes inorgánicos sino también orgánicos. En las aguas residuales se encuentran sustancias coloidales o particuladas que no logran sedimentar, ya que las fuerzas gravitatorias resultan menores por el tamaño de las partículas debido a la existencia de las fuerzas de repulsión entre ellas (Mageshkumar & Karthikeyan, 2015).

Entre los métodos de gran éxito por su simplicidad, menor costo y eficiencia, se cuenta a la coagulación y floculación, pues no se requieren aparatos sofisticados para la eliminación de partículas solubles, coloides y material suspendido, de tal forma que la agregación de partículas define su sedimentación. El uso de los coagulantes químicos convencionales, como el sulfato de aluminio o cloruro férrico, ha permitido eliminar los agentes tóxicos, incluyendo el color de las aguas residuales, de manera

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

exitosa (Oladoja, 2015). Esta metodología ha sido empleada también en la etapa de pretratamiento de aguas residuales (Gilpavas, Arbeláez-Castaño, Medina-Arroyave, & Gómez-Atehortua, 2018).

Hoy en día se usan coagulantes poliméricos sintéticos y de tipo natural para reducir la carga contaminante observada como turbidez. De acuerdo con Nwabanne *et al*. (2018), la aplicación de coagulantes naturales elaborados a partir de vegetales, de algas o exoesqueletos, caparazones de moluscos o crustáceos, representan un tratamiento "verde" de gran potencial para desestabilizar los coloides (Alba & Kontogiorgos, 2018; Matter *et al*., 2019). Por ejemplo, los esqueletos de crustáceos y valvas contienen biopolímeros de carbohidratos que brindan coagulantes como el quitosano, derivado de la quitina (Menkiti, Nnaji, & Onukwuli, 2009); las algas contienen precursores de alginatos, y diversas plantas poseen componentes derivados que se suelen aplicar como coadyuvantes naturales de coagulación (Lozano-Rivas, 2012).

Uno de los coagulantes más aplicados es el quitosano, Roussy, Vooren, Dempsey y Guibal (2005) estudiaron la influencia de quitosano de distintos pesos moleculares y de distintos grados de desacetilación (DD) para coagular y flocular suspensiones de bentonita (5 g/l) en agua desmineralizada (DW) y en agua de grifo (TW) sometidos a valores de pH entre 5 y 7. Los resultados señalaron que dosis de quitosano menores a 0.10 mg/l removieron más del 95 % de la turbidez de TW o DW, mientras que la disminución de la turbidez obedeció a la cinética de primer orden. Por otro lado, Takahashi, Imai y Suzuki (2005) eliminaron p-quinona de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

una fase acuosa usando quitosano de diferentes pesos moleculares y de distinto grado de desacetilación (DD). Los resultados indicaron que en soluciones con pHs básicos, el quitosano resultó más efectivo, pues se eliminó entre el 83.1 y 88.6 % del contaminante. Asimismo, Ariffin, Tan y Zainon (2009) trataron aguas residuales de la industria textil, aplicando el proceso de coagulación y floculación, y encontraron condiciones óptimas de remoción, usando 30 mg/l de quitosano, a un pH de 4 y con un tiempo de mezcla de 20 minutos (250 rpm por 1 minuto y 30 rpm a 20 minutos). Así, ellos lograron una reducción del 72.5 % de la demanda química de oxígeno (DQO) y una remoción del 94.9 % de la turbidez.

En la última década, Li, Jiao, Zhong, Pan y Ma (2013) evaluaron la eficacia de quitosano preparado bajo distintos pesos moleculares y grados de desacetilación (DD), para coagular-flocular suspensiones de caolinita con agua desmineralizada (DW) y con agua de grifo (TW). Los resultados no indicaron efectos significativos del pH (3-9), pero sí el uso de una mayor dosis de quitosano para valores elevados de la turbidez inicial, logrando remociones del 54.6 al 95.2 %. También Al-Manhel, Al-Hilphy y Niamah (2016) estudiaron el efecto de distintas dosis de quitosano (de 0 a 1/100 ml) elaborados de la caparazón de camarón sobre parámetros fisicoquímicos, como la turbidez, conductividad eléctrica (CE), TDS y pH de una muestra de agua residual, logrando remociones del 50.5 % (turbidez), 27.2 % (CE) y 48.23 % (TDS) para cada parámetro, y estableciendo una relación lineal entre la concentración del quitosano con cada parámetro.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Respecto al uso de alginato, Vijayaraghavan y Shanthakumar (2018) eliminaron el 96.8 % del tinte negro ácido desde aguas residuales textiles, usando 40 mg/l de alginato y 6 g/l de calcio (pH = 4.2), con una sedimentación de 30 minutos. También estudiaron la cinética de la coagulación-floculación cuyo resultado correspondió a un modelo de segundo orden. Asimismo, Banerjeea, Tiwade, Sambhav, Banerjee y Bhaumik (2019) estudiaron la cinética de absorción y adsorción de nutrientes, de las aguas residuales aplicando distintas dosis de perlas de alginato (AIMS), preparadas con perlas de Ca-alginato, reposadas en una suspensión de algas, y solidificadas en una solución de $CaCl_2$; elaboraron a su vez un blanco de alginato BABS sin usar la suspensión de algas. Llegaron a la conclusión de que una dosis de alginato AIMS y BABS al 3 % resultaba óptima para eliminar el contaminante.

Otros estudios cinéticos fueron reportados por Menkiti *et al*. (2009), quienes estudiaron el rendimiento de coagulación-floculación de un sistema líquido usando el derivado de la quitina preparado a partir de la cáscara del crustáceo bígaro (PSC). Se aplicó a las aguas residuales de lavado de carbón y se determinó el orden cinético (α), la constante de velocidad (K), y tiempo de coagulación para la desaparición de la mitad del contaminante ($\tau_{1/2}$), entre otros parámetros, logrando reducir los sólidos suspendidos totales dentro de los cinco primeros minutos.

Los estudios cinéticos se han venido realizando con distintos materiales naturales, por ejemplo, Okolo, Nnaji, Menkiti, Ugonabo y Onukwuli (2014) establecieron modelos cinéticos de coagulación-

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

floculación usando *Xanthosoma spp*. para tratar las aguas residuales de cervecería, y dos años más tarde, Okolo, Nnaji y Onukwuli (2016) estudiaron la cinética de coagulación-floculación de las partículas suspendidas (N) usando el polvo de semillas de *Detarium microcarpum.* En esta oportunidad, los investigadores determinaron la constante de velocidad (K_{11}), graficando $1/(\sqrt{N})$ frente al tiempo; hallaron el tiempo de coagulación $\tau_{1/2}$ y la constante de coagulación rápida (K_R) para adecuar las variables del proceso y predecir de manera óptima la clarificación del efluente.

En 2015, Nnaji *et al*. estudiaron la cinética de coagulación-floculación de un coagulante elaborado del caparazón de caracol pulverizado (PSSC) sometido a distintos pH y dosis para remover la turbidez de las aguas residuales de una cantera; determinaron la constante de velocidad (K_{11}) y tiempo medio de coagulación ($\tau_{1/2}$), entre otros parámetros. Reportaron además un pH óptimo de 6, con una dosis de 800 mg/l de PSSC para lograr una remoción óptima de 98.5 % de la turbidez con tiempos $\tau_{1/2}$ entre 13.8 y 972 minutos. Asimismo, Menkiti, Sekeran, Ugonabo, Menkiti y Onukwuli (2015) optimizaron la cinética de la coagulación-floculación de las aguas residuales de una cervecería usando el coagulante derivado de quitina (CDC) para eliminar las partículas en suspensión y disueltas (SDP) del efluente; condiciones óptimas se alcanzaron a pH 5.5, dosis de 100 mg/l y 26.4 minutos. En condiciones óptimas, los SDP tienen una reducción del 98.18 %, con una constante de velocidad de segundo orden.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

La turbidez y su relación con los coloides y material suspendido en medio líquido

Los coloides o suspensiones coloidales en las aguas residuales son un conjunto de partículas combinadas que se suspenden en una fase continua; poseen dimensiones tan pequeñas del orden de 1 nm a 1 mm, y generan una opalescencia o turbidez en el medio líquido (Bajpai, 2018). Existe una gama muy amplia sobre la naturaleza de los coloides y material suspendido, conformado por grupos inorgánicos (partículas minerales) y orgánicos (polímeros catiónicos o aniónicos); las cargas positivas o negativas resultan críticas. Además, la influencia del potencial de iones hidrónio (pH) y la temperatura juegan un rol crucial en el comportamiento del material particulado porque determinan su estabilidad en la solución causando la turbidez (Katzourakis & Chrysikopoulos, 2019). Asimismo, estos grupos suelen formar micelas que aglomeran alrededor de 20 a 100 moléculas hidrófobas (no polares) o hidrofílicas (polares) (Bajpai, 2018).

Así, esta reducción de la transparencia de un líquido conocida como turbidez origina la dispersión de la luz que incide sobre el material coloidal suspendido en el líquido; este fenómeno se explica a través de la ley de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Lambert-Beer, Ecuación (1) (Acebo-González & Hernández-García, 2013; Mäntele & Deniz, 2017):

$$I = I_o e^{-\varepsilon c d} \quad (1)$$

Donde I representa la intensidad final; I_o es la intensidad inicial que absorbe el medio o el líquido de prueba, ε es la absortividad molar; c representa la concentración del material dispersante de la luz, y d es la longitud del paso óptico de la muestra; entonces se puede inferir que la turbidez se relaciona con la concentración del material particulado suspendido que difracciona la luz; en este contexto se pueden relacionar ambos parámetros mediante la ley de la conservación de la turbidez descrita por Walski, Minnich, Sherman, Strause y Whitman (2017) mediante una relación lineal entre ambos parámetros (Ecuación (2)):

$$\boldsymbol{C = f\ (T)} \quad (2)$$

Donde C representa la concentración del material particulado expresado en unidades de mg/l y T es la turbidez expresada en unidades nefelométricas de turbidez (UNT). Diversos autores han correlacionado el contenido de material suspendido contra la turbidez (Al-Sameraiy, 2012), de tal manera que las unidades de UNT pueden reemplazar a las unidades

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

de concentración (mg/l) y su medición podría usarse como un parámetro de control de la calidad de los efluentes, disminuyendo no solo el tiempo de análisis sino también los costos operativos (Mucha & Kułakowski, 2016).

Coagulación-floculación y floculación directa

Una forma de eliminar los sólidos suspendidos en las aguas residuales es aplicando el método de coagulación-floculación. La coagulación es un proceso fisicoquímico que produce la desestabilización de coloides mediante la aplicación de sales metálicas $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, entre otros agentes que tienen la propiedad de atraer partículas de cargas negativas para formar aglomerados muy pequeños, pero densos. La floculación, en cambio, está dada por polímeros que presentan puentes enlazantes o que actúan como donadores de electrones, disminuyen la compresión de la doble capa o neutralizan las cargas, produciendo flóculos más grandes que se separan de la solución y completan el proceso de sedimentación (Wang, Huang, Yang, Liu, & Liu, 2019; Mageshkumar & Karthikeyan, 2015; Jadhav & Mahajan, 2013). De este modo, la aplicación de coagulantes-floculantes logra distintas eficiencias dependiendo de la

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

naturaleza del agua residual, su pH, conductividad eléctrica y tipo de contaminantes, entre otros factores.

La floculación directa consiste en aplicar el floculante de manera directa sin necesidad del uso previo de un coagulante, así la separación de sólidos en suspensión se realiza en menor tiempo, usando polímeros catiónicos de alto peso molecular para neutralizar las cargas negativas de las partículas coloidales, o unir tales partículas desestabilizadas y aglomeradas. Se forman flóculos mediante puentes muy densos y comprimidos que producen una menor cantidad de lodos, los cuales tienen la ventaja de ser fácilmente tratados por métodos biológicos (Lee, Robinson, & Chong, 2014).

Biofloculantes directos

Son polímeros producidos a partir de recursos naturales renovables, como las plantas, algas, caparazones de crustáceos; estos materiales actúan como contra-iones, neutralizando las cargas opuestas de los coloides o cualquier partícula con carga y gran estructura molecular, incluyendo diversos grupos funcionales; también disminuyen el potencial zeta y la doble capa electrónica de las partículas, especialmente en efluentes

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

orgánicos como la industria textil y la alimentaria (Chong, 2012). Entre los materiales más usados se cuenta con el alginato y el quitosano, cuya estructura molecular se representa en la Figura 1.

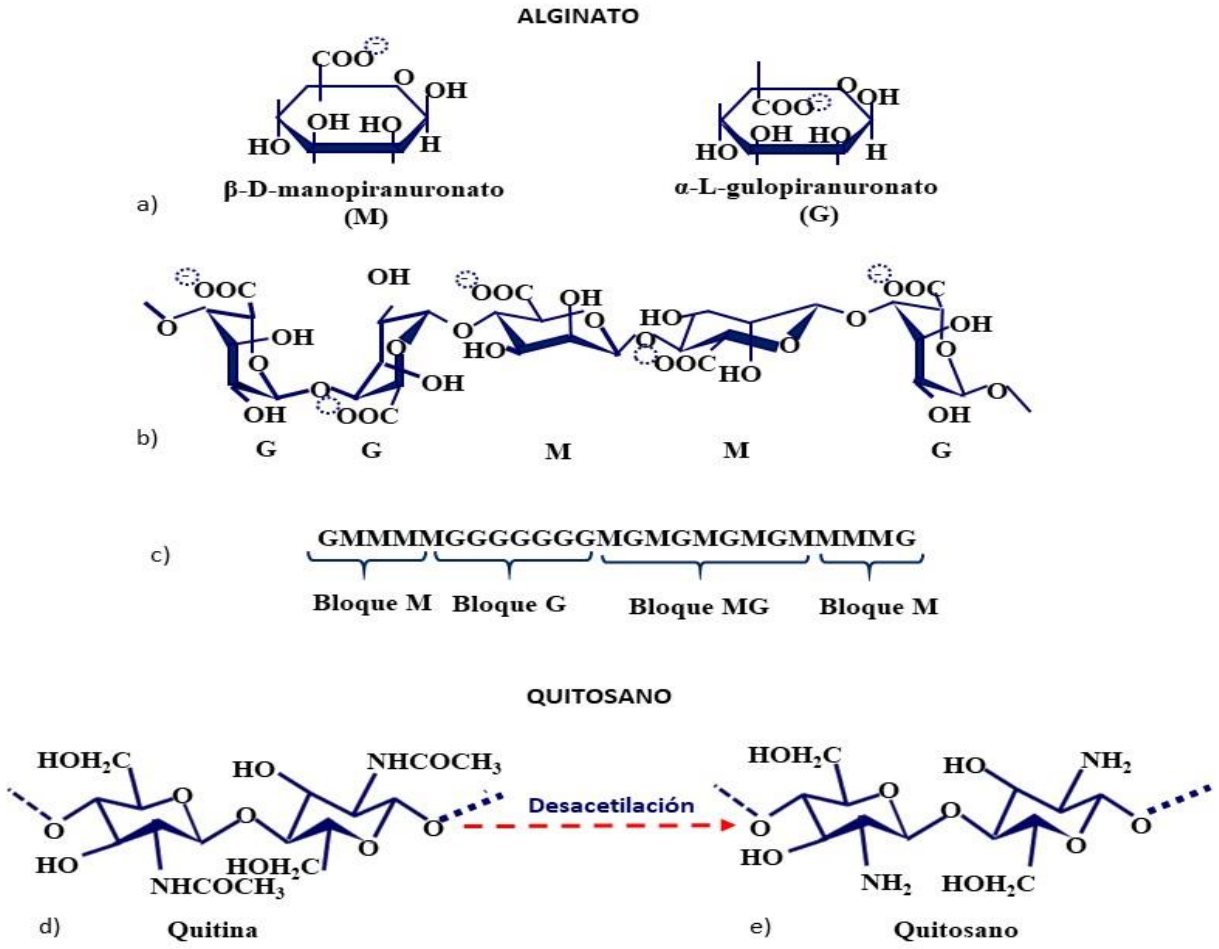


Figura 1. Estructura molecular del alginato: a) unidades básicas de ácido α-L-gulurónico (G), β-D-manurónico (M); b) bloques de los ácidos

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

básicos; c) secuencias alternas de los bloques MG; d) estructura molecular del quitosano quitina, y e) quitosano.

Alginato de sodio

Los alginatos son polisacáridos lineales y se producen en tres etapas: la primera, a partir del extracto de algas en forma de sales alcalinas; en la segunda, el sobrenadante es sometido a una reacción con una sal de calcio produciendo alginato de calcio insoluble; en la tercera etapa se disuelve en ácido formando ácido algínico, que luego es tratado con alcohol etílico para formar el alginato de sodio en forma de pasta (Hernández-Carmona *et al*., 2012).

Este biopolímero ha revelado una alta propiedad de floculación, mayor al 90 % de eliminación de color y 80 % de reducción en la demanda química de oxígeno-DQO (Lee *et al*., 2014). Posee una estructura compleja, pues la molécula está conformada por dos estructuras ácidas, como β-D-manurónico y α–L–gulurónico, conforme muestran las Figuras 1a, 1b y 1c. Ambas moléculas se encuentran enlazadas por estructuras glucosídicas (1–4), a través de segmentos: D–manurónico (M), L–

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

gulurónico (G); y de sus conjugaciones: MM, GG y MG (Hernández-Carmona *et al*., 2012). De acuerdo con Kıvılcımdan, Ertesvåg y Sanin (2016), la mayor o menor proporción de estos ácidos define la eficiencia de la floculación; una mayor presencia del grupo gulurónico resultaría ser más eficiente en el proceso de eliminación de la turbidez.

Quitosano

El quitosano es un biopolímero que posee grupos funcionales aminos libres en su superficie; es muy aplicado por su bajo costo para tratar aguas residuales debido a la formación de geles con los agentes contaminantes (Siraj *et al*., 2012). Se produce por desacetilación de la quitina extraída desde las valvas o caparazones ricos en estos componentes. La Figura 1d muestra los grupos amino activos ($-NH_2$) del quitosano, que pueden protonarse (H^+) en agua ante la presencia de un polielectrolito catiónico; la molécula genera una atracción estática y una adsorción logrando formar flóculos más grandes que finalmente sedimentan (Lee *et al*., 2014).

Los grupos aminos presentes con carga positiva forman quelatos que sirven de ligandos a iones o sustancias con carga, incluyendo iones

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

metálicos; igual capacidad desarrollan los pares electrónicos antienlazantes de los átomos de nitrógeno y de oxígeno, que actúan como donadores hacia las cargas positivas (cationes), a través de enlaces coordinados (Bassi, Prasher, & Simpson, 2000). Abebe, Chen y Sobsey (2016) aplicaron quitosano en una dosis de 5 a 30 mg/l, en un proceso de filtración de aguas residuales para remover la carga microbiana y material particulado, logrando una turbidez inferior a 1 UNT, confirmando su eficiencia de remoción.

Mecanismo de coagulación-floculación para biofloculantes naturales

El quitosano, debido a su estructura molecular de grupos amino e hidroxilos, puede actuar con su carga, pero también es capaz de generar cargas protónicas que neutralizan las cargas negativas de los contaminantes, logrando la floculación debido a la formación de puentes de hidrógeno (Li *et al*., 2013). Esto ocurre durante la eliminación de residuos de colorantes aniónicos, mostrando propiedades hidrofóbicas (Szyguła, Guibal, Palacín, Ruiz, & Sastre, 2009).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Respecto al alginato, como polímero de tipo aniónico, no flocula contaminantes con la misma carga, pero considerando que las aguas residuales, como la de pelambre, contienen una diversidad de grupos funcionales en los coloides suspendidos, su aplicación representa una oportunidad de remoción eficiente y de disminución de costos (Suopajärvi, Liimatainen, Hormi, & Niinimäki, 2013).

Cinética de colisión de partículas en la coagulación-floculación

La floculación es un proceso secuenciado de colisión entre partículas, se inicia con una floculación pericinética (browniana) debida al movimiento de las moléculas inducidas por la energía térmica del fluido, seguida de una floculación ortocinética referida a la colisión de las partículas debido al movimiento de las moléculas de aguas, generando un gradiente de velocidad. Finalmente, debido a la colisión entre partículas de diferentes tamaños ocurre la sedimentación diferencial, aquí las más grandes descienden lentamente al chocar con las más pequeñas, generando aglomeración.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Okolo *et al*. (2014) aplicaron la ecuación de Smoluchowski (1917), quien desarrolló la primera teoría de la floculación y limitó la colisión de las partículas bajo un régimen laminar, con movimiento browniano para explicar la floculación pericinética (Ecuación (3)):

$$\frac{dN_m}{dt} = \frac{1}{2}\sum_{i+j=m} K_{ij} N_i N_j \; - \; N_m \sum_{i=1} K_{im} N_i \qquad (3)$$

Donde *K* representa la constante de velocidad de coagulación para un orden = *m*, en un tiempo *t*, y *N* es la concentración total de partículas floculadas (mg/l). Sin embargo, esta expresión por sí misma no explica el proceso real en un tratamiento de aguas donde se aplican tasas de velocidad en flujo turbulento, con disminución de la tasa hasta alcanzar el flujo laminar o condiciones de reposo. Menkiti *et al*. (2009) y Okolo *et al*. (2014) expresaron la agregación de *N* de las partículas mono-dispersas para una etapa inicial de la siguiente manera (Ecuación (4)):

$$-\frac{dN_t}{dt} = K N_t^m \qquad (4)$$

Durante el tratamiento de las aguas residuales, el orden cinético *m* de la velocidad de coagulación y floculación oscila entre 1 y 2; la linealización de esta fórmula se desarrolla de la siguiente manera (Ecuación (5)) (Okolo *et al*., 2014):

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

$$\boldsymbol{ln[dN_t/dt] = m \ln N_t + ln\, K} \quad (5)$$

El algoritmo integral de la Ecuación (4) para $m = 1$ durante las condiciones iniciales de tiempo $t = 0$ y concentración inicial N_0 se expresa como (Ecuación (6)):

$$\int_{N_0}^{N} \frac{dN}{N^m} = -K \int_0^t dt \quad (6)$$

Esta ecuación una vez resuelta es muy exacta para explicar el proceso en la etapa inicial durante los primeros 30 minutos; su resolución genérica corresponde a la forma (Ecuación (7)) (Okolo *et al*., 2014):

$$\frac{N_{m(t)}}{N_0} = \frac{\left[t\, 2\left[\frac{1}{KN_0}\right]\right]^{m-1}}{\left[1 + \frac{t}{2\left[\frac{1}{KN_0}\right]}\right]^{m+1}} \quad (7)$$

Resolviendo esta ecuación para $m = 1$ se tiene (ecuaciones (8) a (12)):

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

$$\frac{N}{N_0} = \frac{1}{(1+[2(1/KN_0)]^2} \quad (8)$$

$$\frac{N}{N_0} = \left[1 + \frac{t}{(2(\frac{1}{KN_0})}\right]^2 \quad (9)$$

$$\sqrt{\frac{N_0}{N}} = \left[1 + \frac{t}{(2(\frac{1}{KN_0})}\right] \quad (10)$$

$$\frac{1}{\sqrt{N}} = \frac{1}{\sqrt{N_0}}\left[1 + \frac{t}{(2(\frac{1}{KN_0})}\right] \quad (11)$$

$$\frac{1}{\sqrt{N}} = \frac{1}{\sqrt{N_0}} + \frac{N_0 Kt}{2\sqrt{N_0}} \quad (12)$$

A partir de la Ecuación (12) se puede probar experimentalmente el comportamiento cinético en la colisión de partículas durante la floculación directa; el trazado de $\frac{1}{\sqrt{N}}$ contra el tiempo *t* producirá una pendiente $\frac{K\sqrt{N_0}}{2}$ con una intersección igual a $\frac{1}{\sqrt{N_0}}$.

Por otro lado, cuando se trata de una ecuación de segundo orden *m* = 2, la Ecuación (4) toma la forma (Ecuación (13)):

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

$$-\frac{dN_t}{dt} = KN_t^2 \quad (13)$$

Cuya fórmula integral es (Ecuación (14)):

$$\int_{N_0}^{N} \frac{dN}{N^2} = -K \int_0^t dt \quad (14)$$

La integración de las ecuaciones (13) y (14) da lugar a la Ecuación (15):

$$\frac{1}{N} = Kt + \frac{1}{N_0} \quad (15)$$

En condiciones experimentales, el trazado de $\frac{1}{N}$ contra el tiempo *t* producirá una pendiente *K* (1/min) y una intersección en el eje de la coordenada (*y*) igual a $1/N_o$.

De acuerdo con Okolo *et al*. (2014), en las expresiones anteriores aparece el término $\frac{1}{N_0 K}$, el cual es representado por el símbolo τ indicando que el tiempo de floculación es inversamente proporcional a la constante de la velocidad de coagulación (Ecuación (16)):

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$\boldsymbol{\tau} = \frac{\mathbf{1}}{\boldsymbol{N_0 K}} \quad (16)$$

A partir del cual se puede determinar $\tau_{1/2}$ que representa el tiempo de reducción de la mitad del contaminante durante la floculación directa (Ecuación (17)):

$$\boldsymbol{\tau_{1/2}} = \frac{\mathbf{1}}{\mathbf{0.5}\boldsymbol{N_0 K}} \quad (17)$$

Finalmente, τ representa el tiempo que se requiere para alcanzar el equilibrio (Ecuación18):

$$\boldsymbol{\tau' = 2\tau} \quad (18)$$

Asimismo, las concentraciones *N* (mg/l) y la turbidez (UNT) se pueden reemplazar mutuamente con base en la relación del algoritmo de la ley de Fick y en la Ecuación (6) (Menkiti *et al*., 2009; Okolo *et al*., 2014), mientras que la eficiencia de la coagulación-floculación se expresa conforme a Okolo *et al*. (2014) (Ecuación (19)):

$$\boldsymbol{Eficiencia} = \left[\frac{\boldsymbol{N_0 - N_t}}{\boldsymbol{N_0}}\right] \boldsymbol{x100}\ \% \quad (19)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Materiales y métodos

En este experimento se emplearon los siguientes equipos y materiales: balanza analítica marca Sartorios; estufa marca Daihan Scientific; turbidímetro marca Hanna, modelo: LP 2000-11, pH-metro marca Hanna, modelo HL 8424; equipo floculador programable marca VELP; modelo F105 AO 109; plancha de calentamiento eléctrico marca Diab, modelo MS7-H550; tamices de Tyler.

Colecta de agua residual

Se colectaron muestras de agua residual de curtiembre, en el proceso de encalado en tres tiempos del procesamiento industrial en la localidad de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

San Juan de Lurigancho en Lima, Perú; luego fueron mezcladas para obtener una muestra compuesta, la cual se transportó al laboratorio para su tratamiento con los biofloculantes.

Síntesis del alginato de sodio

El alga marina de la especie *Chondracanthus chamissoi* pertenece a la familia gigartináceas (Calderón, Ramírez, & Bustamante, 2010); prolifera en las aguas frías de la costa peruana; se le conoce popularmente como "yuyo" y se usa a menudo en las comidas costeras.

Para desarrollar el experimento, se recolectaron 5 kg de algas en la playa "Los yuyos" en la "Costa Verde" de Lima. Una vez colectadas se lavaron con agua destilada y se secaron en la estufa a 50 °C, eliminando así el 91 % de humedad; ya secas, se molieron y tamizaron, separando partículas menores a 2.5 mm.

Se pesaron 50 g del material seco y se lixivió durante dos horas, con una solución de HCl (0.1 N); luego el material particulado se lavó con agua destilada y se separó mediante filtración.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Este material sólido se depositó en un recipiente de vidrio y se sometió a una extracción alcalina con Na2CO3 (1 N) a una temperatura de 80 °C durante dos horas, hasta que se formó una suspensión de alginato de sodio. Este material se lavó con agua tibia (50 °C) y luego se añadió HCl para obtener ácido algínico fibroso, el cual se lavó y separó por filtración.

A partir de esta etapa se hizo una purificación del material fibroso en una solución de 2-propanol durante 30 minutos; el nuevo precipitado formado fue secado a 40 °C durante dos días y finalmente tratado con la solución de Na2CO3, convirtiendo todo el ácido algínico en alginato de sodio que fue secado y pulverizado hasta obtener partículas de 125 µm.

Síntesis del quitosano

La *Emerita analoga* es un crustáceo conocido en las costas limeñas como "muy muy", las muestras se colectaron en la playa "Venecia" en Lima; mucho material correspondió a mudas recopiladas a lo largo de la línea de costa. Este material se lavó y secó en estufa a 70 °C; se trituró y

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

tamizó hasta lograr partículas menores de 2.5 mm, lográndose el 6.2 % de recuperación de material seco.

El material seco obtenido de la *Emerita analoga* se trató con una solución de HCl (1M), en una proporción de 10 ml de HCl por cada gramo de material seco (1:10 p/v), a temperatura ambiental de 30 °C durante tres horas; luego se desproteinizó con una solución de NaOH (1M) durante 32 horas a 65 °C mediante agitación constante.

La desacetilización del material sólido se consiguió tratándolo con una solución de NaOH al 50 % en una proporción de 1 g de material seco con 40 ml de NaOH (1:4 p/v) durante dos horas a 60 °C; luego se secó en una estufa a 150 °C durante tres horas, y finalmente se tamizó hasta obtener partículas menores a 125 µm.

Efectos del pH, dosis y tiempo de interacción de los biofloculantes

Se evaluó el efecto de pH, las dosis de floculantes y el tiempo de floculación del material particulado suspendido sobre la turbidez de las muestras de agua residual de curtiembre. El pH se modificó por adición

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

de HCl (1 N) a valores de 4, 6, 9, 10, 11 y 12, mientras que las dosis de los bipolímeros correspondieron a 0.2, 0.4, 0.8, 1.2, 1.6 y 2 g/l de floculante; finalmente se probaron tiempos de 20, 30, 45 y 60 minutos para determinar el tiempo de equilibrio del proceso, así como los tiempos de reducción del 50 % de la turbidez inicial.

Estudio cinético de la colisión de las partículas

Se empleó una dosis de alginato y quitosano en concentraciones de 0.8 y 1.2 g/l a un pH = 4 para cada prueba, con velocidades de agitación para una mezcla rápida de 150 rpm durante 1 minuto, seguido de 40 rpm de agitación lenta por 45 minutos y un reposo de 30 minutos para la posterior medición de turbidez.

Análisis estadísticos

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Se utilizó el programa estadístico R. Core Team (2019), Jamovi (2019) y el SSPS v.25, para el análisis de las diferencias significativas entre los tratamientos.

Resultados

La muestra inicialmente tuvo un pH de 12.35 y una turbidez de 1455 UNT.

La Tabla 1 muestra los resultados obtenidos en las pruebas iniciales del efecto producido por las variaciones de pH y las dosis de floculantes en los experimentos, de acuerdo con esto se observa que en los primeros 20 minutos la floculación ya había superado el 98 % de reducción de la turbidez; las dosis aplicadas presentaron remociones similares y, en el caso del pH, aunque se observaron ciertas variaciones tampoco hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre las remociones logradas por ambos coagulantes.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Tabla 1. Resultados: efectos del pH, dosis y tiempo de floculación en la reducción de la turbidez del agua residual.

Parámetro	Valor	Turbidez final (UNT)	% remoción de la turbidez (usando alginato)	Turbidez final (UNT)	% remoción de la turbidez (usando quitosano)
Tiempo (min)	60	1.52	99.89	5.73	99.6
	45	1.65	99.89	5.47	99.62
	30	18.15	98.75	15.38	98.95
	20	23.01	98.43	22.18	98.49
pH	4	23.29	98.41	25.04	98.29
	6	725	50.24	670	53.92
	9	429	70.52	438	69.89
	10	586	59.73	595	59.07
	11	592	59.35	605	58.4
	12	331	77.26	402	72.35
Dosis (g/l)	0.2	9.05	99.38	6.35	99.56
	0.4	7.92	99.46	5.77	99.6
	0.8	0.44	99.97	1.27	99.91
	1.2	1.52	99.89	5.73	99.61
	1.6	4.28	99.7	5.85	99.6
	2	4.32	99.71	5.91	99.6

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

De acuerdo con la Tabla 1, ambos floculantes tuvieron menor turbidez final; en medio ácido (pH = 4), la turbidez disminuyó a 0.42 UNT y 1.31 UNT al aplicar dosis de 0.8 g/l de alginato y quitosano, respectivamente.

A este pH (4), el alginato se cargó negativamente en su totalidad, con iones COO^-, atrayendo a diversos cationes, incluyendo los iones NH_4^+, entre otros, logrando una elevada floculación y remoción de la turbidez. Pero para valores de pH superiores a 4, la turbidez residual fue mayor, fluctuando entre 300 y 700 UNT (pH = 6), lo cual sugiere un incremento de iones carboxilato que generó fuertes interacciones con las cargas presentes en el medio (Banerjee *et al*., 2019); sin embargo, mayores dosis de coagulante disminuyeron ligeramente la remoción de la turbidez debido al restablecimiento de la suspensión (Devrimci, Yuksel, & Sanin, 2012).

Resultados de la prueba cinética de coagulación-floculación

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

En la Tabla 2 se presentan los resultados de la turbidez final obtenidos en la prueba peri cinética para ambos coagulantes, usando dosis de 0.8 y 1.2 g/l a pH = 4.

Tabla 2. Resultados de la prueba cinética aplicando alginato y quitosano en las aguas residuales de pelambre.

	Alginato		**Quitosano**	
Tiempo (minutos)	**Dosis (0.8 g/l)**	**Dosis (1.2 g/l)**	**Dosis (0.8 g/l)**	**Dosis (1.2 g/l)**
	Turbidez final (UTN)	**Turbidez final (UTN)**	**Turbidez final (UTN)**	**Turbidez final (UTN)**
8	16.42	12.32	18.2	23.04
15	14.62	11.56	17.12	16.78
22	12.11	10.85	15.77	10.17
29	10.37	4.79	10.84	5.76
36	5.88	2.76	5.17	2.61
45	2.34	1.13	3.87	1.41

Los resultados de la prueba cinética para ambos coagulantes dentro de los 45 minutos mostraron una disminución en el contenido final de la

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

turbidez y una mayor remoción al aumentar la dosis de coagulante de 0.8 a 1.2 g/l.

Discusión

Efecto del tiempo de contacto

Las corridas experimentales se desarrollaron en cuatro tiempos (Figura 2). Su efecto fue observado entre 0 y 60 min, conforme se muestra en la Figura 2ª; el tiempo de equilibrio (turbidez contante) se produjo a los 45 minutos para ambos floculantes, con una dosis de 0.8 g/l, con valores similares de reducción de la turbidez inferiores a los 10 UNT. En general se ha informado respecto a la eficiencia de remoción de la turbidez o remoción de los sólidos en suspensión por encima del 98 % en pruebas con alginato (Banerjee *et al*., 2019); en el caso del quitosano, Al-Manhel *et al*. (2016) reportaron valores del 15.5 %. La aplicación de un corto tiempo de mezcla a 150 rpm durante un minuto facilitó la colisión de las

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

partículas con los polímeros, pero una posterior agitación lenta (40 rpm), dada por un proceso más lento, permite la formación de enlaces o neutraliza las cargas necesarias; en cualquier caso se facilita la formación de los flóculos, manteniendo el proceso de agregación.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

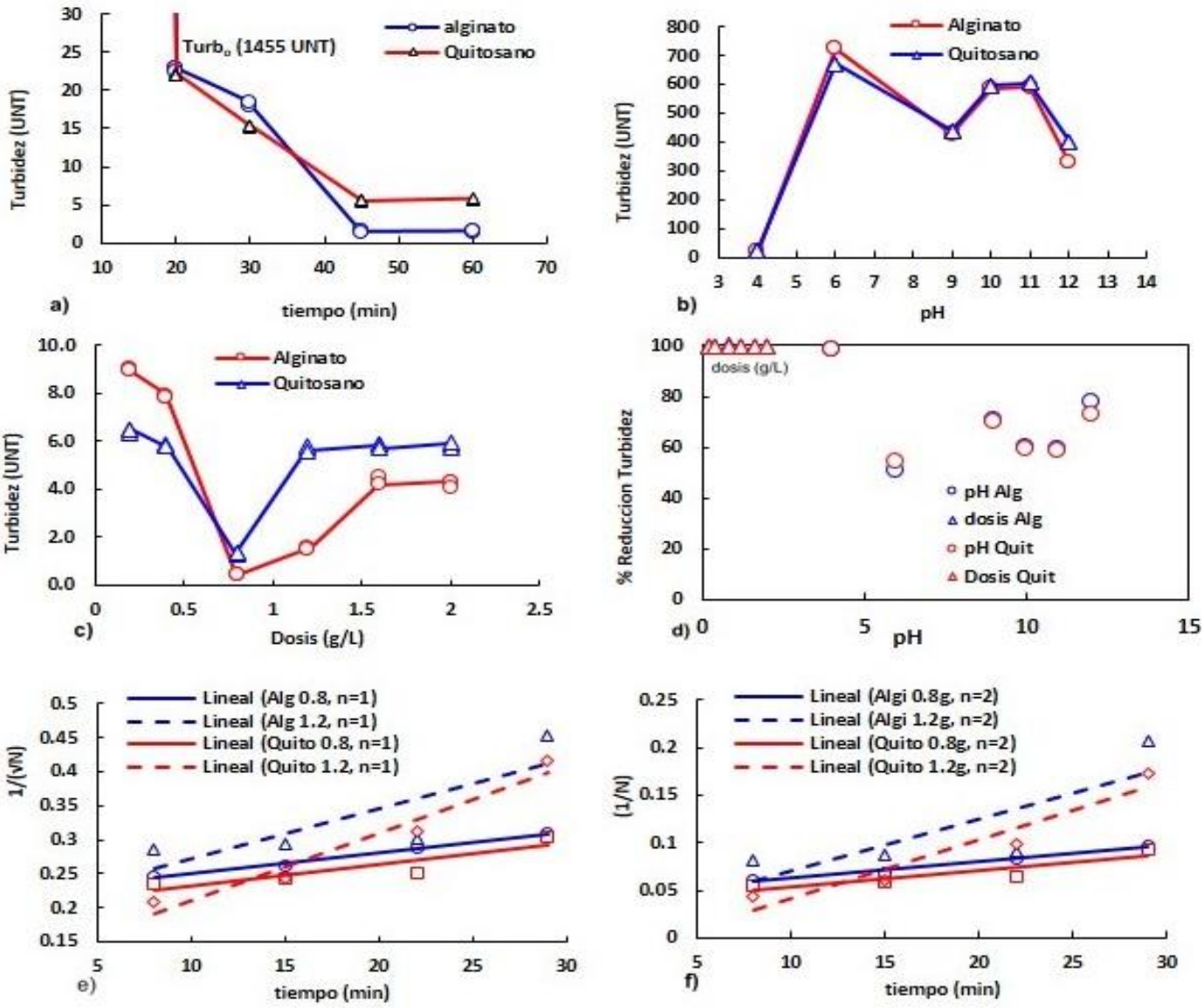


Figura 2. Efectos de: a) tiempo; b) pH; c) dosis de biofloculantes en el desarrollo cinético de la colisión de partículas; d) reducción de la turbidez en función del pH, cinética de colisión de partículas durante la floculación; e) primer orden, y f) segundo orden.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Efecto del pH

La Figura 2b muestra que ambos compuestos actuaron eficientemente sobre el material coloidal a pH ácidos = 4, sometidos a una dosis de 0.8 g/l, con valores de turbidez inferiores a 2 UNT; sin embargo, a mayores valores de pH se observó también una mayor turbidez. Según Melton, Xu, Williams y McGillivray (2019), las fuerzas electrostáticas de las sustancias presentes influencian cambios rápidos de pH; por esta razón, valores superiores a cuatro generaron una interacción entre las distintas cargas de los coloides presentes en la muestra, disminuyendo la eficiencia en la reducción de la turbidez (300-700 UNT).

Respecto al alginato, la mínima diferencia de los valores de pK_a que hay entre sus dos componentes principales, el ácido glucurónico (pK_a =3.38) y el ácido manurónico (pK_a = 3.65), genera un cambio brusco en la turbidez con los cambios de pH, provocando la protonación de los grupos carboxilos (COO^-) debido a la presencia de sus bloques conjugados MG (Banerjee *et al*., 2019). La aplicación de un pH igual a 4 superó esta condición, lográndose una eficiencia de remoción del 99.9 %. Por otro lado, la disminución de la solubilidad del quitosano al aumentar el pH ha

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

sido reportada anteriormente (Al-Manhel *et al*., 2016; Roussy *et al*., 2005), ya que resulta insoluble a pH superiores a 6, lo cual explica el aumento de la turbidez registrada en esta investigación para aplicaciones de pH cada vez más alcalinas. El grupo amino, implicado en este proceso, actuaría parcialmente disminuyendo la coagulación de las suspensiones de tipo orgánicas (Takahashi *et al*., 2005).

Efecto de la dosis de biofloculante

La dosis es una variable fundamental debido a que un exceso o defecto podría influir de manera adversa en la eficiencia de eliminación de contaminante esperada. La concentración óptima de los floculantes se evaluaron en función de la eficiencia de eliminación de la turbidez. Se probaron dosis en un rango de 0.2 a 2 g/l de muestra a un pH igual a 4, con agitación rápida de 150 rpm durante un minuto, seguido de una agitación lenta a 40 rpm durante 30 minutos y un tiempo de reposo para su estabilización de 30 minutos.

De acuerdo con la Figura 2c, una concentración de floculante de 0.8 g/l resultó eficiente para la floculación de material coloidal negativo y catiónico presente, sin embargo los sitios disponibles para la fijación de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

las sustancias se agotaron con mayores dosis del floculante. Mahmoodi, Taghizadeh, Taghizadeh y Azimi (2019) demostraron que a mayores dosis de alginato, los sitios activos se instauraban generando una mayor agregación y reduciendo, por tanto, el área superficial específica disponible para la adsorción. Asimismo, un aumento de dosis también generaría mayor presencia de grupos carboxilo (COO^-), provocando una repulsión entre los coloides e iones de carga negativa (Nguyen *et al*., 2019); esto explicaría una ligera reducción en la eliminación de la turbidez para dosis entre 1.2 y 2 g/l al observarse un ligero incremento en los valores finales de la turbidez (4 y 6 UNT). Sin embargo, estas oscilaciones de reducción en la turbidez no mostrarían diferencias significativas ($p > 0.05$) entre sí, ya que todas superaron el 99 %, demostrando un elevado potencial de aplicación. La Figura 3 muestra el mecanismo de floculación propuesto para el alginato.

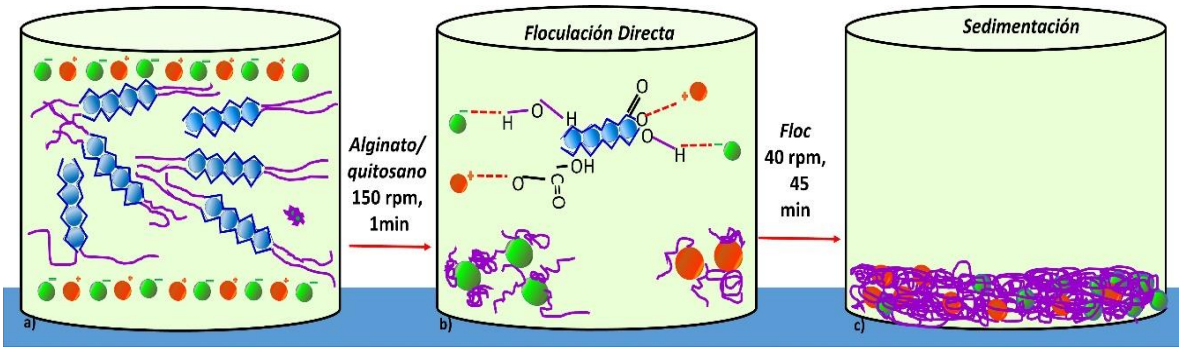


Figura 3. Proceso de reducción de la turbidez propuesto aplicando alginato: a) agua residual de pelambre cargado de material orgánico e

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

inorgánico particulado y disuelto, las esferas rojas representan cargas positivas y las verdes negativas; b) etapa rápida y corta de coagulación para desestabilizar los coloides y superficies cargadas; c) proceso lento de floculación con formación de agregados que alcanzan la sedimentación.

Respecto al quitosano, la Figura 2c muestra una tendencia similar a la del alginato ($p > 0.05$), con una oscilación más pronunciada entre dos grupos de dosis: aquellas menores a 0.8 g/l y las mayores a este valor. En el primer caso se produciría un incremento en la floculación conforme se incrementaba la dosis hasta dicho valor 0.8 g/l, logrando una turbidez de 1.3 UNT, valor que se incrementó con excesos de quitosano. Sucede que el quitosano, por un lado, posee una multiplicidad de su carga positiva, con grupos amina libre, capaces de interactuar químicamente con moléculas de cargas negativas del agua residual, formando ligandos o quelatos y, por otro lado, la presencia de átomos donadores de electrones en su estructura, como el nitrógeno y oxígeno, actúan sobre cargas positivas presentes en la solución (Al-Manhel *et al*., 2016). La remoción lograda fue superior a la registrada por Ariffin *et al*. (2009) en aguas residuales textiles, quienes probaron que una dosis de 0.03 g/l generaba una reducción de 72.5 % de la turbidez; esto explicaría el enorme potencial del quitosano para aplicaciones diversas en efluentes de tipo orgánicos. Es sabido que dosis mayores impiden la formación de puentes entre las partículas, permitiendo el restablecimiento coloidal o

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

resuspensiones debido a la repulsión de las cargas positivas electrostáticas, como ocurriría para dosis mayores a 0.8 g/l.

Cinética de la coagulación-floculación

Las unidades de concentración de los sólidos en suspensión (mg/l) pueden ser remplazadas por las de turbidez (UNT), así como la constante k_2 (L.mg.min = 1/UNT min) de segundo orden (Ni'am, Othman, Sohaili, & Fauzia, 2007); bajo este principio, la turbidez fue aplicada en el modelo linealizado de $1/\sqrt{N}$ en función del tiempo (Villota, Camarero, Lomas, & Perez-Arce, 2015).

La solución de la Ecuación (4) para un orden $m = 1$ generó la Ecuación (15) a partir de la cual se graficaron los puntos correspondientes ($1/\sqrt{N}$), contra el tiempo y se hallaron las constantes de la velocidad de coagulación-floculación, tal como establecieron Nnaji *et al*. (2015). Ellos correlacionaron $1/\sqrt{N}$ frente al tiempo de equilibrio y desarrollaron un modelo cinético de primer orden en la coagulación-floculación usando un coagulante pulverizado de concha de caracol (PSSC); todos sus hallazgos fueron sustentados mediante factores R^2 muy elevados (> 0.9).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Bajo el mismo principio se emplearon dos parámetros estadísticos R^2 y el *p*-valor con un 95 % de confianza para evaluar la predominancia del modelo principal de coagulación-floculación basado en la precisión del ajuste de gráficas obtenidas con base en la data experimental; se probaron dosis de 0.8 y 1.2 mg/l, a pH igual a 4, para evaluar las condiciones pericinéticas. Los resultados paramétricos (Tabla 3) señalaron condiciones de primer orden predominantes en las pruebas debido a que se logró una mayor diferencia significativa para el alginato a 0.8 g/l (*p*-valor = 0.01) y para el quitosano a 1.2 g/l (*p*-valor = 0.02), con valores de R^2 de 0.99 y de 0.96, respectivamente. En cambio, los resultados para $m = 2$ no mostraron diferencias significativas, a excepción de la menor dosis de alginato aplicado (0.8 g/l), que produjo un factor R^2 (0.98) algo menor que la de primer orden.

Tabla 3. Modelo pericinético de orden m = 1 para la floculación con alginato y quitosano.

Floculante	Orden *n*	Dosis (g/l)	K (1/UNT.min)	$\tau_{1/2}$ (min)	τ' (min)	R^2	*p*
Alginato	1	0.8	0.00016 ± 0.0	8.46 ± 0.0	16.91 ± 0.0	0.99	0.01*
Alginato	1	1.2	0.00039 ± $5.7x10^{-06}$	3.50 ± 0.047	6.99 ± 0.093	0.69	0.17
Quitosano	1	0.8	0.00016 ± $5.7x10^{-06}$	8.37 ± 0.152	16.74 ± 0.305	0.81	0.10
Quitosano	1	1.2	0.00052 ± 0.0	2.64 ± 0.015	5.28 ± 0.031	0.96	0.02*
Alginato	2	0.8	0.0017 ± 0.0	15.42 ± 0.0	30.84 ± 0.0	0.98	0.01*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Alginato	2	1.2	$0.0055 \pm 1.5x10^{-04}$	4.74 ± 0.129	9.48 ± 0.259	0.67	0.18
Quitosano	2	0.8	$0.0016 \pm 5.77x10^{-05}$	15.74 ± 0.556	31.49 ± 1.112	0.79	0.11
Quitosano	2	1.2	$0.0061 \pm 5.77x10^{-05}$	4.27 ± 0.04	8.55 ±0.08	0.91	0.05

El asterisco * representa una diferencia significativa predominante.

Respecto a las constantes de velocidad de coagulación-floculación, los ajustes para $m = 1$ mostraron K_1 del orden de 10^{-4}; mientras que para $m = 2$, las constantes k_2 fueron del orden de 10^{-3}; los tiempos de reducción de la mitad de la turbidez disminuyeron cuando la constante K aumentó. Las constantes halladas en esta investigación difieren de las calculadas por Nnaji *et al*. (2015) ($K_{11} = 5.310x10^{-7}$), para una dosis de 1 000 mg/l de PSSC; sin embargo, de manera similar a otros autores (Menkiti *et al*., 2015; Okolo *et al*., 2016) también se informó acerca de la relación inversa desarrollada entre la constante de velocidad y el tiempo de coagulación ($\tau_{1/2}$), lo cual significa que la constante (K_{11}) se incrementa cuando $\tau_{1/2}$ es menor.

Por otro lado, la constante de velocidad que se desprende de la Ecuación (15) linealizada en el modelo de m = 1 sugiere que una dosis de 0.8 g/l de quitosano y alginato a pH = 4 genera una constante de velocidad ($K = 1.6x10^{-4}$ 1/UNT.min), que refleja una remoción óptima de la turbidez. Según Menkiti *et al*. (2015), menores dosis de coagulantes estarían asociadas con cantidades insuficientes que no logran una buena desestabilización de los coloides, lo cual se refleja en su porcentaje de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

remoción. En cambio, para una dosis superior de 1.2 g/l se genera una mayor constante de velocidad *K* en la coagulación-floculación para ambos coagulantes ($3.9x10^{-4}$ L/UNT.min para el alginato y $5.2x10^{-4}$ L/UNT.min, para el quitosano).

A diferencia de Menkiti *et al*. (2015), en esta investigación no se ha probado la cinética de dosis de coagulantes mayores o intermedias para evaluar la reversibilidad del proceso, como por ejemplo la peptización del alginato o protonación de los grupos funcionales, como señalan Chuang *et al*. (2017) y Banerjee *et al*. (2019) para bajos pH (inferiores a 4).

Conclusiones

Los resultados de remoción entre la aplicación del alginato y del quitosano en muestras de agua de pelambre fueron similares, produjeron una reducción efectiva de material coloidal superiores al 99 %. La eficiencia fue elevada, lo cual demostró la naturaleza pericinética con un tiempo de ocho minutos de transcurrido las colisiones de partículas, que se ajustaron significativamente a una cinética de primer orden.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

Se demostró que esta aplicación ofrece ventajas significativas al requerir tiempos cortos de sedimentación en el tratamiento de las aguas residuales de curtiembre.

Nomenclatura

UNT = unidades nefelométricas de turbidez.

DQO = demanda química de oxígeno.

DBO5 = demanda bioquímica de oxígeno.

AIMS = sistemas de microalgas inmovilizadas con alginato.

BABS = blanco de alginato.

PSSC = coagulante pulverizado de concha de caracol.

CE = conductividad eléctrica.

TDS = sólidos totales disueltos.

DD = desacetilación.

DW = agua desmineralizada.

TW = agua de grifo.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-01

PSC = cáscara del bígaro un crustáceo.

N = partículas suspendidas.

Referencias

Abebe, L., Chen, X., & Sobsey, M. (2016). Chitosan coagulation to improve microbial and turbidity removal by ceramic water filtration for household drinking water treatment. *International Journal of Environmental Research and Public Health,* 13(3), 269. DOI: 10.3390/ijerph13030269

Acebo-González, D., & Hernández-García, A. (2013) Los métodos turbidimétricos y sus aplicaciones en las ciencias de la vida. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 44(1). Recuperado de http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181226886003

Alba, K., & Kontogiorgos, V. (2018). Seaweed polysaccharides (agar, alginate carrageenan). *Reference Module in Food Science, Encyclopedia of Food Chemistry*, 240-250. DOI: 10.1016/b978-0-08-100596-5.21587-4

Al-Manhel, A., Al-Hilphy, A., & Niamah, A. (2016). Extraction of chitosan, characterisation and its use for water purification. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 17(2), 186-190. DOI: 10.1016/j.jssas.2016.04.001

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Al-Sameraiy, M. (2012). A novel water pretreatment approach for turbidity removal using date seeds and pollen sheath. *Journal of Water Resource and Protectio*n, (4), 79-92. DOI: 10.4236/jwarp.2012.42010

Ariffin, M., Tan, P., & Zainon, N. (2009). Coagulation and flocculation treatment of wastewater in textile industry using chitosan. *Journal of Chemical and Natural Resources Engineering*, 4(1), 43-53. Recuperado de http://eprints.utm.my/id/eprint/6569/

Bajpai, P. (2018). Colloid and surface chemistry. *Biermann's Handbook of Pulp and Paper*, 381-400. DOI: 10.1016/b978-0-12-814238-7.00019-2

Banerjee, S., Tiwade, P., Sambhav, K., Banerjee, C., & Bhaumik, S. (2019). Effect of alginate concentration in wastewater nutrient removal using alginate-immobilized microalgae beads: Uptake kinetics and adsorption studies. *Biochemical Engineering Journal*, (149), 107241. DOI: 10.1016/j.bej.2019.107241

Bassi, R., Prasher, S., & Simpson, B. (2000). Removal of selected metal ions from aqueous solutions using chitosan flakes. *Separation Science and Technology*, (35), 547-560. DOI: 10.1081/SS-100100175

Calderón, M., Ramírez, M., & Bustamante, D. (2010). Notas sobre tres especies de *Gigartinaceae* (*Rhodophyta*) del litoral peruano. *Revista*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Peruana de Biología, 17(1), 115-121. DOI: https://doi.org/10.15381/rpb.v17i1.59.

Chong, M. (2012). Direct flocculation process for wastewater treatment, In: Sharma, S. K., & Sanghi, R. (eds.). *Advances in Water Treatment and Pollution Prevention. Springer Netherlands* (pp. 201-230). DOI: 10.1007/978-94-007-4204-8_8

Chowdhury, M., Mostafa, M., Biswas, T., Mandal, A., & Saha, A. (2015). Characterization of the effluents from leather processing industries. *Environmental Processes*, 2(1), 173-187. DOI: 10.1007/s40710-015-0065-7

Chuang, J.-J., Huang, Y.-Y., Lo, S.-H., Hsu, T.-F., Huang, W.-Y., Huang, S.-L., & Lin, Y.-S. (2017). Effects of pH on the shape of alginate particles and its release behavior. *International Journal of Polymer Science*, 2017, 1-9. DOI: 10.1155/2017/3902704

Devrimci, H., Yuksel, M., & Sanin, F. (2012). Algal alginate: A potential coagulant for drinking water treatment. *Desalination*, (299), 16-21. DOI: 10.1016/j.desal.2012.05.004

Doble, M., & Kumar, A. (2005). Tannery effluent. *Biotreatment of Industrial Effluents*, 133-143. DOI: 10.1016/b978-075067838-4/50013-0

Doumic, L., Soares, P., Ayude, M., Cassanello, M., Boaventura, R., & Vilar, V. (2015). Enhancement of a solar photo-Fenton reaction by using ferrioxalate complexes for the treatment of a synthetic cotton-

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

textile dyeing wastewater. *Chemical Engineering Journal*, (277), 86-96. DOI: 10.1016/j.cej.2015.04.074

Gilpavas, E., Arbeláez-Castaño, P., Medina-Arroyave, J., & Gómez-Atehortua, C. (2018). Tratamiento de aguas residuales de la industria textil mediante coagulación química acoplada a procesos Fentón intensificados con ultrasonido de baja frecuencia. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(1), 157-167. DOI: 10.20937/RICA.2018.34.01.14

Hernández-Carmona, G., Rodríguez-Montesinos, Y., Arvizu-Higuera, D., Reyes-Tisnado R., Murillo-Álvarez, J., & Muñoz-Ochoa, M. (2012). Avances tecnológicos en la producción de alginatos en México. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, (13), 2. Recuperado de http://www.revistas.unam.mx/index.php/ingenieria/article/view/30833

Jadhav, M., & Mahajan, Y. (2013). A comparative study of natural coagulants in flocculation of local clay suspensions of varied turbidities. *Journal of Civil Engineering and Technology (JCIET*), (1)1, 26-39. Recuperado de https://www.iaeme.com/jciet/JCIET_Paper.asp?sno=2046

Jamovi. (2019). *The jamovi Project (versión 1.0) (computer sotfwar*e). Recuperado de https://www.jamovi.org

Katzourakis, V., & Chrysikopoulos, C. (2019). Two-site colloid transport with reversible and irreversible attachment: Analytical solutions.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Advances in Water Resources, 130, 29-36. DOI: 10.1016/j.advwatres.2019.05.026

Kıvılcımdan, M., Ertesvåg, H., & Sanin, F. (2016). Guluronic acid content as a factor affecting turbidity removal potential of alginate. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(22), 22568-22576. DOI: 10.1007 / s11356-016-7475-6

Lee, C., Robinson, J., & Chong, M. (2014). A review on application of flocculants in wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 92(6), 489-508. DOI: 10.1016/j.psep.2014.04.010

Li, J., Jiao, S., Zhong, L., Pan, J., & Ma, Q. (2013). Optimizing coagulation and flocculation process for kaolinite suspension with chitosan. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 428, 100-110. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2013.03.034

Lozano-Rivas, W. (2012). Uso del extracto de fique (*Furcraea* sp.*)* como coadyuvante de coagulación en tratamiento de lixiviados. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(3) 219-227. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992012000300004&lng=es&tlng=es

Mageshkumar, M., & Karthikeyan, R. (2015). Modelling the kinetics of coagulation process for tannery industry effluent treatment using

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Moringa oleifera seeds protein. *Desalination and Water Treatment,* 57(32), 14954-14964. DOI:10.1080/19443994.2015.1070294

Mahmoodi, N., Taghizadeh, A., Taghizadeh, M., & Azimi, M. (2019). Surface modified montmorillonite with cationic surfactants: Preparation, characterization, and dye adsorption from aqueous solution. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(4), 103243. DOI: 103243. 10.1016/j.jece.2019.103243

Mäntele, W., & Deniz, E. (2017). UV-VIS absorption spectroscopy: Lambert-Beer reloaded. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 173, 965-968. DOI: 10.1016/j.saa.2016.09.037

Matter, I., Bui, V., Jung, M., Seo, J., Young-Eun, K., Young-Chul, L., & You-Kwan, O. (2019). Flocculation harvesting techniques for microalgae: A review. *Applied Science*, 9(15), 3069. DOI: 10.3390/app9153069

Melton, L., Xu, A., Williams, M., & McGillivray, D. (2019). Interactions of macromolecules: b-Lactoglobulin interaction with pectins. Reference module in food science. *Encyclopedia of Food Chemistry*, (2), 424-430. DOI: 10.1016/b978-0-08-100596-5.21523-0

Menkiti, M., Nnaji, P., & Onukwuli, O. (2009). Coag-flocculation kinetics and functional parameters response of Periwinkle shell coagulant (PSC) to pH variation in organic rich coal effluent medium. *Nature and Science*, 7(6), 1-18. DOI: 10.7537/marsnsj070609.01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Menkiti, M. C., Sekeran, G., Ugonabo, V. I., Menkiti, N. U., & Onukwuli, O. D. (2015). Factorial optimization and kinetic studies of coagulation–flocculation of brewery effluent by crab shell coagulant. *Journal of the Chinese Advanced Materials Society*, 4(1), 36-61. DOI: 10.1080/22243682.2015.1048287

Mucha, Z., & Kułakowski, P. (2016). Turbidity measurements as a tool of monitoring and control of the SBR effluent at the small wastewater treatment plant – preliminary study. *Archives of Environmental Protection*, (42) 3, 33-36. DOI 10.1515/aep-2016-0030

Nguyen, L., Labeeuw, L., Commault, A., Emmerton, B., Ralph, P., Johir, M., Guo, W., Ngo, H., & Nghiem, L. (2019). Validation of a cationic polyacrylamide flocculant for the harvesting fresh and seawater microalgal biomass. *Environmental Technology & Innovation*, 16, 100466. DOI: 10.1016/j.eti.2019.100466

Ni'am, M., Othman, F., Sohaili, J., & Fauzia, Z. (2007). Removal of cod and turbidity to improve wastewater quality using electrocoagulation technique. *Water Science & Technology*, 56(7), 47-53. DOI: 10.2166/wst.2007.678

Nnaji, P. Okolo, B. I., Menkiti, M. C., Chukwudi, M. M., Sunday, U. C., & Chizoba, C. A. (2015). Kinetics and particle removal profile of pulverized snail shell –Alum Induced coag-flocculation of quarry effluent. *British Journal of Applied Science & Technology*, 5(6):621-632, Article no.BJAST.2015.060.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Nwabanne, J., Oguegbu, O., & Agu, C. (2018). Kinetics and performance of coagulation process using Mucuna seed shell for the treatment of paint wastewater. *Journal of the Chinese Advanced Materials Society*, 1-17. DOI: 10.1080/22243682.2018.1548304

Okolo, B., Nnaji, P., & Onukwuli, O. (2016). Nephelometric approach to study coagulation–flocculation of brewery effluent medium using *Detarium microcarpum* seed powder by response surface methodology. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), 992-1001. DOI: 10.1016/j.jece.2015.12.037

Okolo, B. I., Nnaji, P. C., Menkiti, M. C., Ugonabo, V. I., & Onukwuli, O. D. (2014). Parametric response evaluation for *Xanthosoma* spp. induced coag-flocculation of brewery effluent. *Green and Sustainable Chemistry*, 4(2014), 7-14. DOI: 10.4236/gsc.2014.41002

Oladoja, N. (2015). Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. *Journal of Water Process Engineering*, 6, 174-192. DOI: 10.1016/j.jwpe.2015.04.004

R. Core Team. (2019). *The Jamovi Project. R: A language and environment for statistical computing.* (Computer software). Recuperado de https://cran.r-project.org/

Roussy, J., Vooren, M., Dempsey, B., & Guibal, E. (2005). Influence of chitosan characteristics on the coagulation and the flocculation of

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

bentonite suspensions. *Water Research*, 39(14), 3247-3258. DOI: 10.1016/j.watres.2005.05.039

Siraj, S., Islam, M., Das, P., Masum, S., Jahan, I., Ahsan, M., & Shajahan, M. (2012). Removal of chromium from tannery effluent using chitosan-charcoal composite. *Journal of the Bangladesh Chemical Society*, 25(1). DOI: 10.3329/jbcs.v25i1.11774

Smoluchowski, M. (1917). Mathematical theory of the kinetics of the coagulation of colloidal solutions. *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, 19, 129-135.

Suopajärvi, T., Liimatainen, H., Hormi, O., & Niinimäki, J. (2013). Coagulation–flocculation treatment of municipal wastewater based on an ionized nanocelluloses. *Chemical Engineering Journal*, (231), 59-67. DOI: 10.1016/j.cej.2013.07.010

Szyguła, A., Guibal, E., Palacín, M., Ruiz, M., & Sastre, A. (2009). Removal of an anionic (dye (Acid Blue 92)) by coagulation–flocculation using chitosan. *Journal of Environmental Management*, 90(10), 2979-2986. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.04.002

Takahashi, T., Imai, M., & Suzuki, I. (2005). High-potential molecular properties of chitosan and reaction conditions for removing p-quinone from the aqueous phase. *Biochemical Engineering Journal*, 25(1), 7-13. DOI: 10.1016/j.bej.2005.02.017

Vijayaraghavan, G., & Shanthakumar, S. (2018). Effective removal of acid black 1 dye in textile effluent using alginate from brown algae as a

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

coagulant. *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering*, (37)4. DOI: 10.30492/IJCCE.2018.35074

Villota, N., Camarero, L., Lomas, J., & Perez-Arce, J. (2015). The role of iron species on the turbidity of oxidized phenol solutions in a photo-Fenton system. *Environmental Technology*, 36(13-16), 1855-1863. DOI: 10.1080/21622515.2015.1013573

Walski, T., Minnich, K., Sherman, C., Strause, L., & Whitman, B. (2017). Can there be a law of conservation of turbidity, XVIII International Conference on Water Distribution Systems. *Procedia Engineering*, (186) 372-379. DOI: 10.1016/j.proeng.2017.03.233

Wang, Z., Huang, W., Yang, G., Liu, Y., & Liu, S. (2019). Preparation of cellulose-base amphoteric flocculant and its *application in the treatment of wastewater. Carbohydrate Polymer*s, 215, 179-188. DOI: 10.1016/j.carbpol.2019.03.097

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

Artículos

Estudio experimental y simulación dinámica de la adsorción de Cd+2 y Pb+2 utilizando cáscara de cacao en columna de lecho fijo

Experimental study and dynamic simulation of the adsorption of Cd^{+2} and Pb^{+2} using the cocoa shell in a fixed-bed column

Mayra Vera[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0240-9147

Sonia Astudillo[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-4646-1959

Diego M. Juela[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-3398-2069

[1]Escuela de Ingeniería Química, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador, mayra.vera@ucuenca.edu.ec

[2]Centro de Estudios Ambientales, Departamento de Química Aplicada y Sistemas de Producción, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador, sonia.astudilloo@ucuenca.edu.ec

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

[3]Centro de Estudios Ambientales, Departamento de Química Aplicada y Sistemas de Producción, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador, diego.juela@ucuenca.edu.ec

Autora para correspondencia: Mayra Vera, mayra.vera@ucuenca.edu.ec

Resumen

El uso de biomasa como adsorbente constituye una alternativa potencial para la remoción de metales pesados presentes en aguas residuales industriales, lo cual representa un alto riesgo para el medio ambiente. En este trabajo se realizó la adsorción de Pb^{+2} y Cd^{+2} utilizando la cáscara de cacao como adsorbente en columnas y la simulación dinámica del proceso utilizando el *software* Aspen Adsorption® V10, con la finalidad de validar los resultados de la simulación y los obtenidos experimentalmente. Las curvas de ruptura del simulador y las experimentales convergen en casi toda la trayectoria, existiendo ligeras variaciones en el tramo final de la curva, coincidiendo los tiempos de ruptura para ambos metales, dando coeficientes de correlación (R^2) de 0.984 y 0.998 para el Pb^{+2} y Cd^{+2}, respectivamente, así como valores de error (SSE) inferiores al 5 %. Se analizó el efecto que produce la variación de la altura del lecho y el caudal en las curvas de ruptura; a medida que aumenta la altura del lecho y disminuye el caudal aumenta el tiempo de ruptura, favoreciendo la

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

adsorción de ambos metales. Los resultados de esta investigación muestran la importancia del uso del *software* Aspen Adsorption® en el proceso de biosorción debido a la similitud con resultados experimentales, proporcionando su uso un ahorro de tiempo y recursos.

Palabras clave: cáscara de cacao, biosorción, metales pesados, Aspen Adsorption®, simulación.

Abstract

Using biomass as an adsorbent constitutes a potential alternative for removing heavy metals in industrial wastewater, representing a high environmental risk. In this work, the adsorption of Pb^{+2} and Cd^{+2} was performed using the cocoa shell as an adsorbent in columns, and the dynamic simulation of the process using the Aspen Adsorption® V10 software, to validate the simulation results and those obtained experimentally. The simulator and experimental rupture curves converge in almost the entire trajectory, with slight variations in the final stretch of the curve, with the rupture times coinciding for both metals, giving correlation coefficients (R^2) of 0.984 and 0.998 for Pb^{+2} and $Cd^{+2,}$ respectively, as well as error values (SSE) less than 5%. The effect produced by the variation of the bed height and the flow rate in the rupture curves was analyzed; as the bed height increases and the flow rate decreases, the rupture time increases, favoring the adsorption of

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

both metals. The results of this research show the importance of the use of Aspen Adsorption® software in the biosorption process due to the similarity with experimental results, providing its use saving time and resources.

Keywords: Cocoa shell, biosorption, heavy metals, Aspen Adsorption®, simulation.

Recibido: 24/06/2020

Aceptado: 15/08/2021

Introducción

La presencia de metales pesados en aguas residuales se debe a factores humanos y naturales (Sörme & Lagerkvist, 2002). Las actividades volcánicas y la erosión del suelo constituyen las fuentes naturales, mientras que efluentes de minería y extracción, actividades textiles, operaciones de acabado y galvanoplastia de metales, energía nuclear

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

industrial, alcantarillado doméstico y escorrentías agrícolas conforman las actividades antrópicas (Musilova, Arvay, Vollmannova, Toth, & Tomas, 2016; Akpor, Ohiobor, & Olaolu, 2014). La liberación de estas aguas residuales sin tratamiento es la fuente principal de contaminación con metales pesados en los ecosistemas acuáticos; su presencia en cuerpos de agua dulce y marina constituye una amenaza real para todos los organismos vivos incluso a bajas concentraciones (Akif *et al*., 2002). El plomo (Pb^{+2}) y el cadmio (Cd^{+2}) son dos de los metales con mayor grado de toxicidad (Rana, Tangpong, & Rahman, 2018). Su capacidad de bioacumularse en animales y en plantas pone en peligro la cadena alimenticia humana; estudios recientes en varios países han reportado la bioacumulación de Cd^{+2} y Pb^{+2} en peces de agua dulce y marina (Khanipour, Ahmadi, & Seifzadeh, 2018); de igual modo, el Cd^{+2} se ha *bioacumulado en plantaciones de arroz* (Besante, Niforatos, & Mousavi, 2011; Kong *et al*., 2018). Incluso en países como Australia, China, Arabia Saudita, India, Nigeria, Pakistán, Etiopía, República Eslovaca, Kenia y Alemania se han llegado a detectar niveles tóxicos de Cd^{+2} y Pb^{+2} en vegetales, frutas, cereales, legumbres y nueces relacionados con el uso de agua de riego contaminada (Yadav, Yadav, & Shukla, 2013; Khan, Ahmad, Ashraf, & Parveen, 2015). Así, estos metales se introducen fácilmente en la cadena alimenticia humana, produciendo efectos cancerígenos y serios problemas de salud.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

Debido a lo expuesto anteriormente, es de suma importancia la búsqueda de tecnologías para la remoción de metales pesados de los efluentes industriales. Dentro de las tecnologías que se han utilizado para el tratamiento de aguas residuales que contienen metales pesados se tiene filtración por membrana (Schwarze *et al*., 2015; Gherasim & Mikulášek, 2014); intercambio iónico (Cegłowski & Schroeder, 2015; Jokar, Mirghaffari, Soleimani, & AJabbari, 2019); adsorción con carbón activado y nanotubos de carbono (Kończyk, Żarska, & Ciesielski, 2019); precipitación química (Byambaa, Dolgor, Shiomori, & Suzuki, 2018; Guo *et al*., 2015); electrocoagulación (Ferniza-García, Amaya-Chávez, Roa-Morales, & Barrera-Díaz, 2017; Khosa *et al*., 2013); coagulación y floculación, electrocoagulación, flotación (Mohammed, Ebrahim, & Alwared 2013; Taseidifar, Makavipour, Pashley, & Mokhlesur-Rahman, 2017), y fotocatálisis (Mohammed *et al*., 2013; Taseidifar *et al*., 2017). Todas estas tecnologías tienen restricciones técnicas y económicas, algunas son costosas para grandes volúmenes de efluente o ineficientes a bajas concentraciones produciendo gran cantidad de lodos y productos tóxicos. Debido a ello, en las últimas décadas se han desarrollado tecnologías novedosas, económicas y eficientes tales como la fitorremediación, biosorción, y uso de polímeros y biopolímeros.

La biosorción es un proceso de remoción de contaminantes (adsorbato) haciendo uso de materiales biológicos (biosorbentes) como bacterias y algas (biomasa viva), así como materiales naturales agrícolas

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

e industriales (biomasa muerta). Con respecto a estos últimos, en la literatura existen múltiples estudios en donde se ha usado bagazo de caña, semillas de durazno y albaricoque, residuos de repollo y coliflor, madera, cáscara de cacao, pajas de cebada, corteza de neem, semilla de palma datilera, paja de trigo, cáscara de yuca, concha de mejillón, cenizas de pinus, ceniza de roble, corteza de pinus y residuos de cáñamo como biosorbentes para la remoción de Cd^{+2} y Pd^{+2}, llegando a obtener porcentajes de remoción por encima del 90 % (He *et al*., 2017; Li, Zhang, Li, Wang, & Ali, 2016; Mohamed, Ahmed, Tantawy, Gomaa, & Mahmoud, 2016). Los estudios experimentales de biosorción se pueden efectuar en modo discontinuo o continuo. El enfoque de los estudios en modo discontinuo o batch es determinar el ajuste del sistema adsorbato-adsorbente a un modelo de equilibrio (isotermas) (He *et al*., 2017; Li *et al*., 2016; Mohamed *et al*., 2016), mientras que los estudios en modo continuo o en columnas de lecho fijo buscan ajustar los resultados experimentales a modelos matemáticos que describan el comportamiento dinámico de la biosorción. La experimentación, ya sea en modo continuo o discontinuo requiere recursos económicos y gasto de tiempo, es por ello que en los últimos años varios investigadores han optado por usar *software* avanzados para simular el proceso de biosorción (He *et al*., 2017; Li *et al*., 2016; Mohamed *et al*., 2016).

Aspen Adsorption® es un simulador completo de diagramas de flujo para el diseño, simulación, optimización de los procesos de adsorción de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

gases y líquidos industriales (He *et al*., 2017; Li *et al*., 2016; Mohamed *et al*., 2016). Este *software* permite al investigador ahorrar tiempo y costos operativos, y determinar el rendimiento de los biosorbentes sin la necesidad de llevar a cabo la experimentación. En la literatura consultada existen escasos estudios que utilizan Aspen Adsorption® para simular la remoción de metales pesados, y la mayoría de estos estudios no comparan los resultados obtenidos en el simulador con datos experimentales.

El principal objetivo de esta investigación es validar las curvas de rupturas para el Cd^{+2} y Pb^{+2} experimentales y simuladas con el Aspen Adsorption®, así como evaluar el efecto en las curvas de ruptura al variar el caudal de alimentación y la altura de lecho.

Materiales y métodos

Preparación del biosorbente y las soluciones

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

Los desechos de cáscara de cacao se recolectaron de las fincas de Portovelo, zona costera al sur del Ecuador. Las muestras fueron sometidas a un tratamiento, que consistió en múltiples lavados con agua destilada, secado al sol por 10 días, una trituración posterior con molino de martillos, y finalmente clasificación de tamaños utilizando un tamiz número 18, obteniendo una fracción gruesa con un ∅ de partícula >1 mm y una facción con un ∅ de partícula de <1 mm. Las propiedades físicas del biosorbente se muestran en la Tabla 1, y se determinaron siguiendo la metodología descrita en nuestro trabajo previo (Vera *et al*., 2016).

Tabla 1. Características físicas de la cáscara de cacao.

Propiedad	**Valor**
Densidad de la partícula (ρ_R)	1.127 g/ml
Porosidad de la partícula (ε)	0.4312
pH en el punto de carga cero	6.96
Porosidad del lecho (ε_L)	0.6806

Se prepararon dos soluciones sintéticas con una concentración de 10 mg/l de Cd^{+2} y Pd^{+2} cada una, a partir de nitrato de cadmio y nitrato de plomo adquiridas como estándares certificados de 1 000 ppm trazables

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

a NIST, empleando agua destilada para las diluciones correspondientes. El pH de las soluciones metálicas fue ajustado a 5 adicionando HCl 0.1 N, debido a que a este pH los metales se encuentran como cationes, según Bermejo (2016). El pH se ajustó añadiendo pequeñas cantidades de soluciones 0.1 N de HCl o NaOH, según el caso. Todos los agentes químicos usados en el presente estudio fueron grado analítico marca Merck.

Los ensayos de remoción fueron realizados en una columna de vidrio, cuyas dimensiones son diámetro y altura de la columna de 1.6 cm y 50 cm, respectivamente. Las condiciones de operación fueron tamaño de partícula del biosorbente >1 mm (fracción gruesa); altura del lecho de 10.5 cm; 7 g de biomasa para el relleno, y con un caudal de alimentación a la columna de 1.9 ml/min. Estas condiciones son el resultado de un estudio hidrodinámico previo de la columna (Vera *et al*., 2018).

El montaje experimental de la columna se llevó a cabo como se describe a continuación: en la parte inferior de las columnas se colocó gravilla con un φ de 2 mm con el objetivo de que las partículas del biosorbente no sean arrastradas; se introdujo el biosorbente en el interior de las columnas hasta altura de lecho correspondiente a cada experimento, después se rellenó con gravilla de un φ de 5 mm en la parte superior de la columna para evitar la flotación del lecho y la pérdida de material. La operación del sistema se realizó con flujo descendente, los experimentos se ejecutarin a temperatura ambiente (18 °C). Antes de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

pasar la solución metálica a través de la columna de biosorción, el material fue humedecido con 300 ml de agua desionizada, a fin de evitar una disminución repentina de la concentración del metal en la solución de salida. Durante el proceso se recolectaron muestras a la salida de la columna, con un intervalo de 44 minutos en cada muestreo y un total de 20 muestras recolectadas hasta los 836 minutos.

Cuantificación de las muestras

Las concentraciones de plomo y cadmio tanto de las soluciones sintéticas preparadas, así como de las muestras recolectadas a la salida de la columna se determinaron usando la técnica de absorción atómica Aanalyst 400 de Perkin Elmer.

Simulación en Aspen Adsorption® V10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

Aspen Properties® proporciona las propiedades físicas de estos electrolitos en combinación con agua. El método termodinámico utilizado fue ELECNRTL (Electrolyte Non-random Two-Liquid).

El proceso de intercambio iónico fue asumido como el principal mecanismo de adsorción para los metales. Las suposiciones hechas para el modelo de lecho fueron:

a) *Upwind Differencing Scheme (USD1)* fue elegido como método de discretización con un número de nodos de 20.

b) El balance de masa se realizó para la fase líquida asumiendo convección con dispersión estimada.

c) La velocidad superficial del fluido a través del lecho es constante y su pérdida de presión se calcula con la ecuación de Carman-Kozeny.

d) *Lumped Resistance in linear function* fue elegido como modelo cinético y está en función del sólido.

e) Los coeficientes de transferencia de masa (k_c) tanto para el Cd^{+2} y Pb^{+2} se consideran constantes a lo largo de todo el lecho; sin embargo, son funciones dependientes del caudal de alimentación.

f) La isoterma de Langmuir fue asumida como modelo de equilibrio y sus parámetros se obtuvieron de estudios anteriores (He *et al*., 2017; Li *et al*., 2016; Mohamed *et al*., 2016).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

g) Se consideró al sistema isotérmico y adiabático para el balance de energía.

Validación y parámetros de simulación

Para validar la curva de ruptura obtenida con el simulador se realizó la simulación para el Cd^{+2} y Pb^{+2} a las mismas condiciones experimentales (caudal de 1.9 ml/min; concentración inicial del metal de 10 mg/l; altura de lecho de 10.5 cm; diámetro de lecho de 1.6 cm; tamaño de partícula >1 mm, y una temperatura de 18 °C), y se compararon los tiempos de ruptura y saturación, tomando como referencia la legislación vigente en Ecuador. Se analizaron dos funciones de error (SSE y X^2) y el coeficiente de determinación (R^2). Luego de la validación, con el simulador se obtuvieron curvas de ruptura variando la altura de lecho: 7.5, 9, 10.5 y 12 cm, mientras se mantenía constante la concentración y el caudal de alimentación. De igual forma, para determinar el efecto del caudal se varió entre 1.1, 1.5, 1.9 y 2.3 ml/min mientras se mantenían constantes los demás parámetros. El rango especificado de los parámetros fue escogido debido a que son los más usuales en estudios de adsorción

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

experimentales realizados en una bureta de vidrio dentro en un laboratorio (Chen *et al*., 2019; Mohamed *et al*., 2016).

Para cumplir los requerimientos del simulador, parámetros como la capacidad de intercambio catiónico total de la resina o biosorbente (Q), y los coeficientes de transferencia de masa (k_c) fueron calculados usando las ecuaciones (1) y (2); ya que k_c es una función de la velocidad a través del lecho, se calculó para cada caudal en estudio y se resume en la Tabla 2.

$$Q = \rho_r q_m (1 - \varepsilon_L) \quad (1)$$

$$\frac{k_c D_p}{D_{AB}} = 2 + 1.1 \left(\frac{D_p u \rho}{\mu}\right)^{0.6} \left(\frac{\mu}{\rho D_{AB}}\right)^{\frac{1}{3}} \quad (2)$$

Tabla 2. Coeficientes de transferencia de masa a diferentes caudales de alimentación.

Caudal de alimentación (ml/min)	**Coeficiente de transferencia de masa k_c (10^{-6} m/s)**	
	Cd^{+2}	**Pb^{+2}**
1.1	5.412	6.102

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

1.5	6.016	6.769
1.9	6.559	7.367
2.3	7.057	7.916

En las ecuaciones (1) y (2), ρ_r es la densidad real del adsorbente (g/m^3); q_m es la capacidad máxima de adsorción del adsorbente sobre cada metal (eq/g) obtenido de estudios preliminares (Bermejo, 2016; Sánchez-Salamea, 2016); ε_L es la porosidad del lecho; D_p es el diámetro de la partícula; u es la velocidad superficial de la solución a través del lecho (m/s); ρ y μ son la densidad (kg/m^3) y viscosidad dinámica de la solución (kg/m.s), y D_{AB} es la difusividad del catión en la solución (m^2/s). Para el caso específico de los electrolitos correspondientes de las sales de Cd $(NO_3)_2$ y Pb $(NO_3)_2$ que se forman al preparar la solución, el D_{AB} se calculó con la Ecuación (3):

$$D_{AB} = \frac{n_{catión} + n_{anión}}{\frac{n_{anión}}{D_{catión}} + \frac{n_{catión}}{D_{anión}}} \quad (3)$$

Donde *n* es la valencia del ion y *D* es la difusividad individual de cada ion. La difusividad de los tres iones (Pb^{+2}, Cd^{+2} y NO_3^-) se obtuvieron de la literatura.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

Análisis de error

Para poder avaluar el ajuste de la curva de ruptura del simulador a los datos de la curva de ruptura experimental se examinaron dos funciones de error diferentes (He *et al*., 2017; Li *et al*., 2016; Mohamed *et al*., 2016), los cuales se describen a continuación.

Suma de los errores al cuadrado (SSE):

$$SSE = \sum_{i=1}^{n}(x_{i,cal} - x_{i,meas})^2 \quad (4)$$

Error de Chi-Cuadrado (X^2):

$$X^2 = \sum_{i=1}^{n}\frac{(x_{i,cal} - x_{i,meas})^2}{x_{i,cal}} \quad (5)$$

Donde $x_{i,meas}$ son los valores de C/C_o experimentales y $x_{i,cal}$ corresponde a los valores de C/C_o obtenidos del simulador, y *n* representa

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

el número total de datos o valores de C/C_o. Finalmente, las dos curvas de ruptura (experimental y simulador) fueron comparadas usando el coeficiente de determinación (R^2):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_{i,cal} - x_{i,meas})^2}{\sum_{i=1}^{n}(x_{i,meas} - \bar{x})^2} \quad (6)$$

Donde $\bar{x}$ es el promedio de los valores C/Co experimentales.

Resultados y discusión

Estudio experimental

La Figura 1a muestra las curvas de ruptura (C/C_o *vs*. tiempo) para Pb^{+2} y Cd^{+2} obtenidas de los ensayos experimentales llevados a cabo en una columna de lecho fijo empacada con cáscara de cacao a las condiciones

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

establecidas; de igual manera, la Figura 1b exhibe la curva de la concentración de metal adsorbida C_{ads} *versus* el tiempo.

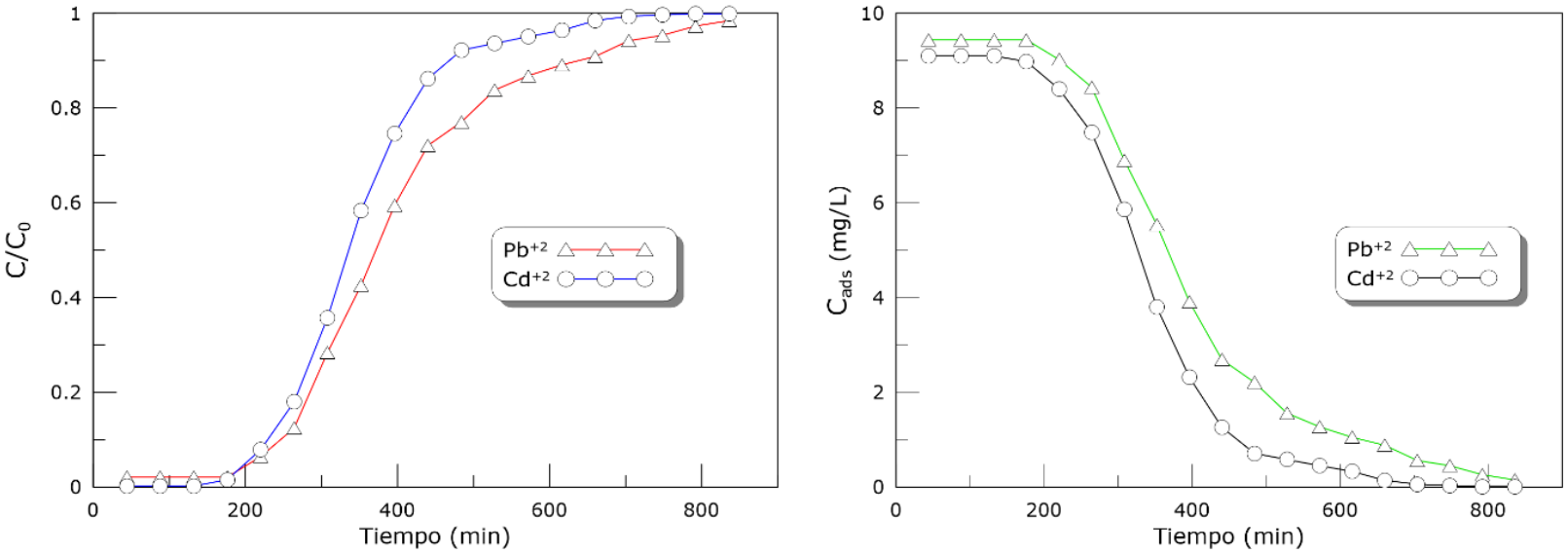


Figura 1. Curva de ruptura experimental para la adsorción de Pb^{+2} y Cu^{+2} en una columna de lecho fijo relleno con cáscara de cacao.

De la curva experimental C_{ads} *versus* tiempo para ambos metales, se observa que el área bajo la curva es mayor para el Pb^{+2} que para el Cd^{+2}, deduciendo que los sitios activos de la cáscara de cacao tienen mayor afinidad por el Pb^{+2} que por el Cd^{+2}, lo que conlleva a una mayor remoción de este metal y una mayor capacidad de adsorción. Tomando como criterio los límites máximos permisibles para Cd^{+2} y Pb^{+2} en aguas

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

residuales de 0.02 y 0.2 mg/l, respectivamente, de las curvas se obtiene que los tiempos de ruptura para el Cd^{+2} y Pb^{+2} no difieren de modo significativo (129 min y 171 min, respectivamente), en tanto que los tiempos de saturación (95 % de concentración inicial) para ambos metales varían en unos 165 minutos. La mayor afinidad que presenta la cáscara de cacao por el Pb^{+2} que por el Cd^{+2} ha sido ya reportada en varios estudios. Lara, Tejada, Villabona, Arrieta y Granados-Conde (2017) reportaron porcentajes de remoción de 91.32 y 87.80 % para el Pb^{+2} y Cd^{+2}, respectivamente; mientras que Meunier, Laroulandie, Blais y Tyagi (2003) demuestran la eliminación preferencial de la cáscara de cacao por el Pb^{+2} con 94 %, seguido del Cr^{+3} y Cd^{+2} (82 %). La justificación de este acontecimiento puede deberse al radio iónico de los cationes presentes o a la diferencia de electronegatividad entre el Cd^{+2} y Pb^{+2}.

La alta electronegatividad del ion Pb^{+2} comparado con el ion Cd^{+2} (1.9 > 1.69) puede ser el factor más probable que proporciona una atracción más fuerte con el adsorbente. Además de la Tabla 2, se muestra que el coeficiente de transferencia de masa para el caudal de experimentación (1.9 ml/min) es ligeramente mayor para el Pb^{+2}, lo que implica una mayor tasa de adsorción del Pb^{+2}.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

Validación con Aspen Adsorption®

Con el propósito de determinar la efectividad que posee el *software* Aspen Adsorption® para predecir el comportamiento dinámico del proceso de biosorción se realizó la simulación del proceso de biosorción de Pb^{+2} y Cd^{+2} con cáscara de cacao a las mismas condiciones experimentales. La Figura 2 muestra los resultados obtenidos para las curvas de ruptura experimental y simulada para ambos metales.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

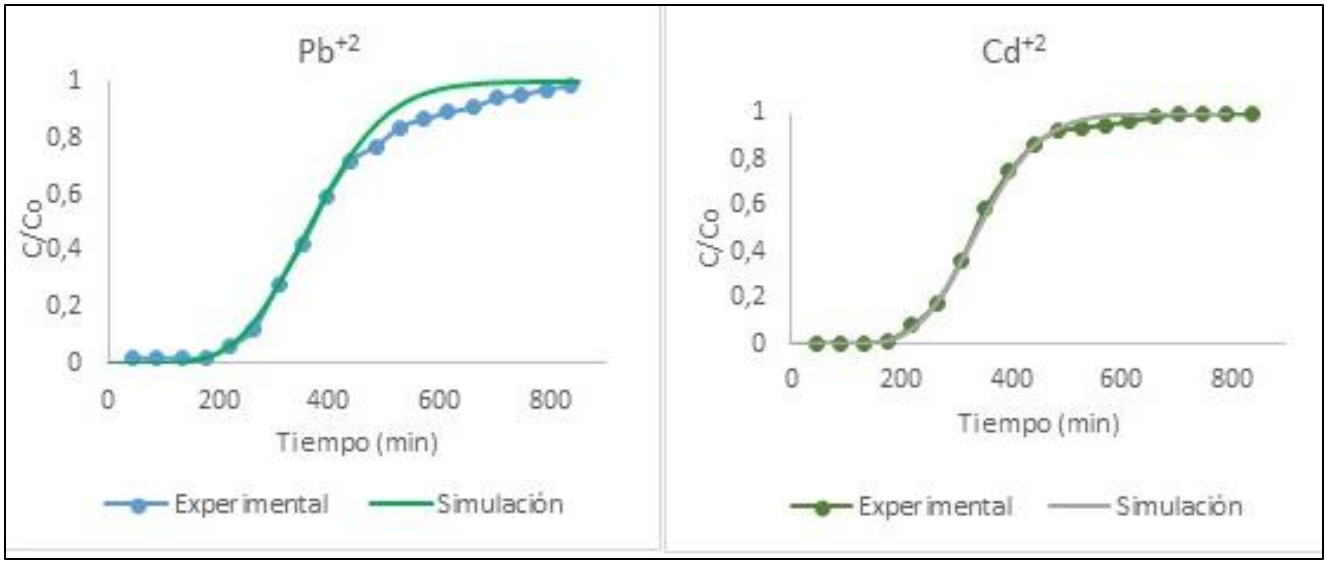


Figura 2. Curvas experimentales y simuladas para el Pb^{+2} y Cd^{+2} con caudal de 1.9 ml/min, C_o de 10 mg/l, altura de lecho de 10.5 cm y 18 °C.

Como se puede observar, la curva de ruptura experimental y la obtenida por el simulador poseen la misma forma sigmoidea; ambas curvas de avance coinciden en la trayectoria de la región inicial y en la etapa de trabajo, mientras que la región final de ambas curvas dista ligeramente, siendo más pronunciada la diferencia para el caso del Pb^{+2}; un comportamiento similar fue encontrado por Zhang, Adi, Huang y Lin (2019) al simular la adsorción de Cr^{+3} y Cu^{+2} sobre biochar en Aspen Adsorption®; al igual que en este estudio, las curvas de ruptura experimental y simulada solo difieren en la región final; no obstante, los

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

valores del tiempo de ruptura en ambas curvas son prácticamente coincidentes para ambos metales (Tabla 3); mientras que la diferencia entre los valores del tiempo de saturación difiere notablemente en 72 min para el Cd^{+2} y 171 min para el caso del Pb^{+2}. A pesar de eso, el alto valor del coeficiente de determinación (R^2 > 0.95) con valores comparativamente más bajos de SSE (< 0.05) y X^2 (< 75) confirman que los resultados obtenidos con la simulación se ajustan de forma idónea a los datos experimentales para ambos metales, sin embargo el ajuste es más propicio para el caso del Cd^{+2} que para el Pb^{+2} según el R^2 (0.9984 > 0.9846). En la literatura existen otros estudios que han validado la efectividad del modelo en Aspen Adsorption® para simular las curvas de ruptura, como son los estudios de Juela (2020) en la adsorción de acetominophen, y de Ahmed *et al*. (2020) en la remoción melanoidina con ceniza volante. Sin embargo, en casi todas las curvas de ruptura predichas por el modelo la similitud es más acertada en la región inicial y difiere en la región final, tal como se obtuvo en el presente estudio.

Tabla 3. Resultados experimentales y de la simulación.

Parámetro		**Pb^{+2}**	**Cd^{+2}**
Tiempo de ruptura (min)	Experimental	171	129
	Simulador	172	127

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tiempo de saturación (min)	Experimental	735	572
	Simulador	564	500
SSE		0.0431	0.0051
X^2		70.2627	2.0043
R^2		0.9846	0.9984

Efecto de la altura del lecho

La Figura 3 (a y b) ilustra la influencia de la altura del lecho en las curvas de ruptura obtenidas para la biosorción de Cd^{+2} y Pb^{+2}; en tanto que la Tabla 3 presenta los tiempos de ruptura y saturación obtenidos de las curvas 3a y 3b a las diferentes alturas de lecho.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

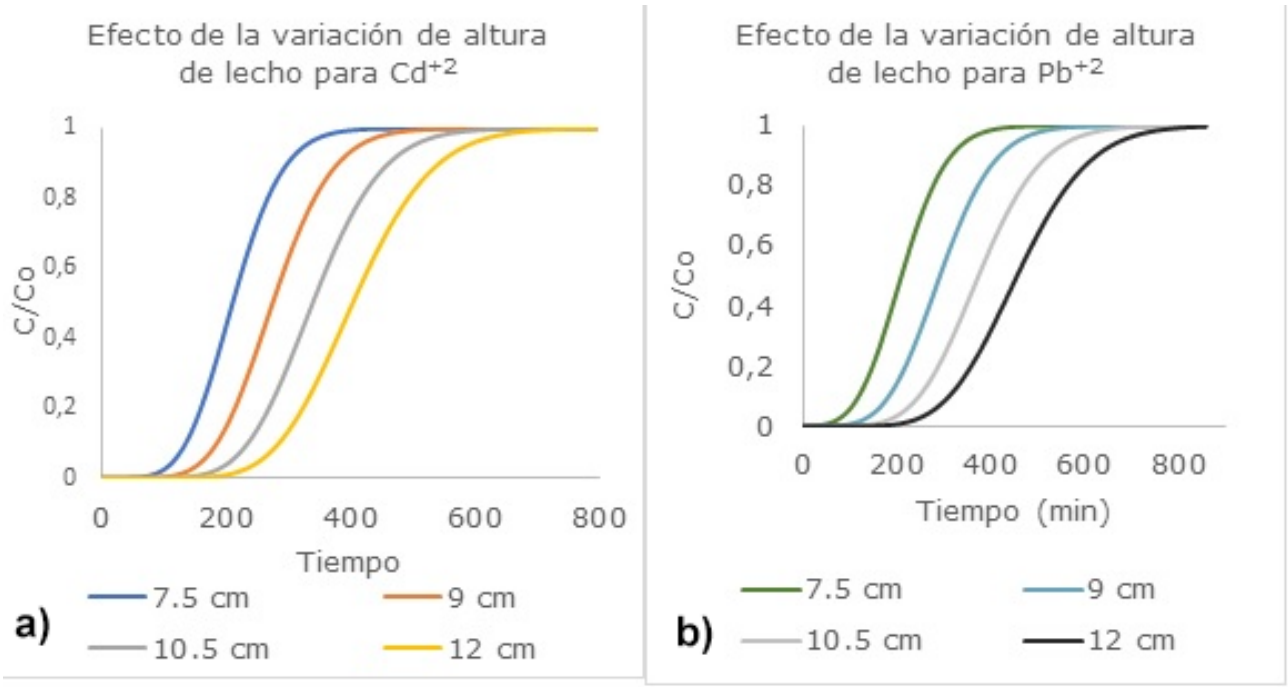


Figura 3. Curva de ruptura para Cd^{+2} (a) y Pb^{+2} (b) variando la altura de lecho con caudal de alimentación de 1.9 y 10 mg/l de Co y 18 °C.

En la Tabla 4 se muestran los resultados donde el tiempo de ruptura y saturación aumentan a medida que se incrementa la altura de lecho. El tiempo de ruptura incrementa de 60.34 min a 160.91 min para el Cd^{+2} y de 148.15 min a 357.15 min para el Pb^{+2} a medida que la altura del lecho se incrementa de 7.5 cm a 12 cm; sucede de igual forma para el tiempo de saturación. Al aumentar la altura de lecho, mayor, masa y área superficial, incrementándose los sitios activos disponibles para la

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

adsorción de los metales, se obtienen mayores tiempos de ruptura, mayor tiempo de la solución metálica al atravesar el lecho, y se incrementa el tiempo de contacto entre el metal y los sitios activos de la biomasa; así, el lecho demorará más tiempo en saturarse (Ahmad & Hameed, 2010).

Tabla 4. Resumen de los tiempos de ruptura y saturación de Cd^{+2} y Pb^{+2} a diferentes alturas de lecho.

Altura del lecho (cm)	Tiempo de ruptura (min)		Tiempo de saturación (min)	
	Cd^{+2}	Pb^{+2}	Cd^{+2}	Pb^{+2}
7.5	60.34	148.15	326.86	343.92
9	90.51	216.94	412.34	455.04
10.5	125.71	288.36	499.84	566.15
12	160.91	357.15	586.33	671.97

El efecto que produce la variación de la altura de lecho en la curva de ruptura también puede deberse al comportamiento del flujo en el interior de la columna. A alturas de lecho pequeñas, los efectos de la dispersión axial pueden ser considerables y predominantes en los fenómenos de transferencia de masa, lo que conlleva a una difícil y lenta difusión de los iones metálicos de la fase liquida a la fase sólida, tal como

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

lo demuestran Lin *et al*. (2017). Algo importante que se observa es que en todas las alturas estudiadas tanto el tiempo de ruptura como de saturación siempre son mayores para el caso del Pb^{+2} que para el Cd^{+2}, lo que confirma la adsorción preferencial de la cáscara de cacao por el Pb^{+2}.

Efecto del caudal a través del lecho

El efecto del caudal a través de la columna fue estudiado a flujos de 1.1, 1.5, 1.9 y 2.3 ml/min mientras se mantenía constante la altura de lecho en 10.5 cm y una concentración inicial de 10 mg/l de cada metal.

En la Figura 4 (a y b) se muestran los resultados de las curvas de rupturas simuladas a diferentes caudales.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

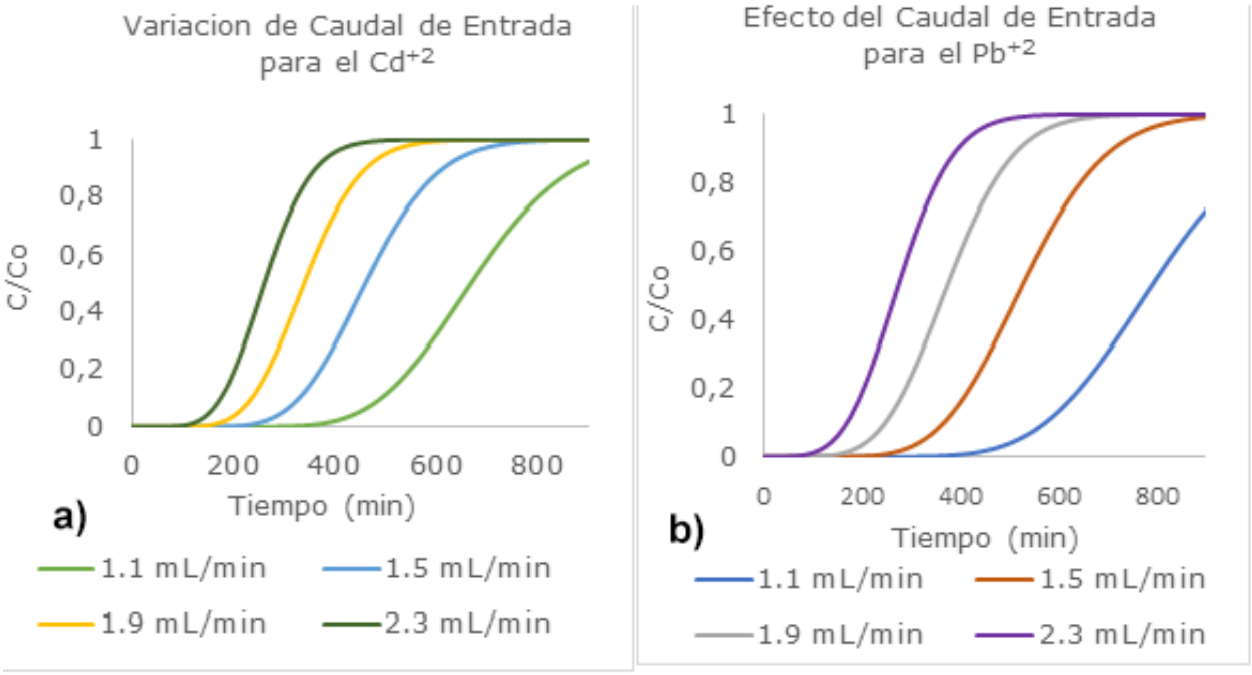


Figura 4. Curva de ruptura para Cd^{+2} (a) y Pb^{+2} (b) variando el caudal de alimentación con una altura de lecho de 10.5 cm, 10 mg/l de Co y 18 °C.

A medida que el caudal disminuye, el tiempo de ruptura y tiempo de saturación aumentan. En la Tabla 5 se muestran los resultados, ratificando que cuando el caudal es bajo, el tiempo de contacto y permanencia en el lecho será mayor, lo que se traduce en una adsorción más efectiva de los metales; mientras que los caudales altos tienden a conducir turbulencia dentro de los espacios intersticiales del lecho, aumentando la posibilidad de que los efectos de dispersión axial ocurran,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

limitando la difusión del metal en los poros del adsorbente. Además, el tiempo en el que están en contacto la solución metálica con el adsorbente es menor; como resultado, la solución del adsorbato abandona más rápido la columna sin antes alcanzar el equilibrio y la adsorción de los metales es baja. Un efecto similar se observó en la simulación de Cd^{+2} y Cu^{+2} con tiempos de saturación y ruptura inferiores al caudal de alimentación más alto (Soriano, Orfiana, Pangon, Nieva, & Adornado, 2016).

Tabla 5. Resumen de los tiempos de ruptura y saturación de Cd^{+2} y Pb^{+2} a diferentes caudales de entrada.

Caudal de entrada (ml/min)	Tiempo de ruptura (min)		Tiempo de saturación (min)	
	Cd^{+2}	Pb^{+2}	Cd^{+2}	Pb^{+2}
1.1	301.71	645.52	940.34	1116.43
1.5	191.09	418.00	661.25	767.22
1.9	125.71	288.36	499.84	566.15
2.3	85.49	201.06	394.74	433.87

Cuanto mayor es la velocidad de flujo de alimentación la curva se vuelve mucho más pronunciada y de mayor pendiente, lo que se traduce en una zona de transferencia de masa más reducida a medida que

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

aumenta el flujo; en consecuencia, la capacidad de adsorción disminuye y el adsorbente se satura en un tiempo de operación corto. Adicionalmente, se conoce que la cinética de adsorción del metal en el adsorbente es directamente proporcional al coeficiente de transferencia de masa (k_c), y a la diferencia entre la concentración del metal en la fase líquida y el adsorbente; por consiguiente, si el caudal de alimentación aumenta, también lo hace k_c (Tabla 2), lo que produce que la velocidad de adsorción del metal sobre la cáscara de cacao sea más rápida, y los tiempos de ruptura y saturación se reducen (Mohammed *et al*., 2013; Taseidifar *et al*., 2017).

La Figura 5a muestra la dependencia que tiene el tiempo de ruptura (t_r) y el tiempo de saturación (t_s) con la altura del lecho a un caudal de alimentación de 1.9 y 10 mg/l de C_o y 18 °C. La figura expone una dependencia lineal creciente de t_r y t_s con la altura del lecho para ambos metales, con coeficientes de correlación (R^2) superiores a 0.9; de esta manera se establece que t_r y t_s son directamente proporcionales a la altura del lecho cuando el caudal y la concentración inicial se mantienen constantes. Similar dependencia lineal del tiempo de saturación y ruptura con respecto a la altura del lecho se observó en la adsorción de furfural en ceniza volante (Singh, Srivastava, Goyal, & Mall, 2019).

La dependencia que presenta el tiempo de ruptura (t_r) y saturación (t_s) con respecto al caudal de alimentación es una función potencial con exponente negativo (Figura 5b); así, t_s y t_r disminuyen con el aumento

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

del caudal. Del comportamiento y aspecto que presentan dichas curvas se podría pronosticar que a caudales suficientemente altos, el tiempo de ruptura y saturación se podrían mantener constantes; este efecto podría ser ventajoso, pues permitiría tratar altos volúmenes de efluentes con una misma cantidad de biomasa. Sin embargo, cabe mencionar que este aumento podría ser favorable solo hasta un valor del flujo limite; más allá de este límite podría ocasionar problemas de inundación del lecho.

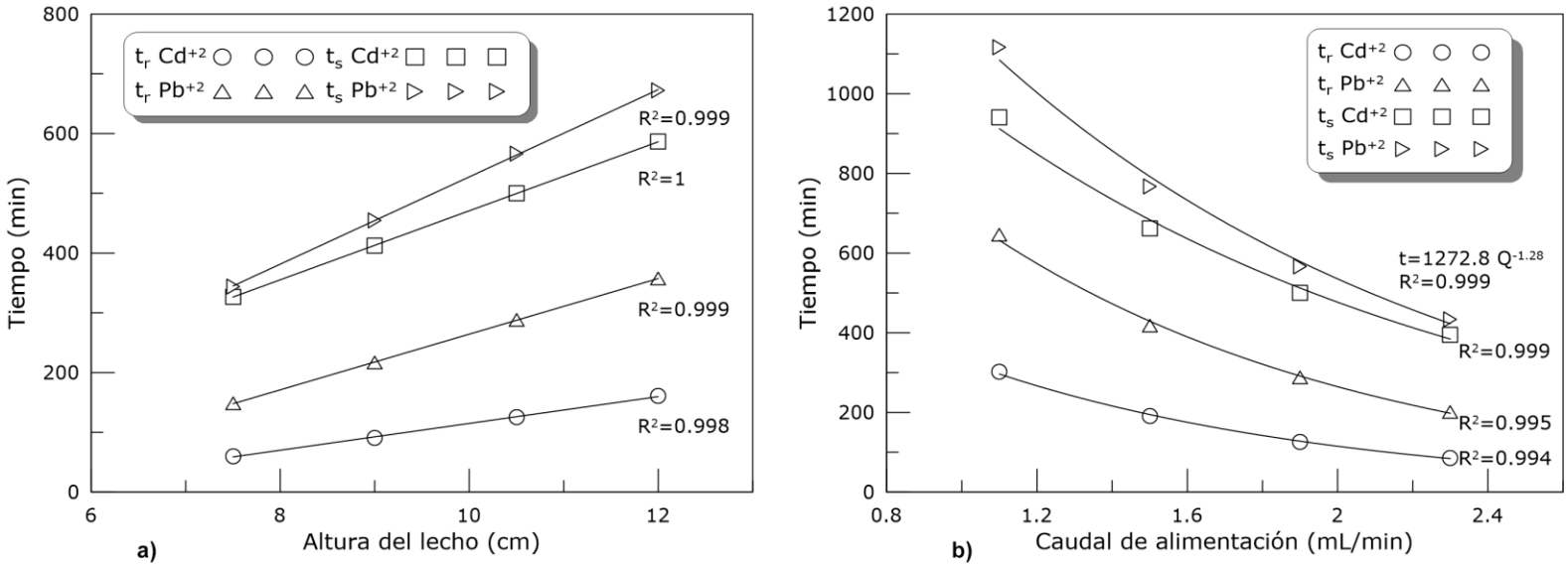


Figura 5. Efecto de la altura del lecho (a) y caudal de alimentación (b) en el tiempo de residencia y tiempo de saturación.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

Estudio de la concentración del metal a lo largo del lecho

La saturación de la columna con el tiempo puede observarse en la Figura 6 (a y b). Estas gráficas exhiben la concentración de Pb^{+2} y Cd^{+2} dentro de la fase sólida en el tiempo de operación de la columna. Se puede observar que a 200 minutos de operación, la longitud de lecho saturado (cuando la concentración del metal en la fase sólida es igual a concentración inicial en la alimentación) es de 1 cm y de 2.5 cm cuando se hace pasar solución de Pb^{+2} y Cd^{+2}, respectivamente. De igual forma, a los 500 minutos de operación, la longitud de lecho saturado es de 5 cm para el Pb^{+2}, pero unos 9 cm para el caso de Cd^{+2}, de ahí que la columna se sature en menos tiempo cuando se hace pasar la solución de Cd^{+2}. Algo que también se puede destacar en la Figura 6 (a y b) es la notable diferencia de la zona de transferencia de masa (ZTM). Para el caso de la adsorción de Pb^{+2}, la ZTM tiene una longitud aproximada de 8.5 cm a los 100 min, mientras que para el Cd^{+2} la MTZ es de apenas 6.5 cm en ese mismo tiempo. Por tal motivo, una zona de transferencia de masa reducida significa una capacidad de adsorción menor y tiempos de saturación más cortos. Lin *et al*. (2017) obtuvieron resultados similares en la adsorción de ácido levulínico.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

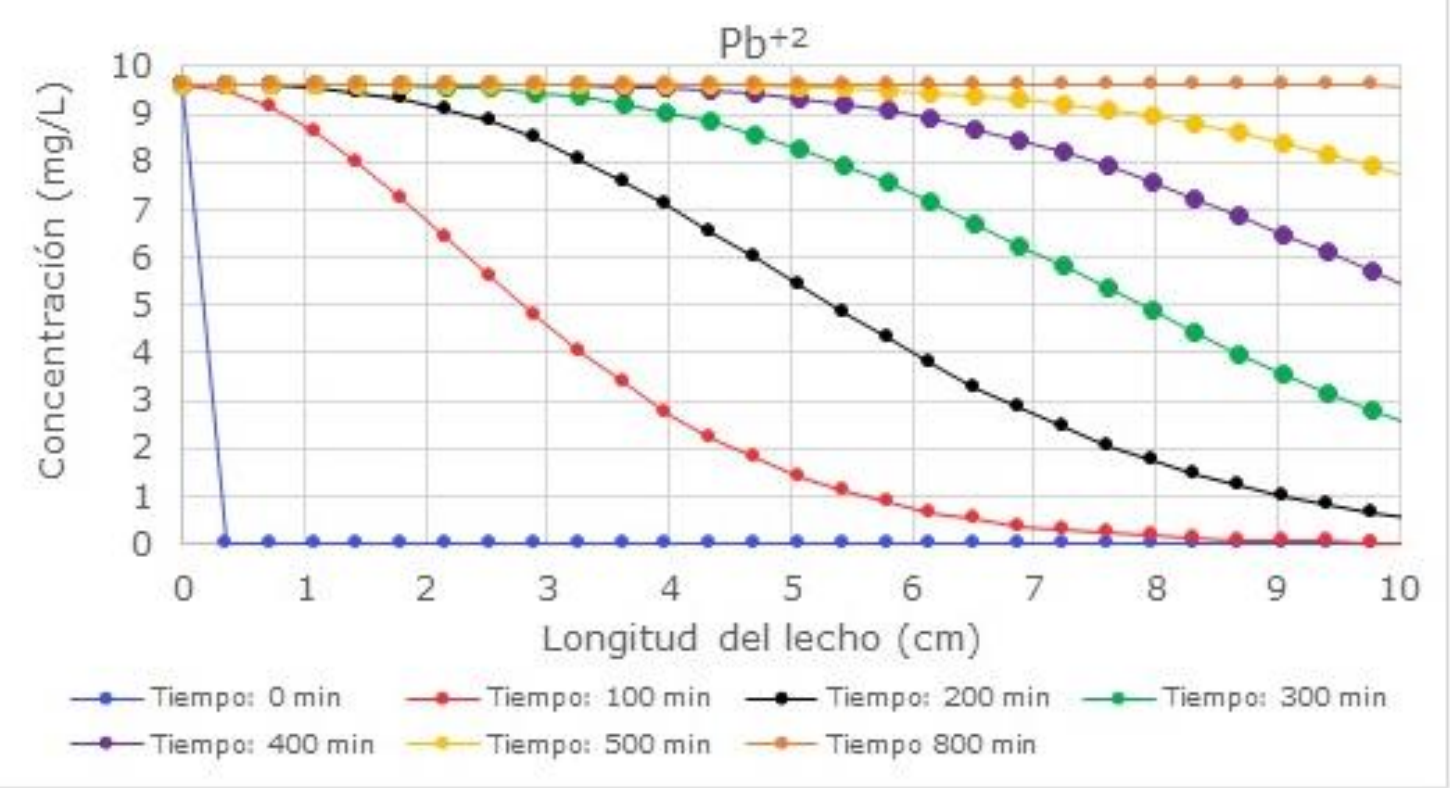


Figura 6a. Variación de la concentración de Pb^{+2} a través del lecho.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

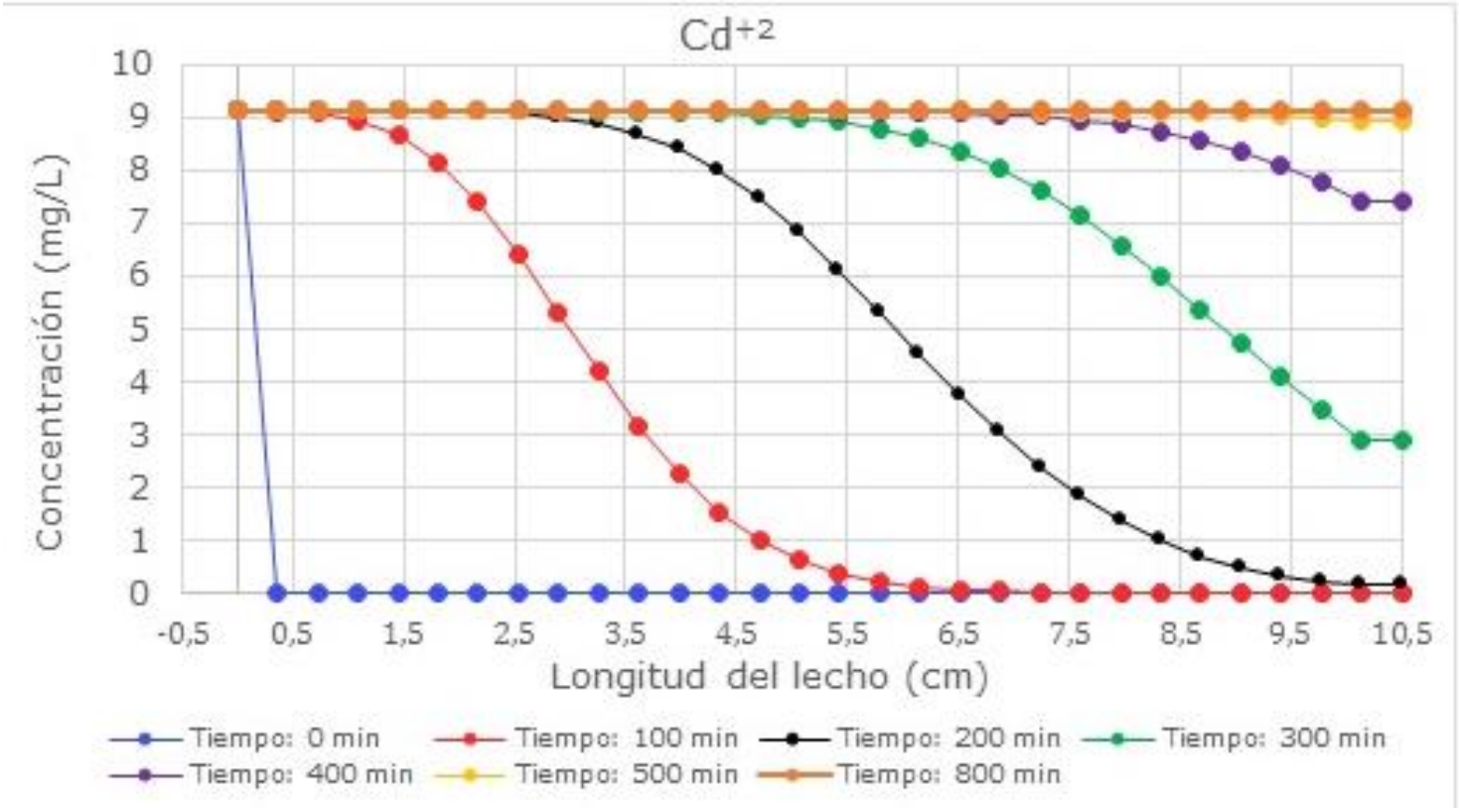


Figura 6b. Variación de la concentración de Cd^{+2} a través del lecho.

Conclusiones

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 56-97. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-02

Los sitios activos de la cáscara de cacao tienen mayor afinidad por el catión plomo que por cadmio; la alta electronegatividad del ion Pb^{+2} puede ser el factor más probable que explique la adsorción preferencial de la cáscara de cacao sobre este metal. Los datos experimentales permitieron validar los resultados obtenidos con el simulador Aspen Adsorption®; la curva de ruptura de la simulación converge con la curva experimental en casi toda la trayectoria; se obtuvo un coeficiente de determinación (R^2) cercano a la unidad, y el valor del error (SSE) fue insignificante. El efecto que produce la altura del lecho y el flujo en el tiempo de ruptura y de saturación pudo predecirse con bastante aproximación usando el *software*, verificándose que al aumentar la altura del lecho y disminuir el flujo se obtiene mayor tiempo de ruptura y de saturación. Los resultados de este estudio exponen el uso de Aspen Adsorption® como una alternativa potencial y eficaz para simular el comportamiento dinámico de los procesos de biosorción de metales pesados en columnas de lecho fijo.

Agradecimientos

El colectivo de autores agradece al Centro de Estudios Ambientales de la Universidad de Cuenca por el apoyo brindado en la realización de todos los experimentos.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Referencias

Ahmad, A. A., & Hameed, B. H. (2010). Fixed-bed adsorption of reactive azo dye onto granular activated carbon prepared from waste. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 298-303. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.003

Ahmed, S., Unar, I. N., Khan, H. A., Maitlo, G., Mahar, R. B., Jatoi, A. S., Memon, A. Q., & Shah, A. K. (2020). Experimental study and dynamic simulation of melanoidin adsorption from distillery effluent. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(9), 9619-9636. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s11356-019-07441-8

Akif, M., Khan, A. R., Hussain, Z., Maal-Abrar, Khan, M., Sok, K., Min, Z., & Muhammad, A. (2002). Textile effluents and their contribution towards aquatic pollution in the Kabul River (Pakistan). *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 24(2), 106-111. Recuperado de https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:33069917

Akpor, O., Ohiobor, B., & Olaolu, T. (2014). Heavy Metal Pollutants in Wastewater Effluents: Sources, Effects and Remediation. *Advances in Bioscience and Bioengineering*, 2(4), 37-43.

Bermejo, D. F. (2016). *Remoción de plomo y cadmio presente en aguas residuales mineras mediante biosorción en columnas con bagazo de caña y cáscara de cacao*. Recuperado de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

http://dspace.ucuenca.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/25710/1/Tesis.pdf

Besante, J., Niforatos, J., & Mousavi, A. (2011). Cadmium in rice: Disease and social considerations. *Environmental Forensics*, 12(2), 121-123.

Byambaa, M., Dolgor, E., Shiomori, K., & Suzuki, Y. (2018). Removal and recovery of heavy metals from industrial wastewater by precipitation and foam separation using lime and casein. *Journal of Environmental Science and Technology*, 11(1), 1-9. Recuperado de https://doi.org/10.3923/jest.2018.1.9

Cegłowski, M., & Schroeder, G. (2015). Preparation of porous resin with Schiff base chelating groups for removal of heavy metal ions from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*, 263, 402-411.

Chen, Z. L., Zhang, J. Q., Huang, L., Yuan, Z. H., Li, Z. J., & Liu, M. C. (2019). Removal of Cd and Pb with biochar made from dairy manure at low temperature. *Journal of Integrative Agriculture*, 18(1), 201-210. Recuperado de https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)61987-2

Ferniza-García, F., Amaya-Chávez, A., Roa-Morales, G., & Barrera-Díaz, C. E. (2017). Removal of Pb, Cu, Cd, and Zn present in aqueous solution using coupled electrocoagulation-phytoremediation

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

treatment. *International Journal of Electrochemistry*, 2017, 1-11. Recuperado de https://doi.org/10.1155/2017/7681451

Gherasim, C., & Mikulášek, P. (2014). Influence of operating variables on the removal of heavy metal ions from aqueous solutions by nanofiltration. *Desalination*, 343, 67-74.

Guo, L., Du, Y., Yi, Q., Li, D., Cao, L., & Du, D. (2015). Efficient removal of arsenic from "dirty acid" wastewater by using a novel immersed multi-start distributor for sulphide feeding. *Separation and Purification Technology*, 142, 209-214. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.12.029

He, J., Li, Y., Wang, C., Zhang, K., Lin, D., Kong, L., & Liu, J. (2017). Rapid adsorption of Pb, Cu and Cd from aqueous solutions by β-cyclodextrin polymers. *Applied Surface Science*, 426, 29-39. Recuperado de https://doi.org/10.1016/J.APSUSC.2017.07.103

Jokar, M., Mirghaffari, N., Soleimani, M., & AJabbari, M. (2019). Preparation and characterization of novel bio ion exchanger from medicinal herb waste (chicory) for the removal of Pb2+ and Cd2+ from aqueous solutions. *Journal of Water Process Engineering*, 28, 88-99.

Juela, D. M. (2020). Comparison of the adsorption capacity of acetaminophen on sugarcane bagasse and corn cob by dynamic

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

simulation. *Sustainable Environment Research*, 30(1), 23. Recuperado de https://doi.org/10.1186/s42834-020-00063-7

Khan, Z., Ahmad, K., Ashraf, M., & Parveen, R. (2015). Bioaccumulation of heavy metals and metalloids in luffa (*Luffa cylindrica L.*). Irrigated with domestic wastewater in Jhang, Pakistan: A prospect for human nutrition. *Pakistan Journal of Botany*, 47(1), 217-224.

Khanipour, A., Ahmadi, M., & Seifzadeh, M. (2018). Study on bioaccumulation of heavy metals (cadmium, nickel, zinc and lead) in the muscle of wels catfish (*Silurus glanis*) in the Anzali Wetland, Iran. *Journal of Fisheries Science*, 17(1), 244-250.

Khosa, M. K., Jamal, M. A., Hussain, A., Muneer, M., Zia, K. M., & Hafeez, S. (2013). Efficiency of aluminum and iron electrodes for the removal of heavy metals [(Ni (II), Pb (II), Cd (II)] by electrocoagulation method. *Journal of the Korean Chemical Society*, 57(3), 316-321. Recuperado de https://doi.org/10.5012/jkcs.2013.57.3.316

Kończyk, J., Żarska, S., & Ciesielski, W. (2019). Adsorptive removal of Pb(II) ions from aqueous solutions by multi-walled carbon nanotubes functionalised by selenophosphoryl groups: Kinetic, mechanism, and thermodynamic studies. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 575, 271-282.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kong, X., Ting, L., Ziheng, Y., Zhe, Ch., Da, L., Zhiwei, W., Hua, Z., Qiuhua, L., & Shanshan, Z. (2018). Heavy metal bioaccumulation in rice from a high geological background area in Guizhou Province, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10), 2281.

Lara, C., Tejada, C., Villabona, A., Arrieta, A., & Granados-Conde, C. (2017). Adsorción de plomo y cadmio en sistema continuo de lecho fijo sobre residuos de cacao. *Revista ION: Investigación, Optimización y Nuevos Procesos en Ingeniería*, 29(2), 111-122.

Li, M., Zhang, Z., Li, R., Wang, J. J., & Ali, A. (2016). Removal of Pb(II) and Cd(II) ions from aqueous solution by thiosemicarbazone modified chitosan. *International Journal of Biological Macromolecules*, 86, 876-884. Recuperado de https://doi.org/10.1016/J.IJBIOMAC.2016.02.027

Lin, X., Huang, Q., Qi, G., Shi, S., Xiong, L., Huang, C., Chen, X., Li, H., & Chen, X. (2017). Estimation of fixed-bed column parameters and mathematical modeling of breakthrough behaviors for adsorption of levulinic acid from aqueous solution using SY-01 resin. *Separation and Purification Technology*, 174, 222-231. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.10.016

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Meunier, N., Laroulandie, J., Blais, F., & Tyagi, R. (2003). Cocoa shells for heavy metal removal from acidic solutions. *Bioresource Technology*, 90(3), 255-263.

Mohamed, E.-S. R., Ahmed, M. S., Tantawy, A. A., Gomaa, N. H., & Mahmoud, H. A. (2016). Phytoremediation of Pb+2, Cd+2 and Cu+2 by an aquatic macrophyte azolla pinnata from industrial wastewater in Egypt. *Middle East Journal of Applied Sciences*, 6(1), 27-39. Recuperado de http://www.curresweb.com/mejas/mejas/2016/27-39.pdf

Mohammed, A. A., Ebrahim, S. E., & Alwared, A. I. (2013). Flotation and sorptive-flotation methods for removal of lead ions from wastewater using SDS as surfactant and barley husk as biosorbent. *Journal of Chemistry*, 2013, 1-6. Recuperado de https://doi.org/10.1155/2013/413948

Musilova, J., Arvay, J., Vollmannova, A., Toth, T., & Tomas, J. (2016). Environmental contamination by heavy metals in region with previous mining activity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 97(4), 569-575.

Rana, M., Tangpong, J., & Rahman, M. (2018). Toxicodynamics of lead, cadmium, mercury and arsenic. Induced kidney toxicity and treatment strategy: A mini review. *Toxicology Reports*, 5, 704-713.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sánchez-Salamea, N. A. (2016). *Biosorción en tanque agitado de Cd+2 y Pb+2 con cáscara de cacao*. Recuperado de https://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/25242/3/Tesis.pdf

Schwarze, M., Groß, M., Moritz, G., Buchner, L., Kapitzki, L., Chiappisi, M., & Gradzielski, M. (2015). Micellar enhanced ultrafiltration (MEUF) of metal cations with oleylethoxycarboxylate. *Journal of Membrane Science*, 478, 140-147.

Singh, S., Srivastava, V. C., Goyal, A., & Mall, I. D. (2019). Breakthrough modeling of furfural sorption behavior in a bagasse fly ash packed bed. *Environmental Engineering Research*, 25(1), 104-113. Recuperado de https://doi.org/10.4491/eer.2018.407

Soriano, A., Orfiana, O., Pangon, J., Nieva, A., & Adornado, A. (2016). Simulated biosorption of Cd(II) and Cu(II) in single and binary metal systems by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) using aspen Adsorption®. *ASEAN Journal of Chemical Engineering*, 16(2), 21-43.

Sörme, L., & Lagerkvist, R. (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of the Total Environment*, 298(1-3), 131-145.

Taseidifar, M., Makavipour, F., Pashley, R. M., & Mokhlesur-Rahman, A. F. M. (2017). Removal of heavy metal ions from water using ion

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

flotation. *Environmental Technology and Innovation*, 8, 182-190. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.07.002

Vera, L., García, N., Uguña, M., Flores, M., González, E., & Brazales, D. (2018). Modelado en columna de lecho fijo para la bioadsorción de cd+2 y pb+2 con cáscara de cacao. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(4), 611-620. DOI: 10.20937/RICA.2018.34.04.05

Vera, L., Uguña, M. F., García, N., Flores, M., Vázquez, V., & Aloma, I. (2016). Desarrollo de materiales sorbentes para la eliminación de metales pesados de las aguas residuales mineras. *Afinidad*. Recuperado de https://www.raco.cat/index.php/afinidad/article/view/312048

Yadav, A., Yadav, K., & Shukla, D. (2013). Investigation of heavy metal status in soil and vegetables grown in urban area of Allahabad, Uttar Pradesh, India. *International Journal of Scientific and Research Publication*, 3(9), 1-7.

Zhang, Y., Adi, V., Huang, H., & Lin, H. (2019). Adsorption of metal ions with biochars derived from biomass wastes in a fixed column: Adsorption isotherm and process simulation. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 76, 240-244.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Artículos

Tratamiento primario y ozonización de aguas residuales modelo de la producción de cápsulas blandas

Primary treatment and ozonation of model wastewater from the production of soft capsules

Eliet Veliz[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-3253-4632

Mayra Bataller[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-7619-7880

Niubis Ortega[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-2770-2830

Dayana Gil[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1561-6495

[1]Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Playa, La Habana, Cuba, eliet.veliz@cnic.cu

[2]Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Playa, La Habana, Cuba, mayra.bataller@cnic.cu

[3]Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Playa, La Habana, Cuba, niubis.ortega@cnic.cu

[4]Centro de Inmunología Molecular, Playa, La Habana, Cuba, dayana.gil8510@gmail.com

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Autor para correspondencia: Eliet Veliz, eliet.veliz@cnic.cu

Resumen

El Centro Nacional de Investigaciones Científicas de Cuba desarrolló un medicamento a partir del extracto lipídico de frutos de la palma real cubana (*Roystonea regia*) destinado al tratamiento de la hiperplasia prostática benigna. El producto es un líquido oleoso que será encapsulado en cápsulas blandas de gelatina. En Cuba no existía instalación industrial para producir cápsulas blandas, por lo que se construyó una planta con este propósito, siendo necesario el estudio previo de aguas residuales modelo. Se evaluó un esquema de tratamiento a escala de laboratorio de tres etapas: trampa de grasas, sedimentación primaria y ozonización. En las dos primeras etapas se estudiaron tiempos de retención hidráulica de 15, 30 y 45 minutos, obteniéndose la mejor condición para 30 minutos. El proceso de ozonización se estudió con un diseño experimental 2^3, con dos concentraciones de ozono en el gas (40 y 60 mgO_3/l), dos flujos de gas (10 y 20 l/h), y dos valores de pH (3 y 7); el tiempo de ozonización fue de 30 min. Se aplicaron dosis de ozono de 330, 500 y 660 mg O_3/l de agua tratada. El análisis estadístico mostró que los mejores resultados se obtuvieron con concentración de ozono: 60 mg O_3/l; flujo de gas: 10 l/h, y pH: 3. La combinación de las etapas de tratamiento permitió

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

alcanzar una eficiencia total de reducción de DQO (51.6 %), DBO_5 (64.7 %), ST (21 %), S_{Sed} (100 %), grasas y aceites (79.3%), detergentes (91.6%), nitrógeno (30.1%), fósforo (93.1%), turbidez (85.8%) y color (90.1%), garantizando cumplir con la norma cubana NC 27:2012.

Palabras clave: trampa de grasa, sedimentación, ozonización, cápsulas blandas, tratamiento de aguas residuales.

Abstract

The lipid extract of fruits of the royal palm Cubana (*Roystonea regia*), developed at the National Center for Scientific Research (CNIC), will be used in the treatment of benign prostatic hyperplasia (BPH). The product is a liquid oil to be encapsulated in soft gelatin capsules. In Cuba, there was no industrial plant for soft capsule production; a plant was built for this purpose, which was necessary for the previous study of the wastewater model. A treatment scheme to laboratory scale of three stages: Trap of fat, primary sedimentation, and ozonation was evaluated. In the first two stages, hydraulic retention times of 15, 30, and 45 minutes were studied, obtaining the best condition for 30 minutes. The ozonation process was carried out with an experimental design 2^3, with two ozone concentrations in the gas (40 and 60 mg O_3/l), two gas flows (10 and 20 l/h), and two pH values (3 and 7); the ozonation time was 30 min. Ozone doses of 330, 500, and 660 mg O_3/l were applied. Statistical analysis showed that the best results were

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

obtained with ozone concentration: 60 mg O_3/l; gas flow: 10 l/h, and pH: 3. The combination of the treatment stages allowed achieve a total efficiency of reduction of COD (51.6 %), BOD_5 (64.7 %), ST (21 %), SSed (100 %), fats and oils (79.3 %), detergents (91.6 %), nitrogen (30.1 %), phosphorus (93.1 %), turbidity (85.8 %) and color (90.1 %), guaranteeing compliance with the Cuban NC standard 27: 2012.

Keywords: The trap of fat, sedimentation, ozonation, soft capsules, wastewaters treatment.

Recibido: 05/03/2021

Aceptado: 15/08/2021

Introducción

En el Centro Nacional de Investigaciones Científicas (CNIC) se desarrolló un medicamento obtenido a partir de extractos lipídicos de frutos de la palma real cubana (*Roystonea regia*), indicado para el tratamiento de la hiperplasia prostática benigna (HPB). Este producto contiene como

© 2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

ingrediente activo ácidos grasos (oleico, láurico, palmítico y mirístico), comunes en la dieta y componentes de cualquier aceite vegetal.

Este producto es un líquido oleoso, por lo que su forma farmacéutica más idónea es la cápsula blanda de gelatina (CBG), donde los ingredientes farmacéuticos activos (IFA) se recubren por una película delgada conformada por gelatina (35-45 %), agua (~40 %) y plastificante (glicerol, sorbitol 15-25 %). Además, se pueden añadir colorantes (óxido de hierro rojo ci77491, óxido de hierro negro ci77499), conservantes, opacificantes y saborizantes. La gelatina es una proteína de origen animal que se obtiene principalmente de huesos bovinos y de la piel del cerdo, siendo este tipo de gelatina clara y plástica (Brian & Fridrun, 2004; Carolina, 2010). Las CBG poseen carácter hidrosoluble, alta velocidad de desintegración y resistencia a la oxidación (Fridrun, 2004).

En Cuba se decide construir una planta industrial de producción de CBG; sin embargo, al no existir una instalación industrial de este tipo, se desconoce la composición física, química y microbiológica de los residuales líquidos que se generan en el proceso, así como los tratamientos empleados para reducir o eliminar los niveles de contaminación. A partir de la literatura consultada se conocen los métodos de producción de CBG y procesos de limpieza (Brian & Fridrun, 2004; Carolina, 2010; DICT-CNIC, 2015), pero no brindan información sobre la composición de los residuales generados ni de los sistemas de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

tratamiento empleados, por lo que el estudio de estos residuales y su tratamiento son esenciales y novedosos.

Se ha demostrado que varios compuestos farmacéuticos no son eliminados completamente en los tratamientos, los cuales se han encontrado en los efluentes de las plantas de tratamiento convencionales (Ternes *et al*., 2002; Miao, Bishay, Chen, & Metcalfe, 2004; Stackelberg *et al*., 2004; Hernando, Mezcua, Fernández-Alba, & Barceló, 2006; Manaia, Novo, Coelho, & Nunes, 2008; Deblonde, Cossu-Leguille, & Hartemann, 2011; Rivera-Utrilla, Sánchez-Polo, Ferro-García, Prados-Joya, & Ocampo-Pérez, 2013; Baresel *et al*., 2015; Rodríguez-Narvaez, Peralta-Hernandez, Goonetilleke, & Bandalac, 2017), así como en las aguas superficiales, subterráneas y de consumo en varios países (Kolpin *et al*., 2002; Boyd, Reemtsma, Grimm, & Mitra, 2003; Wiegel *et al*., 2004; Dougherty, Swarzenski, Dinicola, & Reinhard, 2010; Stuart, Lapworth, Crane, & Hart, 2012; Leung *et al*., 2013; Blair, Crago, Hedman, & Klaper, 2013; Chang, 2015; Sorensen *et al*., 2015; Ebele, Abdallah, & Harrad, 2017; Gogoi *et al*., 2018).

Algunos de los efectos adversos de la contaminación de residuales farmacéuticos incluyen la toxicidad acuática, desarrollo de resistencia en las bacterias patógenas, genotoxicidad, y aparición de compuestos considerados disruptores endocrinos que afectan la salud humana (Leung *et al*., 2013; Vasquez, Lambrianides, Schneider, Kümmerer, & Fatta-Kassinos, 2014; O'Neill, 2016; Rubio, Delgado, & Amaya, 2017; Hogerzeil *et al*., 2018).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Debido a que los procesos de tratamiento convencionales, sobre todo los biológicos, en ocasiones no representan una barrera segura frente a varios de los fármacos recalcitrantes o productos tóxicos industriales, es necesario introducir tecnologías avanzadas de tratamiento que puedan ser consideradas como tratamientos terciarios o de seguridad. Varias tecnologías se han evaluado con este propósito con buenos resultados; en la Tabla 1 se presenta un resumen de varios autores con los tipos de tratamiento que se emplean, contaminantes y principales resultados.

Tabla 1. Ejemplos de tecnologías evaluadas para reducir contaminantes tóxicos y recalcitrantes.

Tipo de agua	Contaminantes	Tratamiento	Resultados	Autor
Aguas residuales municipales	Farmacéuticos y disruptores endocrinos	Ozonización	Dosis O_3: 2-5 mgl^{-1}. Eficiencias 90-99 %	Huber *et al.* (2005)
Superficiales y subterráneas	Pesticidas: carbamatos, compuestos clorofenoxi, organoclorados organofosfatos	Ozonización Ozono/H_2O_2 Ozono/UV	• Aldicarb (9.5 mg/l^{-1}) Dosis O_3: 1 mgl^{-1}, pH: 8.3. Ef: 100 % • Carbofuranos O_3/UV: DQO > 85 %. • Dicamba 6.4 μgl^{-1}: 3 mgO_3/7 mgH_2O_2 100 % de eliminación	Ikehata & Gamal-El-Din (2005)

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

			• Dicofol 6.4 μgl^{-1}: 1.5 mgO_3/0.75 mgH_2O_2, pH: 9.4; 100 % de eliminación	
Superficiales y de consumo Aguas residuales municipales	Compuestos farmacéuticos: antipiréticos, analgésicos, antibióticos, antidepresivos, anticonvulsivos anticonceptivos, citostáticos	Ozonización Ozono/H_2O_2 Ozono/UV H_2O_2/UV TiO_2/UV	<u>Eficiencias 100 % de eliminación:</u> • Cefazolin y cephalosporin: H_2O_2/UV: 26 mg/l/2.8x10^{-6}Einst s^{-1} • Azitromicina: dosis O_3:3,5 mgl^{-1} • Lincomicina (50 mgl^{-1}): TiO_2/UV: 1 gl^{-1}/8.5 $mW.m^{-2}$, pH: 6.2 h • Ofloxacina (560 μgl^{-1}): dosis O_3: 14 mgl^{-1}, pH: 7.4 H_2O_2/UV: 5-10 mM/2.5x10^{-6}Einst s^{-1} • Sulfadiazina 2μgl^{-1}, O_3: 2mgl^{-1}, pH: 7 • Carbadox y trimetoprima:	Ikehata, Jodeiri y Gamal-El-Din (2006)

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

			Dosis O_3: 0.3 mgl^{-1}, pH: 7.5. • Carbamazepina (118 mgl^{-1}): Dosis O_3: 1 mgl^{-1}, pH: 5.5. • Ibuprofeno (2 μgl^{-1}): 5 mgO_3l^{-1} y 1.8 $mgH_2O_2l^{-1}$ • Propanolol y estrone: dosis O_3: 5 mgl^{-1}, pH: 7	
Efluentes de plantas de tratamiento aguas residuales	Ecotoxicidad acuática Estrógenos y 17β-hydroxyandro-geno	Planta piloto ozonización. (30-36 m^3/h)	Dosis O_3: 0.6-1.1 $gO_3/gDQO$ Disminución de estrógeno-inmunorreacti-vidad en 97.7 % y andrógeno-inmunorreacti-vidad en 56.3 %. Reducción de hormonas esteroideas	Altmann *et al*. (2012)
Efluentes de tratamiento aguas residuales	Fármacos (47) y drogas (11)	Planta piloto ozonización y ultrasonido. (50 m^3h^{-1})	Dosis ozono: 7-12 mg/l Alta eficiencia en la mayoría de fármacos investigados Poca eficiencia con ultrasonido	Abellán-Soler (2013)

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Disoluciones acuosas Aguas de consumo Efluentes de plantas de tratamiento	Benzotriazole, N, N-diethyl-m-toluamide, chlorophene, 3-Methylindole, nortriptyline	UV, UV-H_2O_2 UV-Fe^{2+}-H_2O_2 UV-TiO_2 UV-$S_2O_8^{2-}$ Foto-Fenton Fenton-Like Foto-Fent-Like Ozono/H_2O_2	UV-$S_2O_8^{2-}$ > UV-TiO_2 > UV-H_2O_2 > UV Foto-Fenton > Foto-Fenton-Like > Fenton > Fenton-Like Mejores resultados en aguas reales: UV-TiO_2, Ozono/H_2O_2, Foto-Fenton.	Benitez, Acero, Real, Roldán y Rodríguez (2013)
Aguas residuales industriales y urbanas	Mat. Orgánica Metal. Pesados Ác. Orgánicos Aniones inorg.	Ozono (O_3). O_3-Solar. O^3-Fotocatalítica. (O_3-Sol-Cat).	O_3-Solar-Cat > O_3-Solar> O_3	Chávez *et al*. (2019)
Disoluciones acuosas	Sulfamethoxa-zol, Carbamazepina, Ibuprofeno	Membranas Nanofiltra-ción	Eficiencias de retención: 98-100%	Nghiem, Schafer y Elimelech, (2005)
Agua ultrapura Efluentes municipales	Contaminantes farmacéuticos y pesticidas	Ultrafiltración (UF) Nanofiltración (NF)	NF: retención 70 % de la mayoría de los contaminantes evaluados UF: retención inferior al 50 %	Acero, Benítez, Teva y Leal (2010)

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Efluentes secundarios municipales.	Contaminantes Farmacéuticos y pesticidas.	Carb.activ.(PAC) Carb.activ. granul. (GAC) Ultrafiltr. (UF). Coagulación	Mejores resultados: - PAC + UF - UF + GAC Coagulación: Baja eficiencia	Acero, Benítez, Real y Teva (2012)
Efluentes secundarios municipales	Contaminantes farmacéuticos y uso personal (Total: 31).	Filt.aren.(FA) O_3/H_2O_2. Carb. Activ. Biológ. (BAC)	Efic. Promedio (28 contaminantes) FA: 25% O_3/H_2O_2: 85% BAC: 90%	Gerrity *et al*. (2011)
Disoluciones acuosas	Cefalexina	Carbón activado granular y ozonización	GAC: 3 g/L Dosis O_3: 15-20 mgL^{-1}, pH:7-8 100% eliminación Cefalexina. 60% reducción DQO.	Akhtar, Imran, Zahoor y Amin (2016)
Efluentes secundarios municipales	Contaminantes Farmacéuticos y de uso personal	Filtración arena FA. Carbón activado granular GAC	Eficiencias: FA: Baja retención GAC: > 90 % de eliminación contaminantes 35-65 % de reducción de DQO	Reungoat, Escher, Macova y Keller (2011)

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Entre las tecnologías de tratamiento, la ozonización y los procesos de oxidación avanzada (POAs) brindan buenos resultados para la eliminación o reducción de contaminantes farmacéuticos en la potabilización de agua y en el tratamiento de aguas residuales (Fernández *et al*., 2020). Estos procesos son eficientes para aguas residuales municipales e industriales que contienen contaminantes orgánicos biorrefractarios y/o tóxicos como pesticidas, taninos, compuestos fenólicos (Alvares, Diaper, & Parsons, 2001; Ikehata & Gamal-El-Din, 2005; Ramírez, Espinosa, Fernández, Véliz, & Ramos, 2016; Cabrera *et al*., 2016), detergentes (Ikehata & Gamal-El-Din, 2004), y otros químicos industriales (Chávez *et al*., 2019), logrando en muchos casos la reducción de altas cargas orgánicas, y la mineralización parcial o completa de los contaminantes. Además, la ozonización es empleada para la reducción o eliminación de microorganismos patógenos (Veliz, Bataller, Fernández, & Fernández, 2012; Nasser, 2017).

Debido al poder oxidante del ozono, se ha empleado como reactivo químico para la oxidación de sustancias orgánicas (Alvares *et al*., 2001; Beltrán, 2004) y mezclas de compuestos orgánicos para aumentar su biodegradabilidad (Paul & Debellefontaine, 2007), así como para obtener compuestos oxigenados como aldehídos, ácidos de cadena corta y alcoholes. El ozono es capaz de reaccionar con la mayoría de los elementos y llevar los óxidos inferiores a su estado superior de

© BY NC SA 2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

oxidación (Ikehata & Gamal-El-Din, 2008). De igual forma es muy efectivo en la reducción o eliminación del color y olor. También aporta para mejorar la eficiencia de varias etapas de tratamientos de aguas y lodos residuales (Paul & Debellefontaine, 2007).

La combinación de procesos de tratamientos y la ozonización se ha evaluado con buenos resultados en aguas residuales de la industria farmacéutica (Abellán-Soler, 2013; Marcelino, Leao, Lago, & Amorim, 2017; Rodríguez-Narvaez *et al*., 2017; Kıdak & Doğan, 2017) y de lavanderías industriales (Seo, Moon, & Lim, 2001), con altos contenidos de productos de limpieza y residuos de la producción, así como en aguas residuales domésticas para su reutilización (Bataller, Veliz, Fernández, Fernández, & Espinosa, 2014; Veliz, Fernández, Llanes, & Bataller, 2016).

Teniendo en cuenta lo antes expuesto, el presente trabajo tiene como objetivos caracterizar las aguas residuales modelo generadas en la producción de cápsulas blandas a escala de laboratorio, y establecer los parámetros de operación de un esquema de tratamiento que combine los procesos de retención de grasas, sedimentación primaria y ozonización, que garantice el cumplimiento de la norma cubana de vertimiento NC 27:2012. A partir de los resultados obtenidos se planteará una alternativa para el tratamiento de estas aguas residuales a mayores escalas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Materiales y métodos

Para la obtención de las aguas residuales modelos se emplearon tres reactores de acero inoxidable de 500 ml. Un reactor contiene el principio farmacéutico activo (IFA)–Palmex; en otro se prepara la mezcla de gelatina y colorante, y en el último se almacena la gelatina preparada.

En los tres reactores se realizó el proceso de llenado y vaciado con los productos, quedando las paredes de los mismos impregnadas con restos de aceites del IFA, gelatina y colorantes. Posteriormente, estos reactores fueron lavados e higienizados siguiendo los procedimientos de limpiezas y productos químicos establecidos en plantas de producción de medicamentos oleosos (planta de producción Oleozón® del CNIC), similares a los que se producirán en la Planta de CBG. Los productos de limpieza empleados y su dosificación se presentan en la Tabla 2. El agua residual final se obtuvo a partir del mezclado de las aguas procedentes del lavado de los tres reactores en un tanque plástico de 30 l, y posteriormente se procedió a la caracterización física y química del agua.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Tabla 2. Productos empleados en la limpieza de los reactores.

Producto	Dosificación
Agua potable caliente (60-80 °C)	2 l de agua/l reactor
Detergente industrial	30-60 g/l
Desengrasante industrial	150 ml/l
Desincrustante industrial	5-10 %
Desinfectante industrial	70 %
Agua potable enjuague (~ 25 °C)	10 l agua/l reactor

Los procesos de tratamiento por trampa de grasa, sedimentación primaria y ozonización de los residuales modelos de la producción de cápsulas blandas se realizaron en una instalación experimental a escala de laboratorio (Figura 1).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

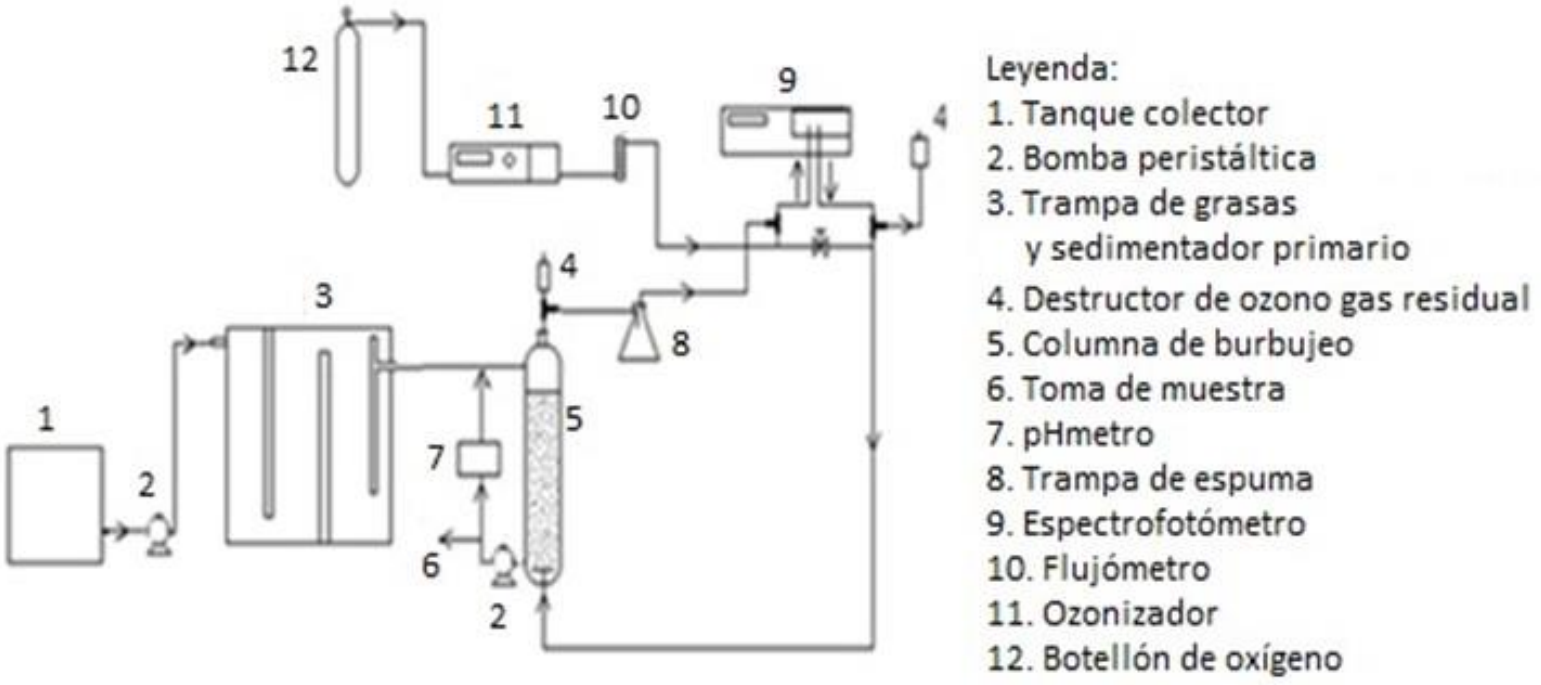


Figura 1. Esquema de la instalación experimental.

La Figura 2 muestra el esquema y la fotografía del tanque de tabiques intermedios de laboratorio. Este tanque agrupa los procesos de trampa de grasa y sedimentación primaria, y sus zonas de tratamiento:

-Zona I: retención de grasas y aceites. Flujo descendente.

-Zona II: retención de sólidos sedimentables. Flujo ascendente.

-Zona III: retención de sólidos sedimentables. Flujo descendente en el compartimento y ascendente por el tubo de salida.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

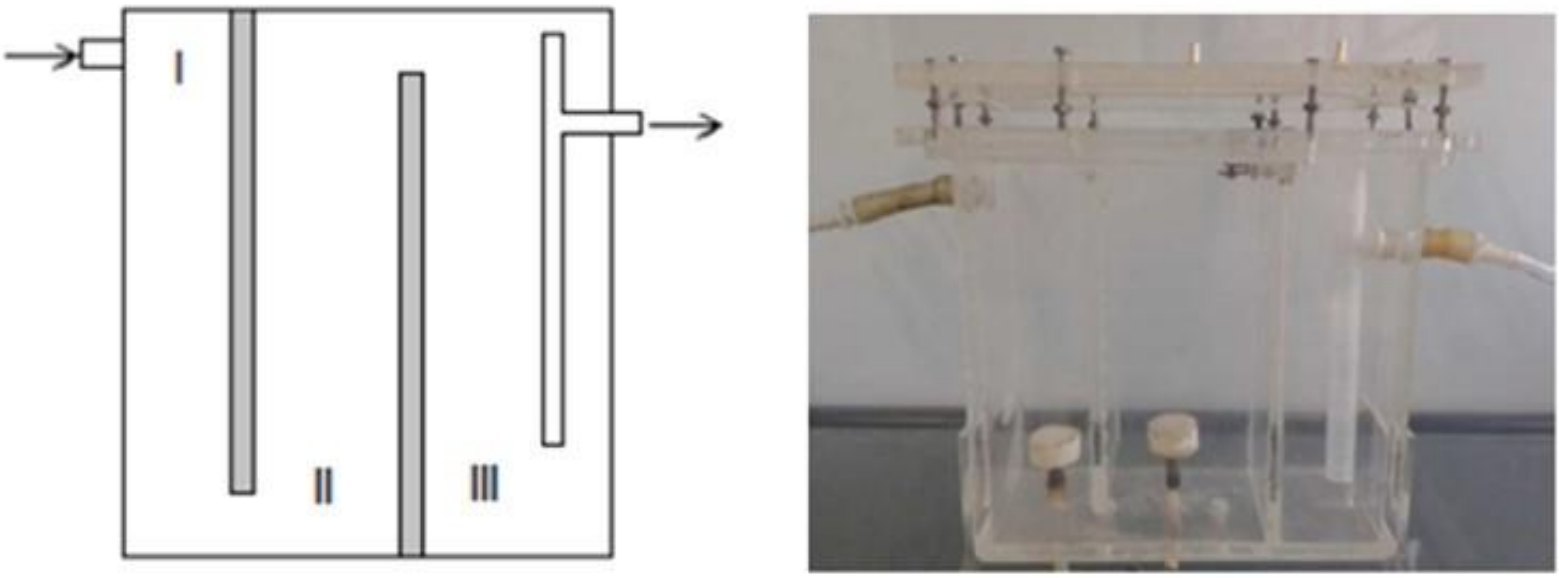


Figura 2. Esquema y foto del tanque de tabiques para trampa de grasas y sedimentación primaria: zonas I, II y III.

Las aguas residuales modelo fueron bombeadas hacia el tanque de tabiques con una bomba peristáltica Masterflex (modelo 7553-75, USA), con flujos que permitieron la evaluación de tres tiempos de retención hidráulica (TRH): 15, 30 y 45 min. Teniendo en cuenta el volumen efectivo del tanque de tabiques (Tabla 3) y los TRH seleccionados, se calcularon los flujos de agua a emplear en el estudio: 0.167; 0.083 y 0.055 l/min, respectivamente. Para la evaluación de la trampa de grasa y el sedimentador primario se seleccionaron como variables de respuesta los indicadores: grasas y aceites, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, detergentes (sustancias

© BY NC SA 2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

activas al azul de metileno: SAAM), sólidos sedimentables totales, turbidez y color.

Tabla 3. Dimensiones del tanque de tabiques.

Compartimiento	Zona	Área transversal (cm)	Altura de líquido (cm)	Volumen de líquido (l)
1	I	8 x 5	18	0.72
2	II	8 x 8	18	1.22
3	III	8 x 5	14	0.56
Volumen efectivo total				2.50

Para evaluar la capacidad de sedimentación natural de los sólidos contenidos en el residual y establecer los THR se realizaron pruebas de sedimentación en conos de Imhoff. Se evaluó la eficiencia de la sedimentación en cuanto al volumen de partículas sedimentadas y turbidez en las aguas residuales.

Los efluentes del tanque de tabiques se colectaron y se sometieron a un proceso de ozonización. Se utilizó una columna de burbujeo de vidrio con un volumen útil de 600 ml (d = 4 cm y h = 48 cm) en operación semicontinua. Dispone en su parte inferior de un

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

dispersor de gas poroso de boro silicato (porosidad 0) y una salida de gas en su parte superior.

La mezcla oxígeno-ozono se obtuvo de un equipo generador de ozono (AQOZO-LAB, Cuba), alimentado con oxígeno comprimido, con una capacidad máxima de generación de ozono de 5 g/h. El gas ozono residual que no reacciona es destruido a la salida de la columna en un aditamento que contiene un catalizador con óxido de níquel producido en el CNIC. El flujo de gas se midió con un flujómetro modelo Gilmont. Los valores de concentración de ozono en el gas a la entrada y salida de la columna se determinaron a 256 nm en un espectrofotómetro Ultrospec III, Pharmacia, UK, con una cubeta de flujo de gas de material cuarzo y paso óptico de 1 mm, en condiciones normales o estándares de presión y temperatura. La determinación espectrofotométrica se basa en la Ley de Lambert-Beer, con el mismo principio de funcionamiento de los equipos analizadores de gas ozono comerciales. Este método ha sido aceptado por el Comité Europeo de Normalización (norma ISO 13964, 1998).

El control de pH del residual a tratar se realizó con un pHmetro Orión, modelo 720. La medición del pH se realizó en una línea de recirculación en la columna de ozonización durante los experimentos. Al residual líquido a tratar con ozono se le ajustó el pH al inicio de la experimentación y se mantuvo el pH controlado por adición de HCl 1N o NaOH al 5 %.

© 2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

En la Figura 3 se presenta, de izquierda a derecha: bomba peristáltica, electrodo de pH, columna de ozonización, trampa de espuma, pHmetro y equipo ozonizador.

Figura 3. Sistema de ozonización.

En el estudio de la etapa de ozonización se realizaron pruebas preliminares con tiempos de tratamiento de 1 y 2 h. Luego se evaluó el

© 2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

proceso con un diseño experimental 2^3 (Tabla 4), con tiempos de ozonización en todos los experimentos de 30 min. Se seleccionaron como variables respuesta: DQO, detergentes (SAAM), turbidez y color.

Tabla 4. Diseño experimental aplicado al estudio de ozonización.

Factores	**Niveles**	
Concentración de ozono en el gas (mg/l)	40	60
Flujo de gas (l/h)	10	20
pH	3	7

Para evaluar todo el esquema de tratamiento funcionando en conjunto, se emplearon las mejores condiciones de operación obtenidas en los estudios de cada etapa. Se tomaron muestras de agua sin tratar y a la salida de cada etapa de tratamiento, y se realizó una caracterización física y química considerando un mayor número de indicadores de contaminación, para comparar con la norma de vertimiento NC 27:2012.

Los ensayos analíticos se hicieron por triplicado por las técnicas descritas en el Standard Methods (APHA, AWWA, & WEF, 2005). turbidez: 2130-A; color: 2120-C; demanda química de oxígeno (DQO): 5220-D; demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5): 5210-Ñ; detergentes (sustancias activas al azul de metileno, SAAM): 5540; sólidos totales

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

(ST): 2540-B; sólidos sedimentables (Ssed): 2540-F; grasas y aceites (G y A): 5520-D; nitrógeno total: 4500-N; fósforo total: 4500-P-C; pH y conductividad eléctrica (CE). Para el procesamiento estadístico de los resultados se empleó el programa de computación Microsoft® Excel y el programa estadístico STATGRAPHICS Centurion XV.

Las ecuaciones de cálculo empleadas se presentan a continuación:

- Dosis de ozono aplicada DA (mg/l):

$$DA = \frac{CO_{3\ g\ (ent)} \times F_g}{V_L} \times t \qquad (1)$$

Donde:

$CO_{3\ g\ (ent)}$: concentración de ozono en el gas a la entrada columna (mg/l).

Fg: flujo del gas (l/h).

V_L: volumen de agua residual a tratar (l).

t: tiempo o periodo de ozonización (h)

- Dosis de ozono consumida DC (mg/l):

$$DC = \frac{(CO_{3\ g\ (ent)} - CO_{3\ g\ (sal)}) \times Fg}{V_L} \times t \qquad (2)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Donde:

$CO_{3\ g\ (ent)}$: concentración de ozono en el gas a la entrada columna (mg/l).

$CO_{3\ g\ (sal)}$: concentración de ozono en el gas a la salida columna (mg/l).

Fg: flujo del gas (l/h).

V_L: volumen de agua residual a tratar (l).

t: tiempo o periodo de ozonización (h).

- Eficiencia de transferencia gas-líquido ET (%):

$$ET = \frac{DC}{DA} \times 100 \qquad (3)$$

Donde:

DC: dosis de ozono consumida (mg/l).

DA: dosis de ozono aplicada (mg/l).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Resultados

Caracterización física y química del agua residual modelo

En la Tabla 5 se muestran los valores promedio de los parámetros analizados en las aguas residuales modelo de la producción de cápsulas blandas (sin tratar) y su comparación con la norma cubana de vertimiento de residuales líquidos NC 27:2012 (alcantarillado).

Tabla 5. Valores promedios de la composición de las aguas residuales modelo sin tratar de la producción de cápsulas blandas.

Parámetros	Unidad	Promedio	NC 27:2012
Temperatura	°C	54.9 ± 1.8	< 50
pH	unidades	7.60 ± 0,02	6-9
Conductividad eléctrica	µS/cm	1 752 ± 13	< 4 000
DQO	mg O_2/l	1 010.4 ± 27.3	< 700

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

DBO_5	mg O_2/l	519.0 ± 26.7	< 300
Sólidos totales	mg/l	1 990 ± 9.3	-
Sólidos sedimentables	ml/l	4.0 ± 0.23	< 10
Grasas y aceites	mg/l	102.1 ± 29.1	< 50
Detergentes (SAAM)	mg/l	27.9 ± 1.6	< 25
Nitrógeno total	mg/l	95.2 ± 2.5	-
Fósforo total	mg/l	20.0 ± 0.1	-
Turbidez	UNT	238.4 ± 22.8	-
Color	U Pt-Co	776.9 ± 17.2	-

Se aprecia que las aguas residuales modelos presentan altas concentraciones de compuestos que aportan DQO y DBO_5, así como elevados contenidos de grasas, aceites y detergentes. De igual forma, la turbidez del agua es considerable y su color se debe al óxido de hierro utilizado como colorante en la composición de las cápsulas, que al diluirse en las aguas de lavado le aporta una tonalidad rosada. La relación DBO_5/DQO es de 0.51, valor superior a 0.4, lo cual indica que el residual es moderadamente biodegradable (Menéndez & Pérez, 2007).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Proceso de tratamiento por trampa de grasa y sedimentación primaria

En la Tabla 6, Figura 4 y Figura 5 se presenta la eficiencia de sedimentación para diferentes tiempos de retención hidráulico. Se observa que a partir de los 30 min existe una estabilización en el volumen de sedimentos y en la turbidez del agua, por lo que se mantiene la eficiencia de sedimentación, aunque aún persisten partículas en suspensión que aportan aproximadamente 150 UNT.

Tabla 6. Eficiencia de sedimentación para diferentes tiempos.

Tiempo (min)	Volumen de sedimentación (ml/l)	Turbidez (UNT)	Reducción turbidez (%)
0	0	254.00	0
15	2.0	165.45	34.86
30	2.8	154.04	39.35
45	2.9	153.40	39.60
60	3.0	152.76	39.85
75	3.0	151.47	40.36
90	3.0	145.95	42.53

© 2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

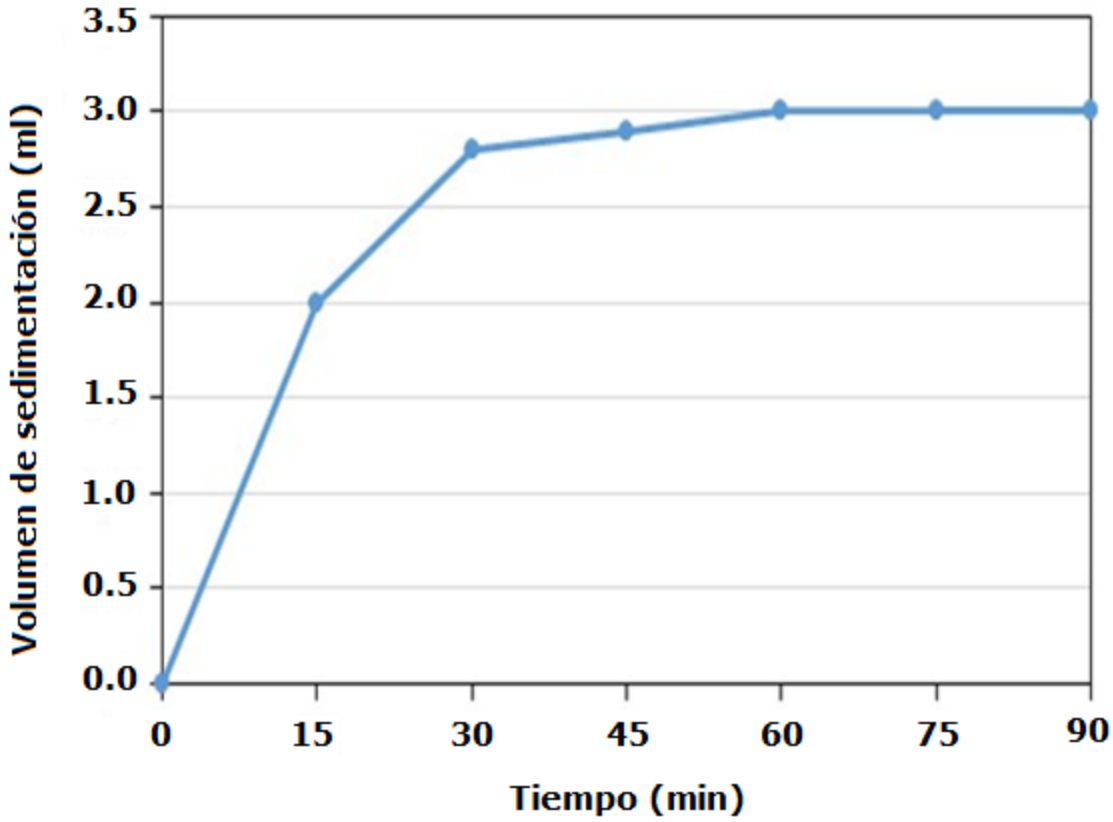


Figura 4. Volumen de sólidos sedimentados obtenidos para diferentes tiempos de tratamiento.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

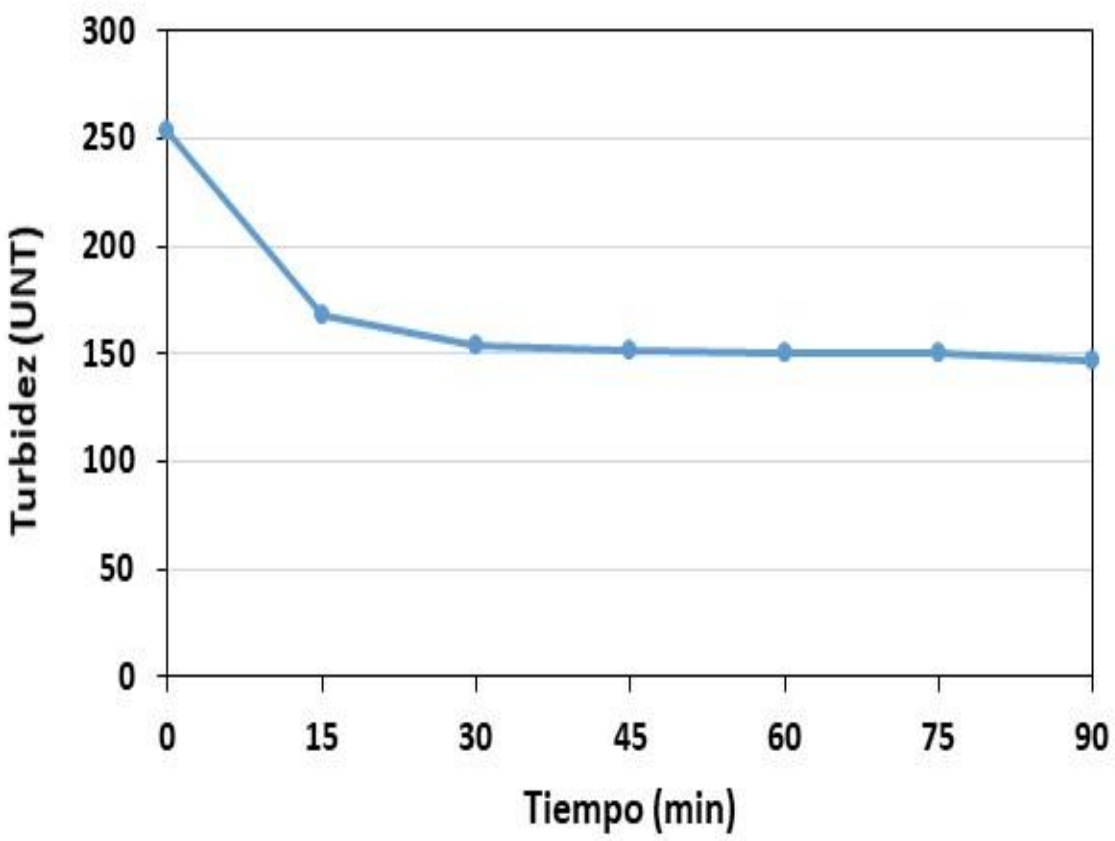


Figura 5. Turbidez de las muestras de agua obtenidas en diferentes tiempos de tratamiento.

De acuerdo con los resultados obtenidos en las pruebas de sedimentación se decidió realizar el estudio del funcionamiento de la trampa de grasa y el sedimentador para un tiempo inferior y otro superior al obtenido (30 min), quedando establecidos los tiempos de retención hidráulica (TRH) a evaluar de 15, 30 y 45 minutos.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Los valores promedios y comparación estadística de los parámetros físicos y químicos a diferentes TRH evaluados en el tratamiento por trampa de grasa y sedimentación primaria se presentan en la Tabla 7. Considerando que los valores de parámetros como grasas y aceites, turbidez y color, presentan diferencias estadísticamente significativas respecto al residual sin tratar (TRH = 0 min) y al tratado con 15 min, y que a su vez no difieren estadísticamente con los valores obtenidos a 45 min, se sugiere el TRH de 30 min para futuros escalados de estos procesos de tratamiento. Para los demás parámetros evaluados se obtienen con 15 min diferencias significativas con el agua sin tratar.

Tabla 7. Parámetros físicos y químicos de los residuales tratados por trampa de grasa y sedimentación primaria a diferentes TRH.

TRH (min)	G y A (mg/l)	DBO_5 (mg/l)	DQO (mg/l)	SAAM (mg/l)	Ssed (ml/l)	Turbidez (UNT)	Color (U Pt-Co)
0	102.1 ± 29.1 [a]	519.0 ± 26.7 [a]	1 010.4 ± 27.3 [a]	27.9 ± 0.6 [a]	4 ± 0.2 [a]	238.4 ± 22.7 [a]	776.9 ± 17.2 [a]
15	89.0 ± 3.0 [a]	491.6 ± 2.6 [b]	1 006.7 ± 3.7 [ab]	18.4 ± 2.6 [b]	0 [b]	173.8 ± 4.5 [b]	531.6 ± 7.5 [b]
30	27.7 ± 2.7 [b]	485.0 ± 5.0 [b]	984.7 ± 3.6 [b]	16.5 ± 2.9 [b]	0 [b]	154.2 ± 5.3 [c]	467.9 ± 4.6 [c]
45	25.6	481.3	980.5	15.8	0 [b]	151.8	465.5

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

	± 1.5 [b]	± 4.4 [b]	± 5.9 [b]	± 2.8 [b]		± 4.6 [c]	± 5.3 [c]

Letras iguales en la misma columna: no existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias.

Letras diferentes en la misma columna: existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias.

En la Tabla 8 se observa que las mejores eficiencias de retención de grasas y aceites (72.9 y 74.9 %), reducción de turbidez (35.3 y 36.3 %) y de color (39.8 y 40.1 %) del agua residual tratada se logran a los 30 y 45 min de TRH, respectivamente. En la literatura se reportan valores similares de eficiencias de reducción de grasas y aceites en plantas de tratamiento de aguas residuales farmacéuticas: 50-77 % (Mariño & Constanza, 2017); 77 % (Ramos *et al*., 2005); 69 % (Chamorro & Lorena, 2020), y en otros casos inferiores, 21 % (Pineda, 2020). En ninguno de los casos revisados se reportan los TRH.

Tabla 8. Eliminación (%) de parámetros físicos y químicos evaluados en el tratamiento por trampa de grasa y sedimentación primaria.

TRH (min)	G y A %	DBO_5 %	DQO %	SAAM %	Ssed %	Turbidez %	Color %
15	12.8	5.3	0.4	34.1	100	27.1	31.6
30	72.9	6.6	2.5	40.8	100	35.3	39.8

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

45	74.9	7.3	2.9	43.3	100	36.3	40.1

En cuanto a la eliminación de SAAM y sólidos sedimentables (Ssed), se logra una importante reducción a partir de los 15 min de TRH. El tratamiento es muy eficiente para la eliminación de los sólidos sedimentables contenidos en estas aguas (100 %) debido a que estos sólidos están constituidos fundamentalmente por partículas de gelatina que al enfriarse en el agua se compactan y precipitan. En el caso de la DQO y DBO_5 se obtienen muy bajas eficiencias de eliminación de tales indicadores debido a que los contaminantes orgánicos se encuentran fundamentalmente disueltos y no son eliminados en estas etapas de tratamientos físicos, aunque los valores presentan diferencias estadísticamente significativas con respecto al residual sin tratar.

Estudio del proceso de ozonización

Para el estudio de la ozonización se emplearon aguas residuales tratadas en la trampa de grasas y sedimentación primaria (sistema de tratamiento primario) bajo las condiciones de pretratamiento seleccionadas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Tomando en consideración las ventajas de los procesos de oxidación avanzada descritos en la literatura, se decidió evaluar de manera preliminar la ozonización del agua residual modelo a pH 7 y 9, manteniendo estos valores de pH constantes durante el proceso. En ambos casos se aplicó en la corriente gaseosa de oxígeno una concentración de ozono de 60 mg/l y un flujo de gas de 20 l/h para tiempos de ozonización de 1 y 2 horas. Cada experimento si hizo por triplicado.

Los resultados se muestran en la Figura 6, donde se aprecia que existen diferencias estadísticamente significativas en la reducción de la DQO de las aguas tratadas a pH 7 y 9 en la primera hora de ozonización, pero esta diferencia llega a ser no significativa a las dos horas de tratamiento, y no se logran reducir los niveles de DQO por debajo del límite establecido por la NC 27:2012 (700 mgO_2/l). La eficiencia en términos de reducción de concentración de DQO fue de 31.1 y 23.4 % para pH 7 y 9, respectivamente, para un periodo de reacción de dos horas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

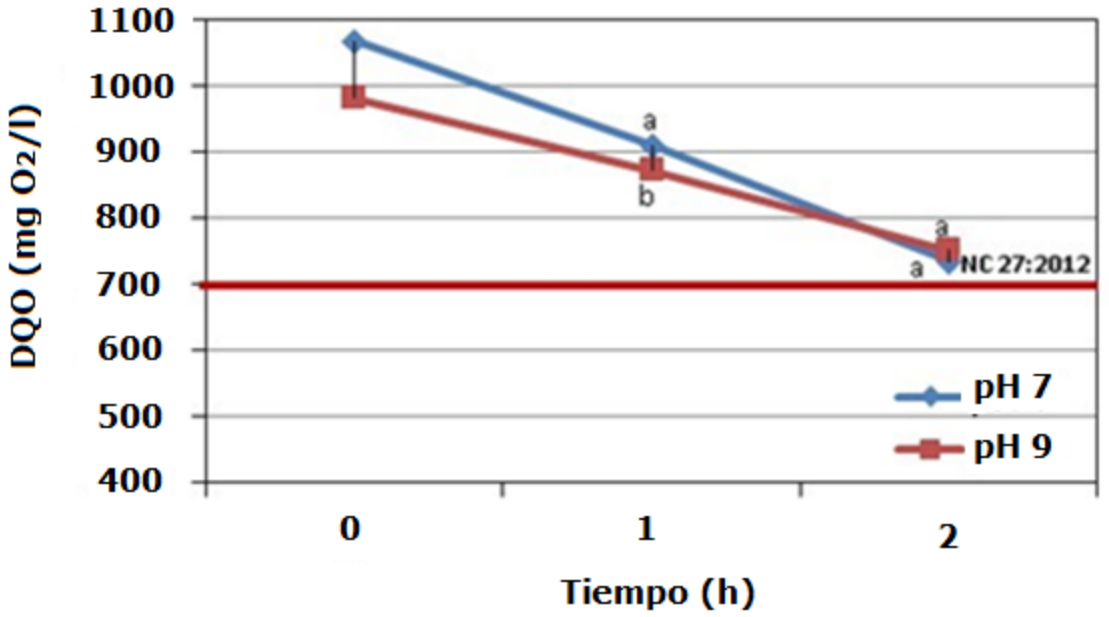


Figura 6. Comportamiento de la DQO durante el tiempo de ozonización a pH 7 y 9.

Autores como Ikehata *et al*. (2006) y Akhtar *et al*. (2016) reportan para varios medicamentos reducciones de DQO entre 50 y 82 %, en disoluciones con valores de pH entre 7 y 11, y tiempos de ozonización de hasta 1 h. Pedreros-Calvo, Valderrama, Agudelo, Pérez y Campo (2021) refieren para aguas residuales farmacéuticas reales eficiencias de 30.73 % de reducción de DQO, a valores de pH 9 y tiempos de ozonización de hasta 4.5 h, con dosis de ozono de hasta 10 g/h.

Los discretos resultados reportados en la Figura 5 contradicen lo planteado por otros autores (Alvares *et al*., 2001; Beltrán, 2004;

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ikehata *et al*., 2006; Jung, Kim, Yoon, Hwang, & Kang, 2012), los cuales refieren que la eficiencia de la aplicación del ozono es mayor a medida que aumenta el pH de las aguas a tratar, puesto que a pH básico el ozono se descompone para formar una mayor cantidad de radicales $OH^{\cdot}$, los cuales tienen la capacidad de oxidar una amplia variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos.

Sin embargo, lo anterior no siempre se cumple, ya que este aumento de la eficiencia depende de las características del agua residual a tratar, como los altos niveles de alcalinidad natural que presentan los residuales en este estudio (> 350 mg/l $CaCO_3$). Según Alvares *et al*. (2001), Beltran-Heredia (2001), Beltrán (2004), y Kıdak y Doğan (2017), la presencia de compuestos resistentes al ozono y compuestos inhibidores o secuestradores de radicales hidroxilos $OH^{\cdot}$, como los carbonatos y bicarbonatos presentes en el residual, pueden provocar la eliminación de los radicales $OH^{\cdot}$ generados con el aumento del pH. El nivel de alcalinidad presente en este caso pudiera provocar que la oxidación con ozono por vía radicalaria no sea favorecida y en consecuencia no se obtienen porcentajes elevados de eliminación de compuestos medidos como DQO.

En este sentido, Yasar, Ahmad, Chaudhry, Rehman y Khan (2007) plantean que con el aumento del pH se debe lograr una mayor rapidez en la eliminación de compuestos que aportan DQO. Sin embargo, en sus resultados experimentales se observa que al comparar los porcentajes de reducción de DQO a pH 7 y 9 solo se logra un aumento del 64 al 68

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

%, lo que indica que en este caso con el aumento del pH no se logran diferencias significativas. Al mismo tiempo refiere que con el tratamiento a valores de pH superiores a 9 se reduce la eficiencia de eliminación de DQO. Este comportamiento a pH superiores a 9.5 también lo reportaron Pedreros-Calvo *et al*. (2021).

Considerando que con la ozonización a pH 9 no se obtienen los resultados esperados, se decidió aplicar la ozonización con reacción por vía molecular a pH 3, manteniendo las mismas condiciones experimentales de los ensayos anteriores. Los resultados se muestran en la Tabla 9; se observa que en los primeros 30 minutos de ozonización se logra una importante reducción de la DQO (43.5 %), con diferencias estadísticamente significativas con respecto a la muestra sin tratar.

Dicho efecto en la reducción de la DQO a pH ácido pudiera deberse, además de la oxidación química, a otros factores asociados con la naturaleza de las gelatinas y el pH del agua. Mojgan, Hamid y Christian (2007) reportan que tanto las condiciones ácidas como básicas conducen a cargas netas de las moléculas de gelatina (positivas a pH 3 y negativas a pH 11), causando repulsión electrostática entre las cadenas, la expansión de su conformación y una tendencia más débil de las moléculas a formar una hélice o red tridimensional, y por tanto a su desnaturalización.

Las gelatinas presentan un alto contenido de proteínas, las cuales tienden a desnaturalizarse a valores de pH bajos y formar sólidos que se aglomeran y sedimentan, por lo que en las muestras tratadas no son

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

determinadas como materia orgánica por DQO, pudiendo ser ésta una de las causas de la efectividad del sistema. Luque (2009) refiere que todas las proteínas desnaturalizadas tienen la misma conformación, muy abierta y con una interacción máxima con el disolvente, por lo que una proteína soluble en agua al desnaturalizarse se hace insoluble y precipita.

Este efecto se observó durante los experimentos de ozonización, donde al acidular las aguas se forman pequeños sólidos en suspensión dentro de la columna, que por efecto del flujo de gas son arrastrados a la superficie y se adhieren a las paredes de la columna de ozonización.

Otra condición que pudiera favorecer el proceso es la presencia de hierro en el agua, aportado por los colorantes que se aplican a las gelatinas (óxido de hierro rojo o negro), que pueden catalizar el proceso de oxidación con ozono, mediado por radicales o directamente por el ozono.

En la Tabla 9 se observa que un incremento de la dosis de ozono de 1 a 4 g/l solo incrementa la eficiencia del tratamiento en un 12 %, de manera que con base en los criterios costo-beneficio no se justifica ozonizar a dosis mayores de 1 g/l.

© BY NC SA 2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Tabla 9. Reducción de DQO durante la etapa de ozonización a pH 3, concentración de ozono en gas de 60 mgO_3/l y flujo de gas de 20 l/h.

Tiempo de ozonización (h)	Dosis aplicada de ozono (g/l)	DQO (mg/l)	Eficiencia (%)
0	–	987.8 ± 31.6 [a]	–
0.5	1	557.8 ± 17.9 [b]	43.5
1	2	474.5 ± 9.9 [c]	51.9
2	4	438.6 ± 11.6 [d]	55.6

Letras diferentes en la misma columna: existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias.

En la Figura 7 se puede observar que a los 30 min de ozonización se logra reducir la DQO a valores inferiores de los exigidos por la norma NC 27:2012. Debido que la mayoría de las reacciones ocurrieron en los primeros 30 min de tratamiento, se decidió fijar este tiempo para la evaluación del diseño experimentar 2^3 propuesto, tomando en cuenta consideraciones económicas y la reducción de la dosis de ozono aplicada.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

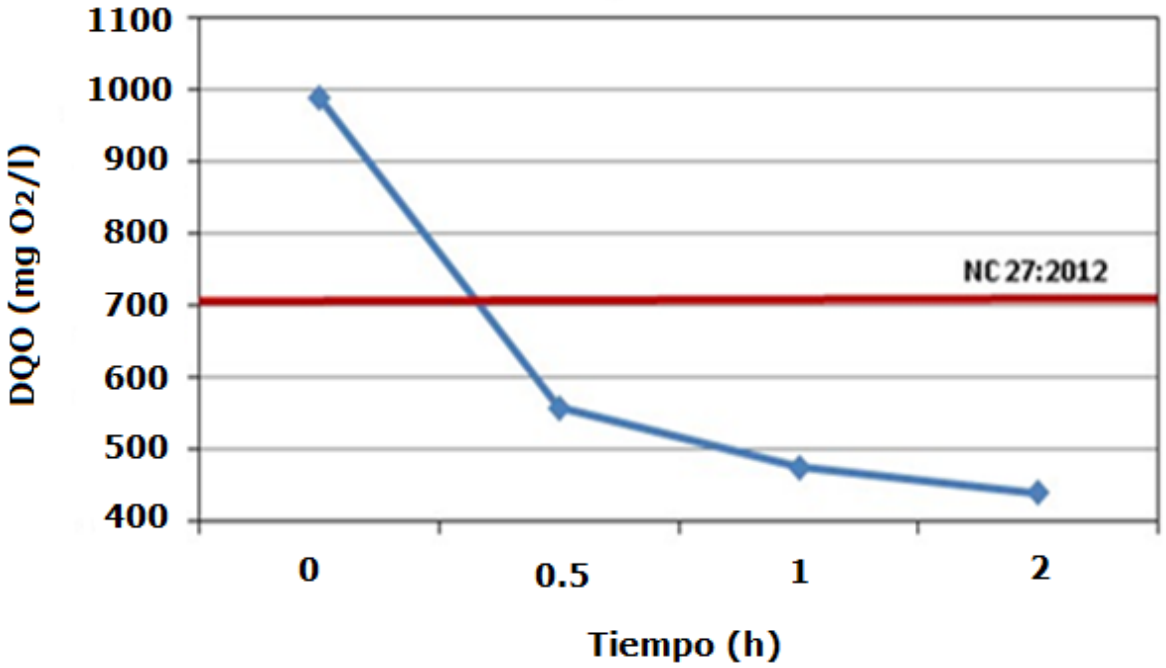


Figura 7. Variación de la DQO por ozonización a pH 3.

Teniendo en cuenta que los mejores resultados del estudio previo de ozonización se obtuvieron con pH 3, concentración de ozono y flujo de gas relativamente alto, se decidió evaluar un diseño experimental que agrupó estos tres factores en dos niveles (2^3), incluyendo una concentración de ozono y un flujo de gas menores. Este diseño permitió evaluar dosis de ozono inferiores a 1 g/l (0.66, 0.50 y 0.33 g/l) en términos de reducción de la DQO, detergente, turbidez y color, como variables dependientes o respuesta. En la Figura 8 y Figura 9 se observa que para la reducción de la DQO y detergentes (SAAM) todos los factores e interacciones (AB, BC, AC) son significativos, y se aprecia un

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

efecto importante con la disminución del pH, un aumento de la concentración de ozono C(O_3)g y una disminución del flujo de gas (Fg). Lo anterior se evidencia claramente en los gráficos de efectos principales para ambos parámetros.

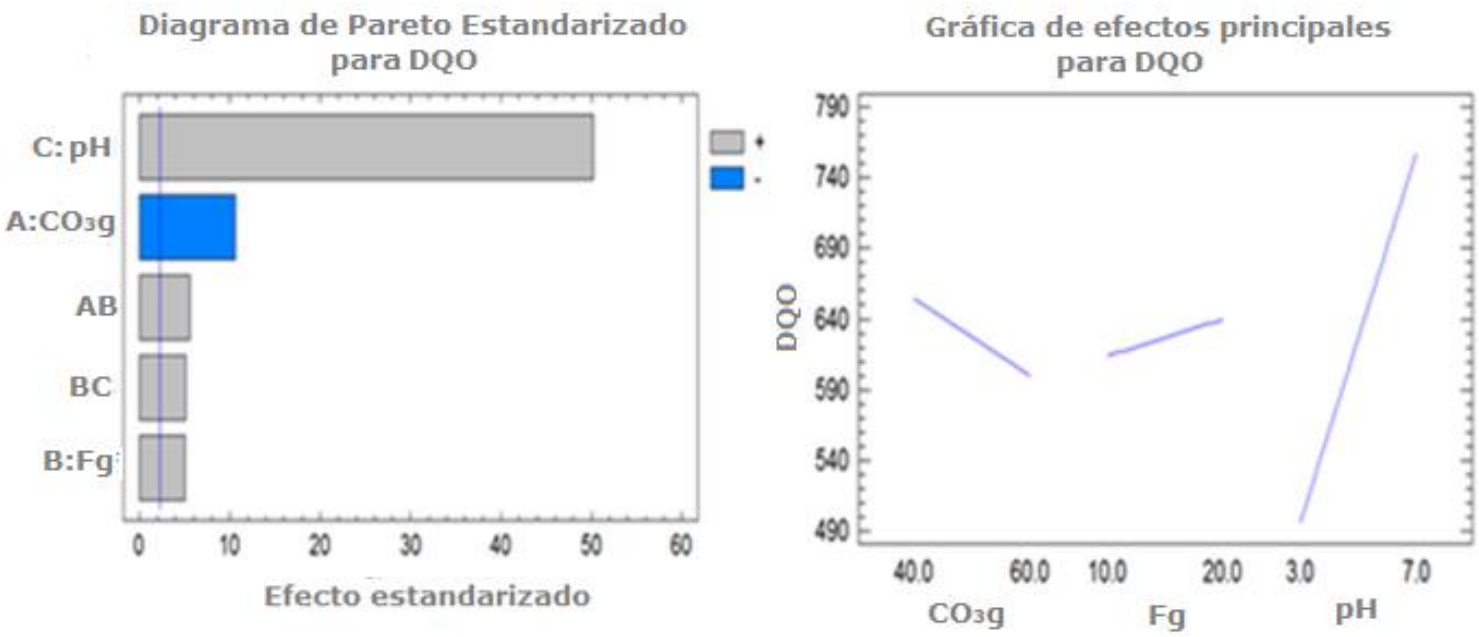


Figura 8. Diagrama de Pareto estandarizado y gráfico de efectos principales para la DQO.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

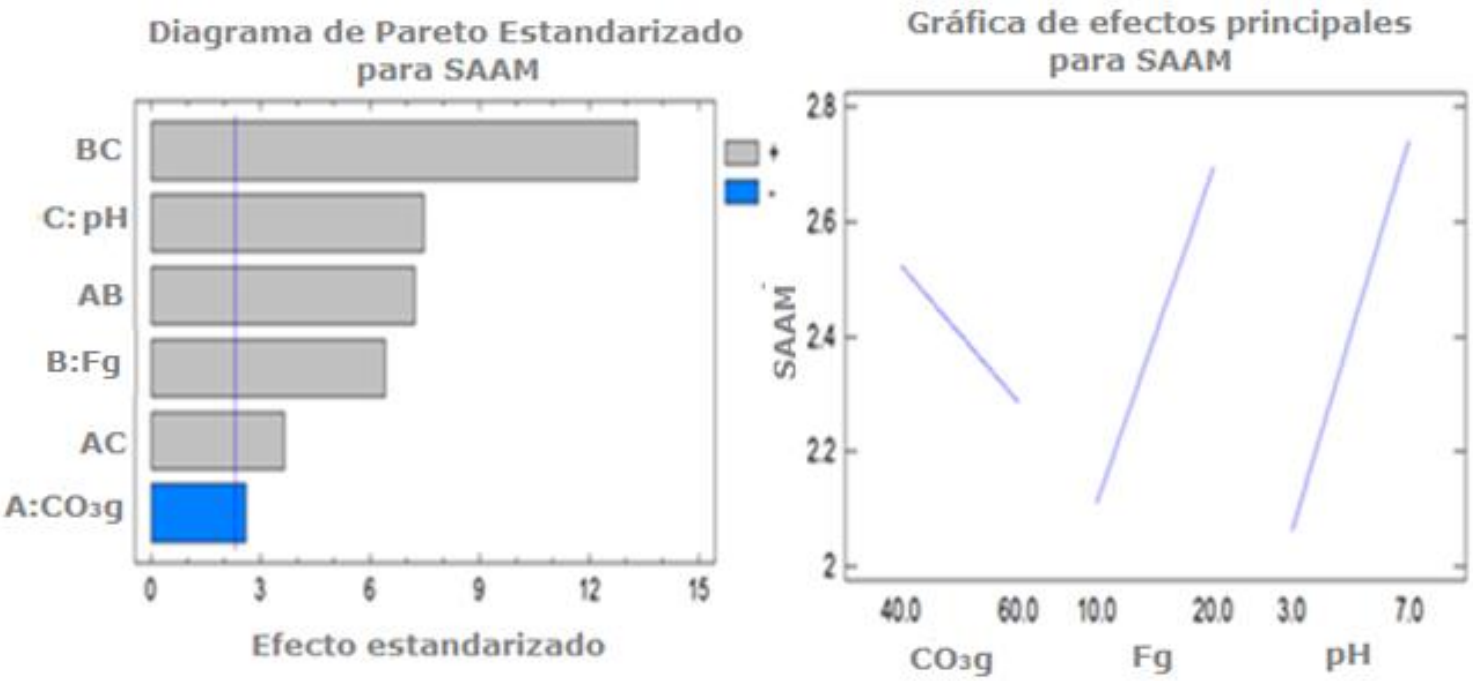


Figura 9. Diagrama de Pareto estandarizado y gráfico de efectos principales para SAAM.

En la eliminación de turbidez y color se observa que el mayor efecto se logra con la disminución del pH, y en menor medida con un aumento de la C(O_3)g y su interacción con el flujo de gas (AB) (Figura 10 y Figura 11).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

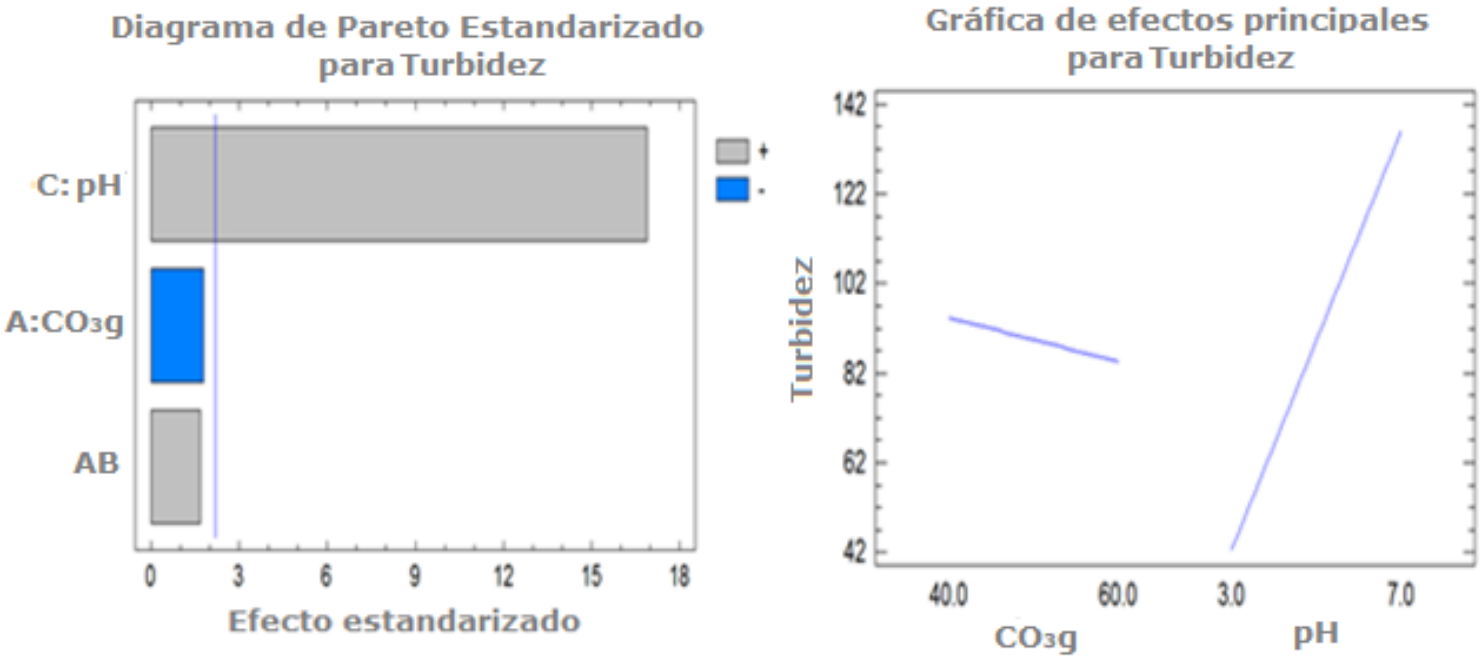


Figura 10. Diagrama de Pareto estandarizado y gráfico de efectos principales para la turbidez.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

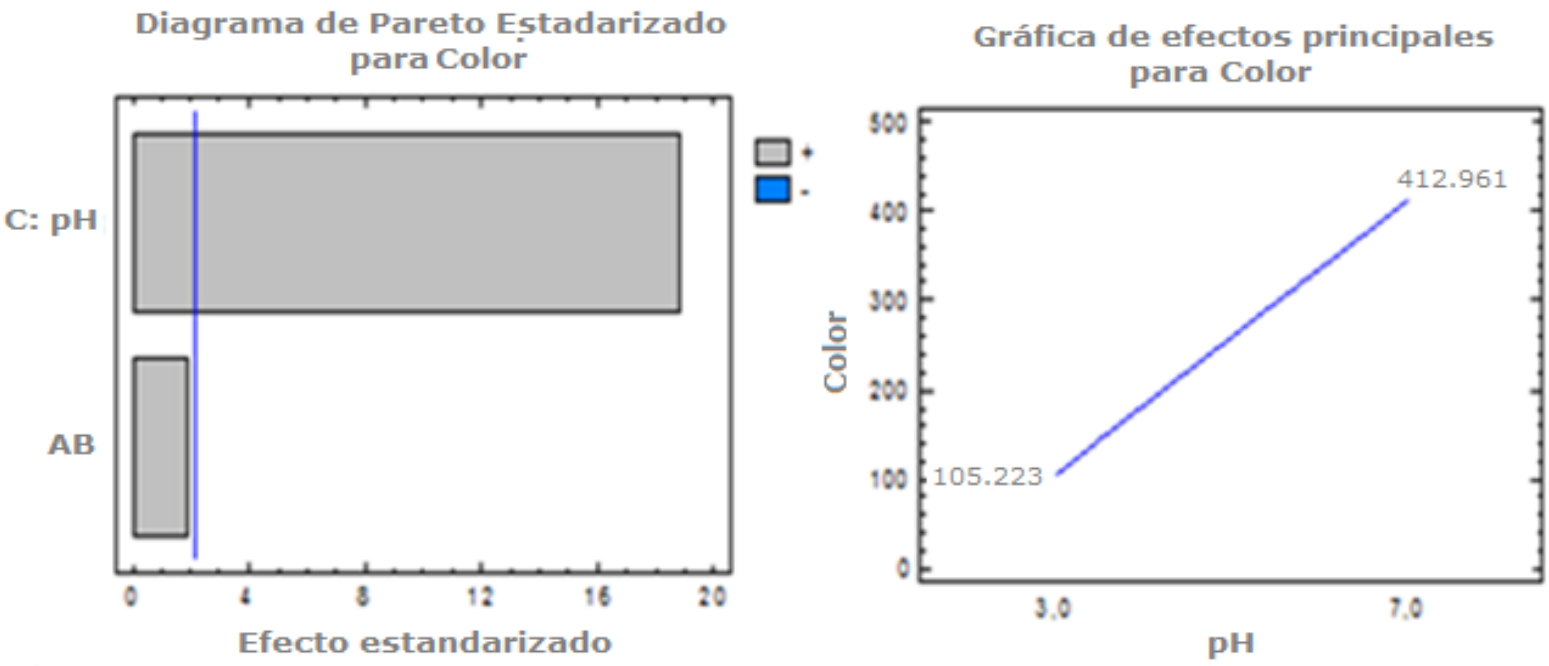


Figura 11. Diagrama de Pareto estandarizado y gráficos de efectos principales para el color.

En los gráficos de efectos principales para ambos parámetros se puede observar la importancia de disminuir el pH en el proceso de ozonización de las aguas residuales modelos evaluadas.

Se obtuvieron modelos estadísticos que permiten predecir la variabilidad de los indicadores de contaminación evaluados, en función de los parámetros de operación que se empleen en futuros escalados del proceso de ozonización.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

- DQO (mgO_2/l) = 714.32 – 7.0462*CO_3g -18.381*Fg + 45.185*pH + 0.28743*CO_3g*Fg + 1.3210*Fg*pH

  R^2 = 99.67 %

- SAAM (mg/l) = 12.804 – 0.15166*CO_3g – 0.57256*Fg – 1.1528*pH + 0.006563*CO_3g*Fg + 0.0082813*CO_3g*pH + 0.060563*Fg*pH

  R^2 = 97.74 %

- Turbidez (UNT) = 67.391 – 1.8951*CO_3g – 4.6713*Fg + 23.363*pH + 0.09343*CO_3g*Fg

  R^2 = 96.3724 %

- Color (U Pt-Co) = 111.50 – 4.7417*CO_3g – 15.806*Fg + 76.935*pH + 0.31611*CO_3g*Fg

  R^2 = 96.8 %

Teniendo en cuenta las tendencias obtenidas en el análisis estadístico realizado, se propone emplear como parámetros de operación para la etapa de ozonización una concentración de ozono en el gas de 60 mg/l, un flujo de gas de 10 l/h y un tiempo de ozonización de 30 min, lo que implica una dosis aplicada de 500 mg/l.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

En cuanto al pH del agua a tratar, aunque se obtuvieron los mejores resultados en medio ácido (pH 3), se propone para el escalado a nivel industrial la implementación de un sistema flexible de dosificación de reactivos, que permita también la ozonización en medio alcalino (pH ≥ 9) para ejecutar, de ser necesario, un proceso de oxidación avanzada, teniendo en cuenta que las características del agua residual a tratar puedan variar de acuerdo con los medicamentos producidos, y/o productos de limpieza y desinfección diferentes.

Eficiencia de trasferencia de gas-líquido

En la Tabla 10 se muestran las dosis promedio de ozono aplicadas, consumidas y la eficiencia de transferencia gas-líquido del sistema para los experimentos realizados a pH 3 y tiempos de ozonización de 5, 15 y 30 minutos. Como se puede apreciar, los porcentajes de transferencia mayores se obtienen a los cinco minutos de ozonización, y posteriormente decrecen y tienden a estabilizarse. Esto puede deberse a que a pH ácido las reacciones del ozono con los contaminantes presentes en el residual son rápidas y se completan en los primeros

© 2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

minutos de tratamiento, posteriormente existe un incremento progresivo de la concentración de ozono residual en el gas a la salida de la columna de ozonización, al disminuir el consumo de ozono por reacción química con compuestos más refractarios a la oxidación por el ozono, lo que provoca que disminuya la eficiencia del sistema de transferencia gas-líquido.

Tabla 10. Dosis promedio aplicadas, consumidas y eficiencia del tratamiento en los experimentos a pH = 3, *n* = 3.

Tiempo de ozonización (min)	Fg (l/h)	$CO_{3\ (ent.)}$ (mg/l)	$CO_{3\ (sal)}$ (mg/l)	DA (mg/l)	DC (mg/l)	ET (%)	DQO (mg/l)
0	–	–	–	–	–	–	987.8 ± 31.6
5	10	40	15.2	55.3	34.3	62.0	713.9 ± 7.2
5	10	60	27.8	83.0	44.5	53.6	
5	20	40	25.6	110.7	39.8	35.9	
5	20	60	42.2	166.0	49.2	29.6	
15	10	40	25.5	166.7	60.4	36.2	597.0 ± 9.1
15	10	60	40.9	250.0	79.6	31.8	
15	20	40	31.5	333.3	70.8	21.2	

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

15	20	60	47.3	500.0	105.8	21.2	
30	10	40	29.2	333.3	90.0	27.0	
30	10	60	46.1	500.0	115.8	23.2	556.1
30	20	40	33.5	666.7	108.3	16.2	± 12.4
30	20	60	48.2	1 000.0	196.7	19.7	

De igual forma se puede apreciar en la Tabla 10 que el aumento del flujo de gas disminuye la eficiencia de trasferencia debido a que se incrementa la velocidad superficial del gas y las burbujas ascienden dentro del líquido con mayor rapidez, por lo que disminuye el tiempo de transferencia del gas al líquido, y se obtiene una mayor concentración de ozono residual en el gas a la salida de la columna. También, a mayor flujo de gas el tamaño de burbuja se incrementa lo que ocasiona una disminución en al área superficial de contacto del gas con el líquido, lo que afecta la transferencia de masa del ozono.

Todos los experimentos se realizaron a similar temperatura (≈ 25 °C) para evitar efectos de solubilidad del gas en el líquido. No fue posible medir la concentración de ozono disuelto por su bajo contenido en las aguas tratadas, y por la interferencia de la turbidez y el color de las muestras en la medición de este parámetro por el método colorimétrico del índigo.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

En la Figura 12 se muestra el aumento de la concentración de ozono residual a la salida de la columna de ozonización por efecto del aumento del flujo de gas (10-20 l/h) para las dos concentraciones de ozono aplicadas (40-60 mg/l).

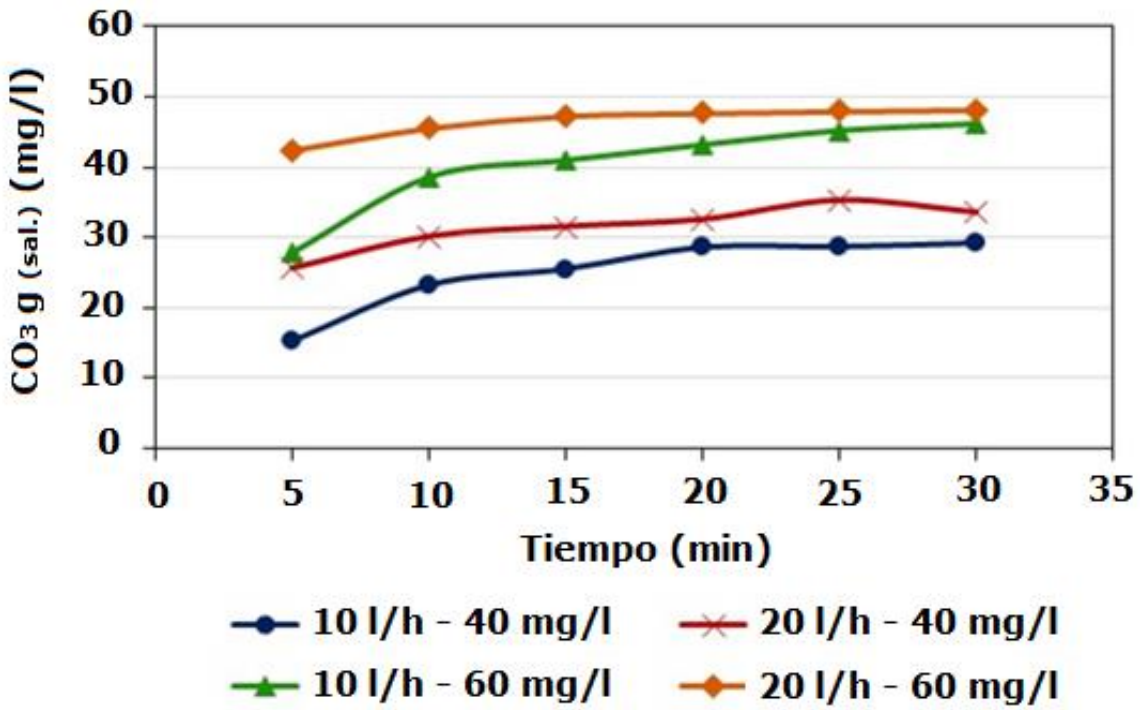


Figura 12. Variación de la concentración de ozono en el gas de salida con el incremento del flujo de gas.

Lo anterior confirma la tendencia obtenida en los resultados del análisis estadístico sobre la influencia positiva de ozonizar a flujos de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

gas de 10 l/h. Teniendo en cuenta este valor de flujo de gas (0.01 m^3/h) y el área transversal de la columna de ozonización (0.00125 m^2), se calcula un valor de velocidad superficial del gas *Vs* = 8 m/h. Este valor se propone como base de diseño para el escalado de la columna de ozonización y el cálculo del flujo de gas para la ozonización en semicontinuo a mayores escalas. Para el caso de emplear un esquema de ozonización en continuo es necesario complementar con estudios de relaciones de flujos de gas y flujos de líquido (Q_g/Q_L) para una adecuada transferencia de masa. Evaluaciones a nivel de planta piloto, con estudios hidrodinámicos del sistema funcionando en continuo y análisis económicos de costos pueden aportar importante información para los escalados a niveles de plantas de ozonización industriales.

Evaluación del esquema de tratamiento propuesto

Empleando las mejores condiciones de operación obtenidas para cada proceso evaluado con anterioridad (trampa de grasa + sedimentación primaria (TRH: 30 min) + ozonización ($C(O_3)g$ = 60 mg/l, Fg = 10 l/h, pH = 3, tiempo = 30 min), se realizó el tratamiento de los residuales modelos de manera integral, llevando a cabo el muestreo al inicio y final

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

de todo el esquema de tratamiento. Los resultados y las eficiencias totales de la combinación de tratamientos se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Caracterización de los residuales modelos antes y después del esquema de tratamiento propuesto.

Parámetros	Unidad	Afluente	Efluente*	Reducción (%)	NC 27:2012
Temperatura	°C	54.9	26.1	52,6	< 50
pH	unidades	7.6	7.0	-	6-9
Conductividad	µs/cm	1 752	1 752	0	< 4 000
DQO	mg/l	1 010.4	488.9	51.6	< 700
DBO_5	mg/l	519.0	183	64.7	< 300
Sólidos totales	mg/l	1 990	1 571	21.1	-
Sólidos sedimentables	ml/l	4.0	0	100	< 10
Grasas y aceites	mg/l	102.1	21.1	79.3	< 50
Detergentes (SAAM)	mg/l	27.9	2.4	91.6	< 25
Nitrógeno total	mg/l	95.2	66.5	30.1	-
Fósforo total	mg/l	20.0	1.4	93.1	-

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Turbidez	UNT	238.4	33.9	85.8	-
Color	U Pt-Co	776.9	76.9	90.1	-

*Efluente tratado por trampa de grasa + sedimentación primaria + ozonización.

Como se aprecia en la Tabla 11, con el esquema de tratamiento propuesto se logran eficiencias de reducción de los indicadores de contaminación evaluados superiores al 50 % en su mayoría. Esto posibilita cumplir con el vertimiento seguro al alcantarillado según la NC 27:2012, para los valores de temperatura, DQO, DBO5, grasas, aceites y detergentes que se encontraban excedidos de sus límites máximos permitidos. En los casos de los sólidos sedimentables, fósforo total, turbidez y color, aunque no están regulados para su vertimiento, se logró una elevada eficiencia de reducción de los mismos con valores superiores al 85 %.

Con base en los resultados alcanzados con el esquema de tratamiento propuesto de estas aguas residuales industriales farmacéuticas se recomienda establecer para los tratamientos primarios un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 30 min, como criterio de diseño para la construcción de la trampa de grasa y el sedimentador primario. Las condiciones de operación seleccionadas para la ozonización constituirán la base del diseño para el escalado de esta etapa.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Conclusiones

En la combinación de tratamientos por trampa de grasa y sedimentación primaria se obtuvieron los mejores resultados para un tiempo de retención hidráulico de 30 min, el cual se tomará como criterio de diseño para su construcción a mayores escalas.

El proceso de ozonización resultó más efectivo a pH 3, posiblemente influenciado por la propia desnaturalización de las proteínas de las gelatinas en medio ácido, y por la oxidación del ozono por vía molecular con los restantes contaminantes disueltos.

Se recomienda una dosis de ozono aplicada de 500 mg/l (concentración de ozono en el gas: 60 mg/l, flujo de gas: 10 l/h y tiempo de tratamiento: 30 min). Estas condiciones de operación y los modelos estadísticos obtenidos constituirán la base de diseño para el escalado a mayores niveles de esta etapa de tratamiento.

Se propone un esquema de tratamiento con la combinación de trampa de grasa, sedimentación primaria y ozonización, con un sistema de ajuste de pH que permita ozonizar a pH ácido o básico, en dependencia de las aguas a tratar o posteriores estudios.

© BY NC SA 2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

En el presente estudio se logró una eficiencia total de reducción de los indicadores contaminantes evaluados entre 21 y 100 %, estos valores garantizan el vertimiento seguro al sistema de alcantarillado de la ciudad según la norma cubana NC 27:2012.

Referencias

Abellán-Soler, M., Lardín-Mifsut, C., Morales-Cavero, E., Pastor-Alcañiz, L., Martínez-Muro, J. L., Santos-Asensi, J. M., Ibáñez-Martínez, M., & Hernández-Hernández, F. (2013). Eliminación de contaminantes emergentes en aguas residuales mediante oxidación avanzada con ozono y ultrasonidos. *Tecnoaqua*, 22-28. Recuperado de https://core.ac.uk/download/pdf/61460705.pdf

Acero, J. L., Benítez, F. J., Real, F. J., & Teva, F. (2012). Coupling of adsorption, coagulation, and ultrafiltration processes for the removal of emerging contaminants in a secondary effluent. *Chemical Engineering Journal*, 210, 1-8. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.08.043

Acero, J. L., Benítez, J., Teva, F., & Leal, A. I. (2010). Retention of emerging micropollutants from UP water and a municipal secondary effluent by ultrafiltration and nanofiltration. *Chemical Engineering Journal*, 163(3), 264-272. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.07.060

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Akhtar, J., Imran, M., Zahoor, M. K., & Amin, N. S. (2016). Granular activated carbon assisted ozonation of cephalexin antibiotic. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 38(6), 1057-1063. Recuperado de https://jcsp.org.pk/PublishedVersion/d12e13bb-2685-41cd-94c1-c8fe2b11104eManuscript no 2 Final Gally Proof of 10383 (Javaid Akhtar).pdf

Altmann, D., Schaar, H., Bartel, C., Schorkopf, D. L. P., Miller, I., & Kreuzinger, N. (2012). Impact of ozonation on ecotoxicity and endocrine activity of tertiary treated wastewater effluent. *Water Research*, 46(11), 3693-3702. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.017

Alvares, A. B. C., Diaper, C., & Parsons, S. A. (2001). Partial oxidation by ozone to remove recalcitrance from wastewaters. A review. *Environmental Technology*, 22(4), 409-427. Recuperado de https://doi.org/10.1080/09593332208618273

APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Recuperado de https://beta-static.fishersci.com/content/dam/fishersci/en_US/documents/programs/scientific/technical-documents/white-papers/apha-water-testing-standard-methods-introduction-white-paper.pdf

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Baresel, C., Dahlgren, L., Lazic, A., Kerchove, A., Almemark, M., & Ek, M. (2015). Reuse of treated wastewater for non-potable use (ReUse). *IVL Swedish Environmental Research Institute*. Recuperado de https://sjostad.ivl.se/download/18.7e136029152c7d48c2024c/1455548263429/B2219.pdf

Bataller, M., Veliz, E., Fernández, L. A., Fernández, I., & Espinosa, M.C. (2014). Effect of ozone on secondary effluent treatment for reuse in agriculture. *International Journal Environmental Engineering*, 6(1), 100-118. Recuperado de https://www.inderscienceonline.com/doi/pdf/10.1504/IJEE.2014.057830

Beltrán, F. (2004). *Ozone reaction kinetics for water and wastewater systems*. Recuperado de https://lib.ugent.be/catalog/rug01:001034738#reference-details

Beltran-Heredia, J. D. (2001). Kinetics of the reaction between ozone and phenolic acids in agro-industrial wastewaters. *Water Research*, 35(4), 1077-1085. Recuperado de https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00343-2

Benitez, F. J., Acero, J. L., Real, F. J., Roldán, G., & Rodríguez, E. (2013). The effectiveness of single oxidants and aops in the degradation of emerging contaminants in waters: A comparison

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

study. *Ozone: Science & Engineering*, 35, 263-272. Recuperado de https://doi.org/10.1080/01919512.2013.794107

Blair, B. D., Crago, J. P., Hedman, C. J., & Klaper, R. D. (2013). Pharmaceuticals and personal care products found in the Great Lakes above concentrations of environmental concern. *Chemosphere*. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.07.057

Boyd, G. R., Reemtsma, H., Grimm, D. A., & Mitra, S. (2003). Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in surface and treated waters of Louisiana, USA and Ontario, Canada. *Science Total Environmental*, 311(1-3), 135-149. Recuperado de https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00138-4

Brian, J., & Fridrun, P. (2004). Pharmaceutical Capsules "The history of the medical capsule". *London Pharmaceutical*, 1-3. Recuperado de https://www.pharmpress.com/product/9780857111654/pharmaceutical-capsules

Cabrera, A., Dueñas, J., Véliz, E., Díaz, M. A., Menéndez, C. L., Pereda, I., & Zaiat, M. (2016). Anaerobic digestion of vinasses by combining an upflow anaerobic filter reactor and ozonation process. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 33(4), 753-762. Recuperado de https://www.scielo.br/pdf/bjce/v33n4/0104-6632-bjce-33-04-0753.pdf

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Carolina, A. (2010). *Validación del método de limpieza de la encapsuladora automática Boch luego de la producción de cápsulas de dicloxacilina en betapharma*. Riobamba, Ecuador: Facultad de Ciencias, Escuela de Bioquímica y Farmacia. Recuperado de http://dspace.espoch.edu.ec/bitstream/123456789/704/1/56T00233.pdf

Chamorro, M., & Lorena, V. (2020). *Formulación de técnicas de control interno para la reducción de cargas contaminantes en los vertimientos industriales de una industria farmacéutica en la ciudad de Bogotá D.C.* Bogotá D.C., Colombia: Universidad de la Salle. Facultad de Ingeniería, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Recuperado de https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=2876&context=ing_ambiental_sanitaria

Chang, R. (2015). Removal of animal antibiotics for potable water reclamation: A review. Los Angeles, USA: University of California. Recuperado de https://escholarship.org/content/qt7nd7q428/qt7nd7q428.pdf

Chávez, A. M., Gimeno, O., Rey, A., Pliego, G., Oropesa, A. L., & Álvarez, P. M. (2019). Treatment of highly polluted industrial wastewater by means of sequential aerobic biological oxidation-ozone based AOPs. *Chemical Engineering Journal*, 361, 89-98. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.064

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Deblonde, T., Cossu-Leguille, C., & Hartemann, P. (2011). Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health,* 214, 442-448. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.08.002

DICT-CNIC, Departamento de Información Científico-Técnica-Centro Nacional de Investigaciones Científicas. (2015). *Informe de estudio de patentes sobre tratamientos de aguas residuales de la producción de cápsulas blandas*. La Habana, Cuba: Departamento de Información Científico-Técnica y Centro Nacional de Investigaciones Científicas.

Dougherty, J. A., Swarzenski, P. W., Dinicola, R. S., & Reinhard, M. (2010). Occurrence of herbicides and pharmaceutical and personal care products in surface water and groundwater around Liberty Bay, Puget Sound, Washington. *Journal of Environmental Quality*, 39, 1173-1180. Recuperado de https://doi.org/10.2134/jeq2009.0189

Ebele, A. J., Abdallah, M. A-E., & Harrad, S. (2017). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*, 3, 1-16. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004

Fernández, L. A., Ledea, O., Véliz, E., Bataller, M., Ramos, Y., Hernández, C., Gutiérrez, C., & Fernández, I. (2020). Review of cytostatics wastewaters degradation by ozone and advanced

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

oxidation processes: Results from Cuban studies. *Environmental Reviews*, 28(1). Recuperado de https://doi.org/10.1139/er-2018-0109

Fridrun, P. (2004). Pharmaceutical capsules "Technology to manufacture soft capsules". *London Pharmaceutical*, 195-196. Recuperado de https://www.worldcat.org/title/pharmaceutical-capsules/oclc/644086994

Gerrity, D., Gamage, S., Holady, J. C., Mawhinney, D. B., Quiñones, O., & Trenholm, R. A. (2011). Pilot-scale evaluation of ozone and biological activated carbon for trace organic contaminant mitigation and disinfection. *Water Research*, 45, 2155-2165. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.12.031

Gogoi, A., Mazumderb, P., Tyagi, V. K., Chaminda, G. G. T., An, A. K., & Kumar, M. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. *Groundwater for Sustainable Development*, 6, 169-180. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.009

Hernando, M. D., Mezcua, M., Fernández-Alba, A. R., & Barceló, D. (2006). Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. *Talanta*, 69, 334-342. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.talanta.2005.09.037

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hogerzeil, H., Frank, G., Grundmann, N., Kettis, M., Knox, J., & Larsson, J. (2018*). Antimicrobial Resistance Benchmark 2018. Methodology Report*. Recuperado de https://accesstomedicinefoundation.org/media/atmf/2017-Methodology-for-2018-Antimicrobial-Resistance-Benchmark-final.pdf

Huber, M. M., Göbel, A., Joss, A., Hermann, N., Löffler, D., McArdell, C. Siegrist, H., Ternes, T. A., & von Gunten, U. (2005). Oxidation of pharmaceuticals during ozonation of municipal wastewater effluents: A pilot study. *Environmental Science & Technology*, 39(11), 4290-9. DOI: 10.1021/es048396s

Ikehata, K., & Gamal-El-Din, M. (2008). Ozonation and advanced oxidation treatment of emerging organic pollutants in water and wastewater. *Ozone: Science & Engineering*, 30(1), 21-26. Recuperado de https://doi.org/10.1080/01919510701728970

Ikehata, K., & Gamal-El-Din, M. (2005). Aqueous pesticide degradation by ozonation and ozone-based advance oxidation processes. A review (Part I). *Ozone: Science & Engineering*, 27(2), 83-114. Recuperado de https://doi.org/10.1080/01919510590925220

Ikehata, K., & Gamal-El-Din, M. (2004). Degradation of recalcitrant surfactants in wastewater by ozonation and advanced oxidation processe. A Review. *Ozone: Science & Engineering*, 26(4), 327-343. Recuperado de https://doi.org/10.1080/01919510490482160

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ikehata, K., Jodeiri, N., & Gamal-El-Din, M. (2006). Degradation of aqueous pharmaceuticals by ozonation and advanced oxidation processes. A review. *Ozone: Science & Engineering*, 28(6), 353-414. Recuperado de https://doi.org/10.1080/01919510600985937

ISO 13964. (1998). (E). *Air quality — Determination of ozonein ambient air — Ultraviolet photometricmethod. First edition 1998-08-01*. Recuperado de https://www.sis.se/api/document/preview/611423/

Jung, Y. J., Kim, W. G., Yoon, Y., Hwang, T. M., & Kang, J. W. (2012). pH effect on ozonation of ampicillin: Kinetic study and toxicity assessment. *Ozone: Science & Engineering*, 34(3), 156-162. Recuperado de https://doi.org/10.1080/01919512.2012.662890

Kıdak, R., & Doğan, S. (2017). Medium-high frequency ultrasound and ozone based advanced oxidation for amoxicillin removal in water. *Ultrasonics Sonochemistry*. Recuperado de http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.01.033

Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., & Buxton, H. T. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. Streams, 1999-2000. A National Reconnaissance. *Environmental Science & Technology*, 36(6), 1202-1211. Recuperado de https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es011055j

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

Leung, H. W., Jin, L., Wei, S., Tsui, M. M. P., Zhou, B., Jiao, L., Cheung, P. C., Chun, Y. K., Murphy, M. B., & Lam, P. K. S. (2013). Pharmaceuticals in tap water: Human health risk assessment and proposed monitoring framework in China. *Environmental Health Perspectives*, 121(7), 839-846. Recuperado de https://doi.org/10.1289/ehp.1206244

Luque, M. V. (2009). *Estructura y propiedades de las proteínas*. Recuperado de http://www.uv.es/tunon/pdf_doc/proteinas_09.pdf

Manaia, C. M., Novo, A., Coelho, B., & Nunes, O. C. (2008). Ciprofloxacin resistance in domestic wastewater treatment plants. *Water, Air, & Soil Pollution*, 335-343. Recuperado de https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fdx.doi.org%2F10.1007%2Fs11270-009-0171-0

Marcelino, R. B. P., Leao, M. M. D., Lago, R. M., & Amorim, C. C. (2017). Multistage ozone and biological treatment system for real wastewater containing antibiotics. *Journal of Enviromental Management*, 1-7. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.041

Mariño, J. L., & Constanza, L. (2017). *Propuesta para la gestión de vertimientos industriales de Laboratorios Coaspharma S.A.S.* Bogotá D.C., Colombia: Fundación Universidad de América, Facultad de Ingeniería Química. Recuperado de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

https://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/6034/1/6112794-2017-1-IQ.pdf

Menéndez, C., & Pérez, J. M. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*. La Habana, Cuba: Universitaria. Recuperado de https://www.academia.edu/33133551/Procesos_para_el_tratamiento_biológico_de_aguas_residuales_industriales_Carlos_M_Gutiérrez

Miao, X. S., Bishay, F., Chen, M., & Metcalfe, C. D. (2004). Occurrence of antimicrobials in the final effluents of wastewater treatment plants in Canada. *Environmental Science & Technology*, 38(13), 3533-3541. DOI: 10.1021/es030653q

Mojgan, Z., Hamid, M., & Christian, M. (2007). Effects of concentration, temperature, and ph on chain mobility of gelatin during early stages of gelation. *Iranian Polymer Journal*, 16(12), 861-870. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/228615392_Effects_of_Concentration_Temperature_and_pH_on_Chain_Mobility_of_Gelatin_during_Early_Stages_of_Gelation

Nasser, A. M. (2017). Inactivation of cryptosporidium by advanced oxidation processes. Applications of advanced oxidation processes (AOPs) in drinking water treatment. In: Barceló, D., & Kostianoy, A. G. (eds.). *The Handbook of Environmental Chemistry* (pp. 297-

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

308). Recuperado de https://link.springer.com/chapter/10.1007/698_2017_85

Nghiem, L. D., Schafer, A. I., & Elimelech, M. (2005). Pharmaceutical retention mechanisms by nanofiltration membranes. *Environmental Science & Technology*, 39(19), 7698-7705. Recuperado de https://era.ed.ac.uk/bitstream/handle/1842/4131/J41%20ERA.pdf;jsessionid=89AF63DE754845F2AFBDF84945939F18?sequence=1

Paul, E., & Debellefontaine, H. (2007). Reduction of excess sludge produced by biological treatment processes: Effect of ozonation on biomass and on sludge. *Ozone: Science & Engineering*, 29, 415-427. Recuperado de https://doi.org/10.1080/01919510701593762

Pedreros-Calvo, C., Valderrama, K. V., Agudelo, R. N., Pérez, K., & Campo, C. E. (2021). Reducción de la concentración de DQO y COT en aguas residuales de la industria farmacéutica empleando ozono catalizado por Fe^{2+}. Estudio de caso a escala real. *Mutis*, 11(2) (en prensa). Recuperado de https://revistas.utadeo.edu.co/index.php/mutis/article/view/1707/1739

Pineda, G. (2020). *Evaluación del sistema de tratamiento de aguas residuales de una industria farmacéutica de la ciudad de Quito*. Quito, Ecuador: Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ingeniería en Geología, Minas, Petróleos y Ambiental, Carrera de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ingeniería Ambiental. Recuperado de http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/20571/1/T-UCE-0012-FIG-177.pdf

Ramírez, N., Espinosa, M. C., Fernández, L. A., Véliz, E., & Ramos, Y. (2016). Tratamiento con ozono de agua residual con taninos de curtiduría al vegetal. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(3), mayo-junio, 53-73. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v7n3/2007-2422-tca-7-03-00053.pdf

Ramos, C., Pellón, A., Villafranca, D., Espinosa, M. C., Escobedo, R., & Yamilé-Alvarez, Y. (2005). Tecnología de tratamiento a las aguas residuales de un laboratorio farmacéutico de producción de semisólidos. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, 36(núm. especial). Recuperado de https://www.redalyc.org/pdf/1812/181220525029.pdf

Reungoat, J., Escher, B. I., Macova, M., & Keller, J. (2011). Biofiltration of wastewater treatment plant effluent: Effective removal of pharmaceuticals and personal care products and reduction of toxicity. *Water Research*, 45(9), 2751-2762. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.02.013

Rivera-Utrilla, J., Sánchez-Polo, M., Ferro-García, M. Á., Prados-Joya, G., & Ocampo-Pérez, R. (2013). Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Chemosphere, 93(7), 1268-87. Recuperado de https://www.academia.edu/25419212/Pharmaceuticals_as_emerging_contaminants_and_their_removal_from_water_A_review

Rodríguez-Narvaez, O. M., Peralta-Hernandez, J. M., Goonetilleke, A., & Bandalac, E. R. (2017). Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. *Chemical Engineering Journal*, 323, 361-380. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.106

Rubio, D. I. C., Delgado, D. R., & Amaya, A. O. (2017). Normatividad ambiental dirigida a regular la presencia de los productos farmacéuticos residuales en ambientes acuáticos. *Revista Jurídica Piélagus*, 16(1), 121-130. Recuperado de https://journalusco.edu.co/index.php/pielagus/article/view/1445/2563

Seo, G. T., Moon, B. H., & Lim, J. H. (2001). Ultrafiltration combined with ozone for domestic laundry wastewater reclamation and reuse. *Water Supply*, IWA Publishing, 1(5-6), 387-392. Recuperado de https://doi.org/10.2166/ws.2001.0138

Sorensen, J., Lapworth, D. J., Nkhuwa, D. C. W., Stuart, M. E., Gooddy, D. C., Bell, R., Chirwa, M., Kabika, J., Liemisa, M., Chibesa, M., & Pedley, S. (2015). Emerging contaminants in urban groundwater sources in Africa. *Water Research*, 72, 51-63. Recuperado de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

https://www.researchgate.net/publication/265176942_Emerging_contaminants_in_urban_groundwater_sources_in_Africa

Stackelberg, P. E., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Zaugg, S. D., Henderson, A. K., & Reissman, D. B. (2004). Persistence of pharmaceutical compounds and other organic wastewater contaminants in a conventional drinking-water treatment plant. *Science of the Total Environment*, 329(1-3), 99-113. Recuperado de https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?referer=https://www.google.com/&httpsredir=1&article=1452&context=usgsstaffpub

Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E., & Hart, A. (2012). Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Science of the Total Environment*, 416, 1-21. Recuperado de https://core.ac.uk/reader/384302?utm_source=linkout

Ternes, T. A., Meisenheimer, M., McDowell, D., Sacher, F., Brauch, H. J., Gulde, B. H., Preuss, G., Wilme, U., & Seibert, N. Z. (2002). Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environmental Science & Technology*, 36(17), 3855-3863. Recuperado de https://doi.org/10.1021/es015757k

Vasquez, M. I., Lambrianides, A., Schneider, M., Kümmerer, K., & Fatta-Kassinos, D. (2014). Environmental side effects of pharmaceutical cocktails: What we know and what we should know. *Journal of*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hazardous Materials, 279, 169-189. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.06.069

Veliz, E., Bataller, M., Fernández, L. A., & Fernández, I. (2012). Chapter: Municipal wastewater treatment for reuse in agricultural irrigation. *Handbook of Environmental and Waste Management*, 347-381. Recuperado de https://www.worldscientific.com/doi/abs/10.1142/9789814327701_0009

Veliz, E., Fernández, L. A., Llanes, J. G., & Bataller, M. (enero-febrero, 2016). Coagulación-floculación, filtración y ozonización de aguas residuales para reutilización en riego agrícola. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 7(1), 17-34. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v7n1/2007-2422-tca-7-01-00017.pdf

O'Neill, J. (2016). *Tackling drug-resistant infections globally: Final report and recommendations. The review on antimicrobial resistance*. Recuperado de https://www.biomerieuxconnection.com/wp-content/uploads/2018/04/Tackling-Drug-Resistant-Infections-Globally_-Final-Report-and-Recommendations.pdf

Wiegel, S., Aulinger, A., Brockmeyer, R., Harms, H., L€offler, J., Reincke, H., Schmidtc, R., Stachele, B., von Tümplingf, W., & Wankeg, A. (2004). Pharmaceuticals in the river Elbe and its

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

tributaries. *Chemosphere*, 57(2), 107-126. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.05.017

Yasar, A., Ahmad, N., Chaudhry, M. N., Rehman, M. S. U., & Khan, A. A. A. (2007). Ozone for color and COD removal of raw and anaerobically biotreated combined industrial wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16(2), 289-294. Recuperado de http://www.pjoes.com/Ozone-for-Color-and-COD-Removal-of-Raw-and-Anaerobically-Biotreated-Combined-Industrial,87988,0,2.html

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 98-165. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-03

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Artículos

Dimensionamiento óptimo de tanques de sistemas de captación de agua de lluvia para uso doméstico

Optimal sizing of rainwater harvesting tanks for domestic use

Gabriela Álvarez-Olguín[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7144-2426

Corina Cisneros-Cisneros[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9667-3936

Fidencio Sustaita-Rivera[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1151-1514

René Morales-Luis[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0210-9814

Iliana Herrera-Arellano[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-4449-0553

[1]Universidad Tecnológica de la Mixteca, Huajuapan de León, Oaxaca, México, galvarez@mixteco.utm.mx

[2]Universidad Tecnológica de la Mixteca, Huajuapan de León, Oaxaca, México, cisneros@mixteco.utm.mx

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[3]Universidad Tecnológica de la Mixteca, Huajuapan de León, Oaxaca, México, sustaita@mixteco.utm.mx

[4]Universidad Tecnológica de la Mixteca, Huajuapan de León, Oaxaca, México, rmluis@mixteco.utm.mx

[5]Universidad Tecnológica de la Mixteca, Huajuapan de León, Oaxaca, México, iliana@mixteco.utm.mx

Autora para correspondencia: Gabriela Álvarez-Olguín, galvarez@mixteco.utm.mx

Resumen

La captación de agua de lluvia es una alternativa que puede contribuir a la solución de los problemas de escasez de agua. Sin embargo, debido a que en el diseño de un sistema de captación de agua de lluvia (SCALL) influyen diversas variables, la selección correcta de la capacidad adecuada del tanque de almacenamiento puede ser una tarea difícil para las personas que no cuentan con conocimientos hidrológicos básicos, como los propietarios de una casa o los miembros de alguna organización no gubernamental. El objetivo de este estudio fue desarrollar modelos regionales para estimar el volumen óptimo de tanques de recolección de agua de lluvia en comunidades de la Cuenca Alta del Río Mixteco (CARM) en Oaxaca, México. Con base en el análisis de datos diarios de lluvia de 12 estaciones climatológicas y la aplicación del método de balance de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

agua se realizaron simulaciones del funcionamiento de tanques de distintas capacidades para distintos números de usuarios, superficies de captación y fracciones de demanda. Como resultado se obtuvo la variación espacial de las capacidades óptimas de tanques que, junto con datos de lluvia media anual, se utilizaron para la obtención de ecuaciones de regresión exponencial. Se determinó que las capacidades de los tanques serán mayores en localidades del norte de la cuenca donde llueve menos; mientras que hacia el suroeste se requieren tanques de menor capacidad. Por otro lado, los modelos regionales permitirán cuantificar de manera práctica la capacidad del tanque para el diseño funcional de los SCALL en la CARM.

Palabras clave: Cuenca Alta del Río Mixteco, ciudad de Huajuapan de León, presa Lázaro Cárdenas, regresión exponencial, modelo de balance de agua, simulación del funcionamiento de tanques.

Abstract

Rainwater harvesting is an alternative that can contribute to solving water scarcity problems. However, since the design of a Rainwater Harvesting (RWH) system is influenced by several variables, the correct selection of the appropriate storage tank capacity could be a difficult task for people who do not have basic hydrological knowledge, like the proprietors of a house, or members of civil organizations. The objective of this study is to develop regional models to estimate the optimal volume of rainwater collection tanks in communities of the Upper Mixteco River Basin (UMRB)

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

in Oaxaca, Mexico. Based on the analysis of daily rainfall data from 12 weather stations, and the application of the water balance method, simulations of the tank operations of different capacities were carried out for a number of users, as well as catchment areas and demand fractions. As a result, the spatial variation of the optimal tank capacities was obtained, which, together with the annual mean rainfall data, were used to obtain exponential regression equations. It was determined that the capacities of the tanks will be greater in localities in the north of the basin, where it rains less, while, towards the southwest, smaller capacity tanks are required. On the other hand, the regional equations will allow to quantify in a practical way, the capacity of the tank for the functional design of the RWH system in the UMRB.

Keywords: Upper Mixteco River Basin, City of Huajuapan de León, Lázaro Cárdenas dam, regression analysis, water balance model, simulation of tank operation.

Recibido: 29/04/2021

Aceptado: 16/08/2021

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Introducción

El agua es esencial para la vida y las actividades humanas, sin embargo, factores como contaminación, sobreexplotación de fuentes de agua, crecimiento demográfico acelerado, así como degradación de zonas de recarga de acuíferos han conducido a la disminución de la disponibilidad de este recurso. Dicha situación se presenta en diversas comunidades de la Cuenca Alta del Río Mixteco (CARM) del estado de Oaxaca, México, donde el grado de presión sobre los recursos hídricos es fuerte (Conagua, 2010). Además, en esta región el aprovechamiento de agua superficial está limitado debido a la veda declarada el 2 de febrero de 1966 para el otorgamiento de concesiones (Conagua, 2011), y aunque el 19 de marzo del 2011 se firmó el Decreto para Modificar la Veda de la Cuenca del Río Balsas, aún existen limitantes para el otorgamiento de concesiones. La situación más crítica se tiene en la ciudad de Huajuapan de León, donde la disponibilidad de agua es cada vez menor, principalmente por la contaminación del río Mixteco y azolvamiento de la presa Lázaro Cárdenas, de la cual se abastece aproximadamente 60 % de la población en esta localidad. Por lo anterior, abastecer de agua a las comunidades de la CARM representa un enorme reto.

El problema de la presión sobre los recursos hídricos en muchas regiones del mundo se puede abordar mediante la implementación de una

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

serie de políticas y prácticas que incluyen gestión de la demanda e identificación de fuentes de agua alternativas, como captación de agua de lluvia, reutilización de aguas grises y residuales, así como desalinización (Imteaz, Shanableh, Rahman, & Ahsan, 2011). El agua de lluvia captada sin tratar puede emplearse para usos no potables, como descarga de inodoros y riego de jardines; mientras que después de un tratamiento apropiado también se puede usar como agua potable (Londra, Theocharis, Baltas, & Tsihrintzis, 2015). Por otro lado, la recolección de agua de lluvia tiene un impacto a largo plazo en los recursos hídricos locales, al reducir demandas de extracción de agua superficial y subterránea (Abdulla, 2019); además, la recolección y el uso del agua de lluvia pueden reducir efectivamente el volumen de escurrimientos pluviales, sobre todo en áreas urbanas en rápida expansión (Guo & Baetz, 2007; Kim, Han, & Lee, 2012; Sample & Liu, 2014).

La captación de agua de lluvia es una tecnología utilizada para almacenar aguas pluviales captadas en techos u otras superficies impermeables (Abdulla, 2019; Fonseca, Hidalgo, Díaz-Delgado, Vilchis-Francés, & Gallego, 2017; Sample & Liu, 2014). Los componentes de los sistemas de captación de aguas pluviales en techos generalmente consisten en un área de recolección, un sistema de conducción, un filtro para remover una fracción inicial del escurrimiento, y una cisterna o tanque de almacenamiento (Abdulla, 2019; Sample & Liu, 2014; Vieritz, Neumann, & Cook, 2015). En la mayoría de los casos, la decisión de diseño más importante del sistema es la evaluación de la capacidad de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

almacenamiento del tanque (Campisano & Modica, 2012; Abdulla 2019) y el enfoque más común para determinar el tamaño óptimo del mismo es usar el modelo de balance de agua (Campisano & Modica 2012; Fewkes & Butler, 2000; Ghisi & Ferreira, 2007; Londra *et al*., 2015; Villarreal & Dixon, 2005). En este modelo se utilizan observaciones históricas de lluvia para estimar las afluencias, con una demanda asumida como flujo de salida, con lo cual se calcula el volumen de agua dentro del tanque en función del tiempo (Basinger, Montalto, & Lall, 2010).

La captación de agua de lluvia es una alternativa que puede contribuir a la solución de los problemas de suministro de agua en la CARM. Sin embargo, en esta zona es común que las construcciones de los sistemas de captación de agua de lluvia (SCALL) estén a cargo de organizaciones no gubernamentales (ONG) o los propietarios de una casa, que no cuentan con conocimientos hidrológicos básicos, por lo que se suelen elegir capacidades de tanques inadecuadas, al no considerar la presencia de diversas variables que influyen en el diseño de los mismos, como el comportamiento de la lluvia local, el área de la superficie de captación y la demanda.

El objetivo de este estudio fue desarrollar modelos regionales para cuantificar el volumen óptimo de tanques de recolección de agua de lluvia en la CARM en función de la precipitación anual, la demanda de agua de lluvia y el área de la superficie de captación. Los resultados obtenidos serán una herramienta que facilitará el diseño adecuado de los SCALL que se pretendan instalar en la cuenca.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Materiales y métodos

Área de estudio

La CARM abarca una superficie de 91 000 hectáreas y se localiza en la región Mixteca del estado de Oaxaca, México (Figura 1). El punto de salida natural de la cuenca es la presa Lázaro Cárdenas, conocida coloquialmente como presa Yosocuta, la cual es alimentada por el río Mixteco, tributario del río Balsas de la Región Hidrológica No. 18. En esta región, la disponibilidad natural media de agua es baja y el grado de presión sobre los recursos hídricos es fuerte (Conagua, 2010). La precipitación media anual correspondiente al periodo de 1980 a 2000 oscila entre 500 y 700 mm. La zona más lluviosa se localiza al suroeste de la cuenca, mientras que la menos lluviosa es la zona norte (Figura 1).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

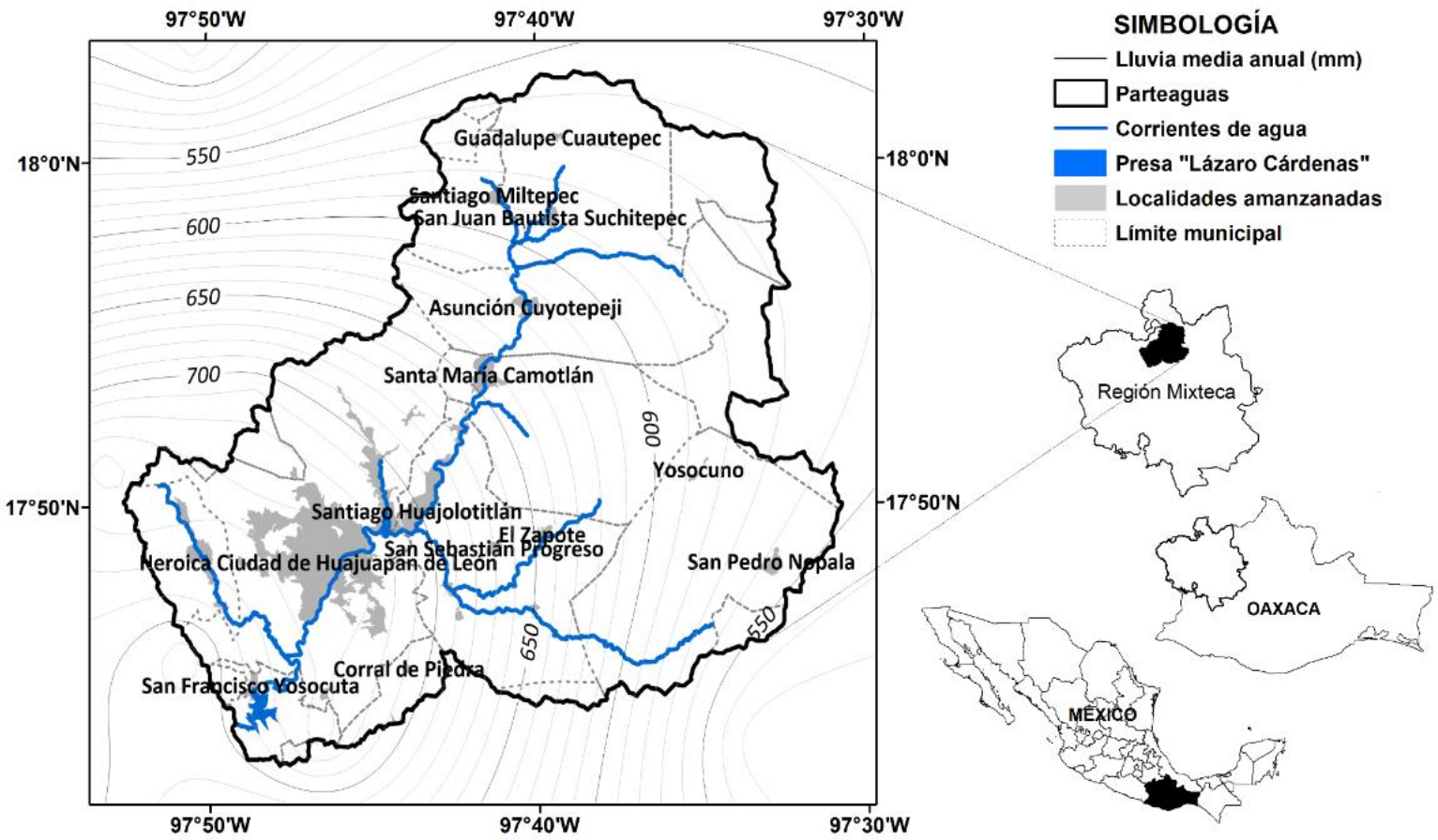


Figura 1. Localización de la Cuenca Alta del Río Mixteco y variación espacial de la lluvia media anual (1980-2000).

La CARM se ubica en el territorio de 20 municipios de Oaxaca y uno de Puebla; además contiene a 67 localidades urbanizadas, de las cuales, El Molino, Santiago Huajolotitlán, Vista Hermosa, La Estancia, Santa María

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Camotlán, Acatlima, La Junta, Buena Vista y Asunción Cuyotepeji se destacan por tener más de mil habitantes (INEGI, 2020); sin embargo, la ciudad de Huajuapan de León es por mucho la localidad dentro de la CARM que tiene mayor población, con 56 163 habitantes (INEGI, 2020) y una de las tasas de crecimiento poblacionales (2.3 %) más altas del estado de Oaxaca (INEGI, 2015).

Datos de lluvia

Los datos utilizados corresponden a la lluvia diaria registrada en 12 estaciones climatológicas convencionales del Servicio Meteorológico Nacional de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), extraídos de la base de datos CLICOM (*Climate Computing Project*). Las características de tales estaciones se muestran en la Tabla 1 y Figura 2; se observa que el periodo de registros de éstas oscila entre 1950 y 2016; sin embargo, se eligió el periodo de 1980 a 2000 por tener mayor cantidad de información. Todas las estaciones, a excepción de "San Francisco Yosocuta", presentan ausencia de datos en algunos años. Para deducir la información faltante se aplicó el método de interpolación de la distancia

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

inversa ponderada (Shepard, 1968), considerando dos estaciones de apoyo y un exponente de distancia igual a dos.

Tabla 1. Características de las estaciones climatológicas seleccionadas.

Estación	Nombre	Altitud	Periodo de registros	Núm. de años con registros entre 1950 y 2016	Núm. de años con registros entre 1980 y 2000
20003	Astatla	2 121	1955-2016	51	10
20108	San Francisco Yosocuta	1 544	1970-2002	33	21
20125	Santa Catarina	1 349	1970-2001	30	19
20133	Santiago Chilixtlahuaca	2 099	1970-2004	33	20
20137	Santiago Teotongo	2 076	1969-2002	33	20
20163	Tezoatlán de Segura y Luna	1 527	1963-1996	34	17
20190	Zapotitlán Palmas (SMN)	1 913	1950-2004	52	19
20207	Magdalena Tetatepec	1 851	1971-2002	31	20
20275	Huajuapan de León (DGE)	1 584	1976-2002	26	20
20305	San Juan Nochixtlán	1 916	1980-2001	19	18

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

20306	San Lorenzo Vista Hermosa	1 527	1980-2002	22	20
21175	Santa Ana Tepejillo	1 450	1980-1995	16	16

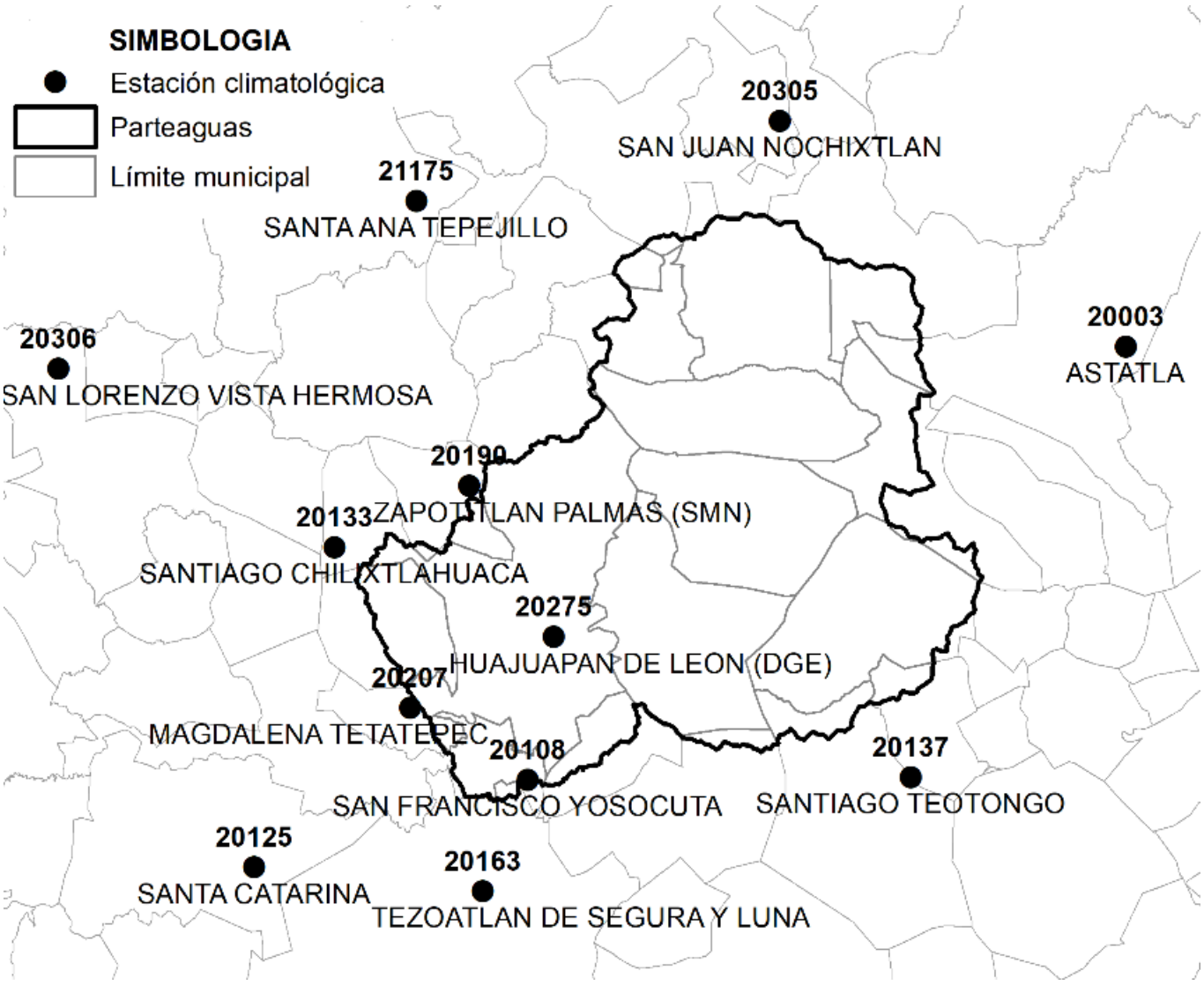


Figura 2. Estaciones climatológicas seleccionadas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Componentes del sistema

Los componentes de los sistemas de captación de aguas pluviales en techos por lo común consisten en un área de recolección, un sistema de conducción, un dispositivo para remover una fracción inicial del escurrimiento, y una cisterna o tanque de almacenamiento (Abdulla, 2019; Sample & Liu, 2014; Vieritz *et al*., 2015); además pueden incluir una bomba y cuando el agua es para uso doméstico también se incluyen dispositivos para mejorar la calidad del agua, como filtros y dosificadores de cloro. En el ejemplo mostrado en la Figura 3 se incluye un primer dispositivo de descarga, conocido como interceptor de primeras aguas, el cual se instala para descartar la primera cantidad de escurrimientos del techo como medida de mitigación de contaminantes, tales como polvo, sedimentos, excrementos de animales, hojas y escombros acumulados en las azoteas antes de las primeras lluvias. Al tanque de almacenamiento corresponde un volumen activo (V), que excluye el volumen de almacenamiento muerto debajo de la tubería de suministro y el volumen sobre la tubería de desbordamiento. En este sistema cerrado, la salida de agua es a través de la extracción al hogar (E) y el derrame del tanque (S) (Vieritz *et al*., 2015).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

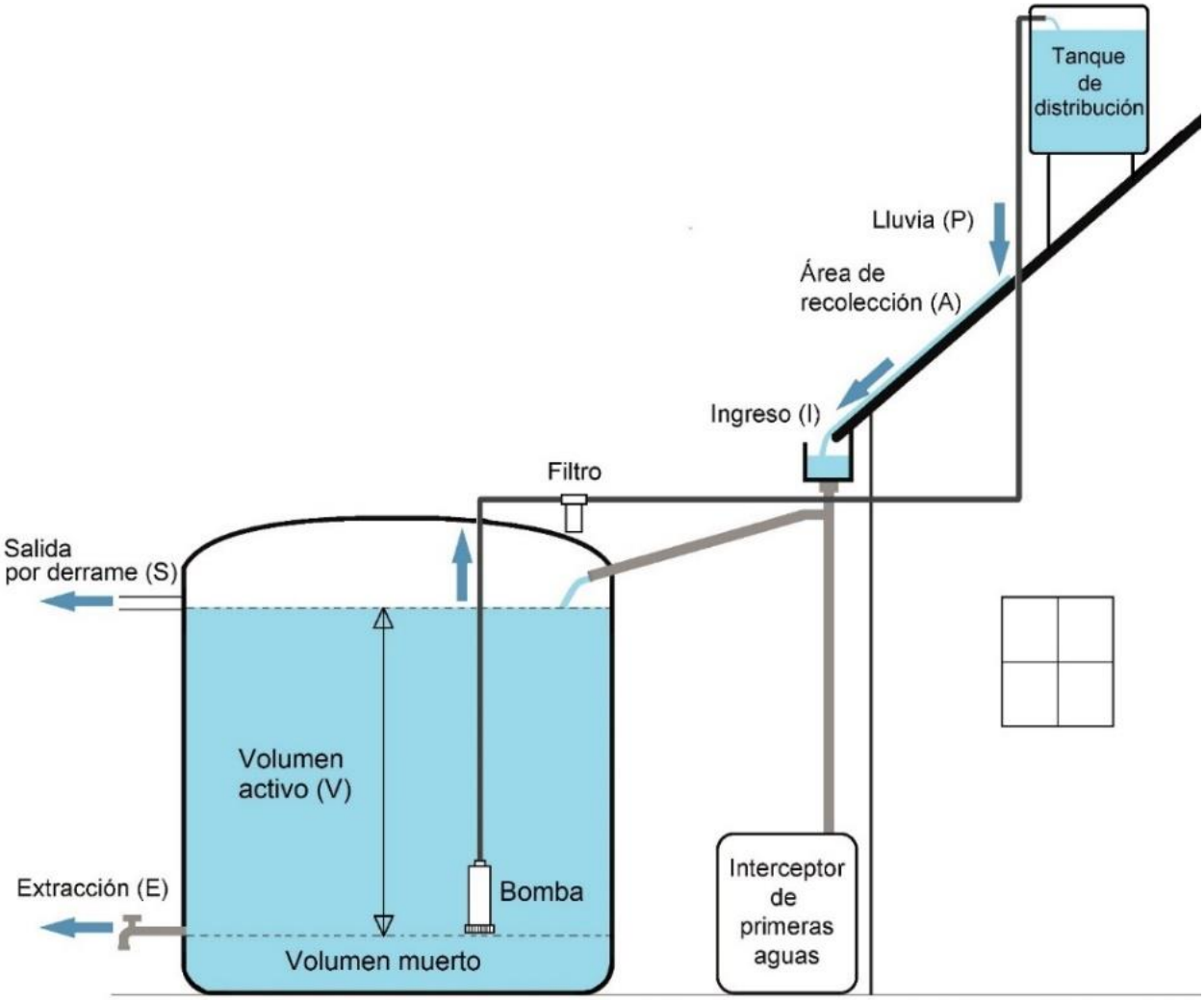


Figura 3. Componentes de un sistema de captación de agua de lluvia en techos.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Dimensionamiento del tanque

Por lo general, la decisión de diseño más importante es dimensionar correctamente el tanque para contar con una adecuada capacidad de almacenamiento (Abdulla, 2019; Campisano & Modica, 2012). El volumen de diseño del tanque se determina con base en diversos factores interrelacionados, como lluvia local, área de la superficie de captación, coeficiente de escorrentía, dotación de agua y número de usuarios (Eroksuz & Rahman, 2010; Ghisi, 2010; Palla, Gnecco, Lanza, & La Barbera, 2012). El enfoque más común para determinar el volumen óptimo es a partir del modelo de balance de agua (Campisano & Modica, 2012; Fewkes & Butler, 2000; Londra *et al*., 2015), donde se utilizan observaciones históricas de lluvia para calcular las afluencias, con una demanda asumida (dotación) como flujo de salida, con lo cual se calcula el volumen de agua dentro del tanque en función del tiempo (Basinger *et al*., 2010).

La simulación de la cantidad de agua almacenada en el tanque se realizó con el modelo de balance de agua definido por la Ecuación (1):

$$V_t = V_{t-1} + I_t - S_t - E_t, \qquad (1)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

donde V_t y V_{t-1} son los volúmenes de agua en el tanque al final del día actual y al final del día anterior, respectivamente (m^3); S_t, el volumen de agua que sale del tanque por derrame (m^3); E_t, el volumen de agua extraído para uso doméstico (m^3), e I_t es el volumen de agua de lluvia que ingresa al tanque (m^3), el cual se estimó a partir de la Ecuación (2):

$$I_t = CAPe_t, \quad (2)$$

donde I_t es el volumen de agua de lluvia captada del techo (m^3) en el día t; C, el coeficiente de escurrimiento; A, el área de la superficie de captación (m^2), y P_{et} es la lámina de lluvia efectiva ocurrida en el día t (m).

La lluvia efectiva se estableció igual a la lluvia diaria menos la primera descarga. De acuerdo con Londra *et al*. (2015), se supuso que la primera descarga es igual a 0.33 mm. Por otro lado, debido a que el tanque suele ser un contenedor cerrado, se consideraron insignificantes las pérdidas por evaporación y fugas.

Para resolver la Ecuación (1) fue necesario elegir el orden de ocurrencia de los procesos de derrame y extracción de agua del tanque. En el algoritmo utilizado (ecuaciones (3) a (5)) se asumió que el derrame ocurre antes de la extracción (Vieritz *et al*., 2015):

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

$$E_t = min[D_t, V_{t-1}], \quad (3)$$

$$V_t = min[V_{tan} - E_t, V_{t-1} + I_t - E_t], \quad (4)$$

$$S_t = max[(V_{t-1} + I_t) - V_{tan}, 0], \quad (5)$$

donde D_t es la demanda de agua (m^3) en el día t, obtenida con la Ecuación (6) y V_{tan} es el volumen de almacenamiento activo (m^3) que excluye al volumen muerto por debajo del nivel del agua del que se extrae agua (Figura 3):

$$D_t = h.d.p, \quad (6)$$

donde h es el número de habitantes o usuarios que se abastecerán del sistema; d, la dotación de agua considerada por persona al día, y p es la fracción de demanda que se pretende suministrar, la cual es de 0.5 cuando se suministra 50 % del total.

De acuerdo con Tsihrintzis y Baltas (2013), se consideró que el volumen medio anual de agua de lluvia captada es igual a la demanda media anual, entonces el área mínima requerida de recolección de agua de lluvia, A_{min}, para satisfacer el porcentaje p de la demanda total de agua se calculó como:

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$A_{min} = \frac{365.h.d.p}{C\overline{P_e}}, \quad (7)$$

donde $\overline{P_e}$ es la lluvia efectiva media anual en m.

Para cada estación seleccionada se estimó A_{min} y se realizaron distintas simulaciones del funcionamiento del tanque a nivel diario, con diferentes valores de volumen activo (V_{tan}) y bajo la suposición de que el tanque en el primer día de simulación se encuentra lleno. Además, se consideraron diferentes áreas de captación, números de usuarios y fracciones de demanda. Las áreas de captación oscilaron entre 30 y 200 m^2, con incrementos de cinco unidades; mientras que los números de usuarios fueron 3, 4, 5 y 6. Las fracciones de demanda fueron de 0.3, 0.4 y 0.5. Se eligió una dotación única de 50 litros por persona al día, dotación mínima recomendada por la Organización Mundial de la Salud (Howard, Bartram, Water, & World Health Organization, 2003) a nivel domiciliario, para satisfacer las necesidades de higiene básica y de consumo, y posiblemente de lavandería y baño. El coeficiente de escurrimiento (C) utilizado fue de 0.8, es decir, se consideró que solo ingresa al tanque 80 % del volumen de agua de lluvia que cae sobre la superficie de captación. El volumen activo óptimo del tanque ($Vopt$) se eligió como el volumen activo mínimo, con el cual no se tuvieron días con tanque vacío durante el periodo de simulación.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Modelos regionales para la estimación del volumen óptimo

Previamente a la obtención de los modelos regionales se aplicaron de manera individual regresiones exponenciales a los datos obtenidos de las simulaciones de cada estación. La forma estándar de las curvas ajustadas se indica en la Ecuación (8), en la cual se incluyeron los coeficientes $\frac{V_{opt}}{A}$ y $\frac{hp}{A}$ adaptados de los números adimensionales utilizados por Khastagir y Jayasurita (2010):

$$\frac{V_{opt}}{A} = ae^{b\frac{hp}{A}}, \tag{8}$$

donde *a* y *b* son constantes empíricas.

Posteriormente, los valores obtenidos del parámetro *b* fueron utilizados para construir un mapa de la configuración espacial del mismo, que sirvió de base para la delimitación de regiones con formas de curvas ajustadas similares.

Debido a que se identificaron dos regiones homogéneas dentro de la CARM se obtuvieron dos modelos regionales para la estimación del

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

volumen óptimo. El primer modelo se obtuvo tras realizar una regresión exponencial con los datos combinados de cinco estaciones ubicadas al sur de la zona de estudio (región 1); mientras que el segundo modelo se encontró a partir de la regresión aplicada a los datos combinados de cuatro estaciones ubicadas al norte (región 2). La forma de las curvas regionales ajustadas se indicada en la Ecuación (9), en la cual se incluyó a la precipitación efectiva media anual:

$$\frac{V_{opt}}{A} = me^{n\frac{hp}{\overline{AP_e}}}, \qquad (9)$$

donde $\overline{P_e}$ es la precipitación efectiva media anual en m.

De las regresiones grupales se excluyeron dos estaciones (una de cada región), con el fin de utilizar sus datos para validar los modelos regionales. La validación consistió en comparar los volúmenes estimados contra los volúmenes óptimos obtenidos de las simulaciones. Finalmente, como ejemplo de aplicación de los modelos obtenidos, se determinaron las capacidades recomendadas para los tanques de sistemas de captación de agua de lluvia para las localidades del Zapote del municipio de Santiago Huajolotitlán, de Asunción Cuyoteji, del municipio del mismo nombre y de San Francisco Yosocuta, del municipio de San Marcos Arteaga.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Resultados y discusión

Tamaño óptimo de tanques

La aplicación de la ecuación de balance permitió determinar las capacidades óptimas de los tanques para diferentes áreas de captación, número de usuarios y fracciones de demanda. Es importante resaltar que de acuerdo con las fracciones de demanda seleccionadas (0.3, 0.4 y 0.5), con el volumen activo óptimo del tanque solamente se podrá cubrir un porcentaje de la dotación de agua. Por ejemplo, con una fracción de demanda de 0.4 se podrán suministrar 20 litros por persona al día; es decir, 40 % de la dotación de 50 litros.

En la Figura 4 se muestra parte de los resultados de la simulación realizada para la estación 20275 de Huajuapan de León, en la cual se determinó que para suministrar 40 % de la dotación de agua de tres usuarios, con una superficie de captación de 120 m^2, la capacidad del tanque es de 12.5 m^3. Se consideró que ésta es la capacidad óptima debido a que tal es el volumen activo mínimo con el cual no se tuvieron días con tanque vacío durante el periodo de 1980 a 2000. Se observa que

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

en el año de 1989 antes de iniciar la época de lluvias se tuvo un periodo crítico en el mes de abril, cuando se tuvieron los volúmenes en el tanque más bajos; no obstante, el tanque no se quedó vacío. Por otro lado, a finales de junio el tanque comenzó a llenarse y se tuvieron derrames que fueron persistentes hasta mediados de octubre.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

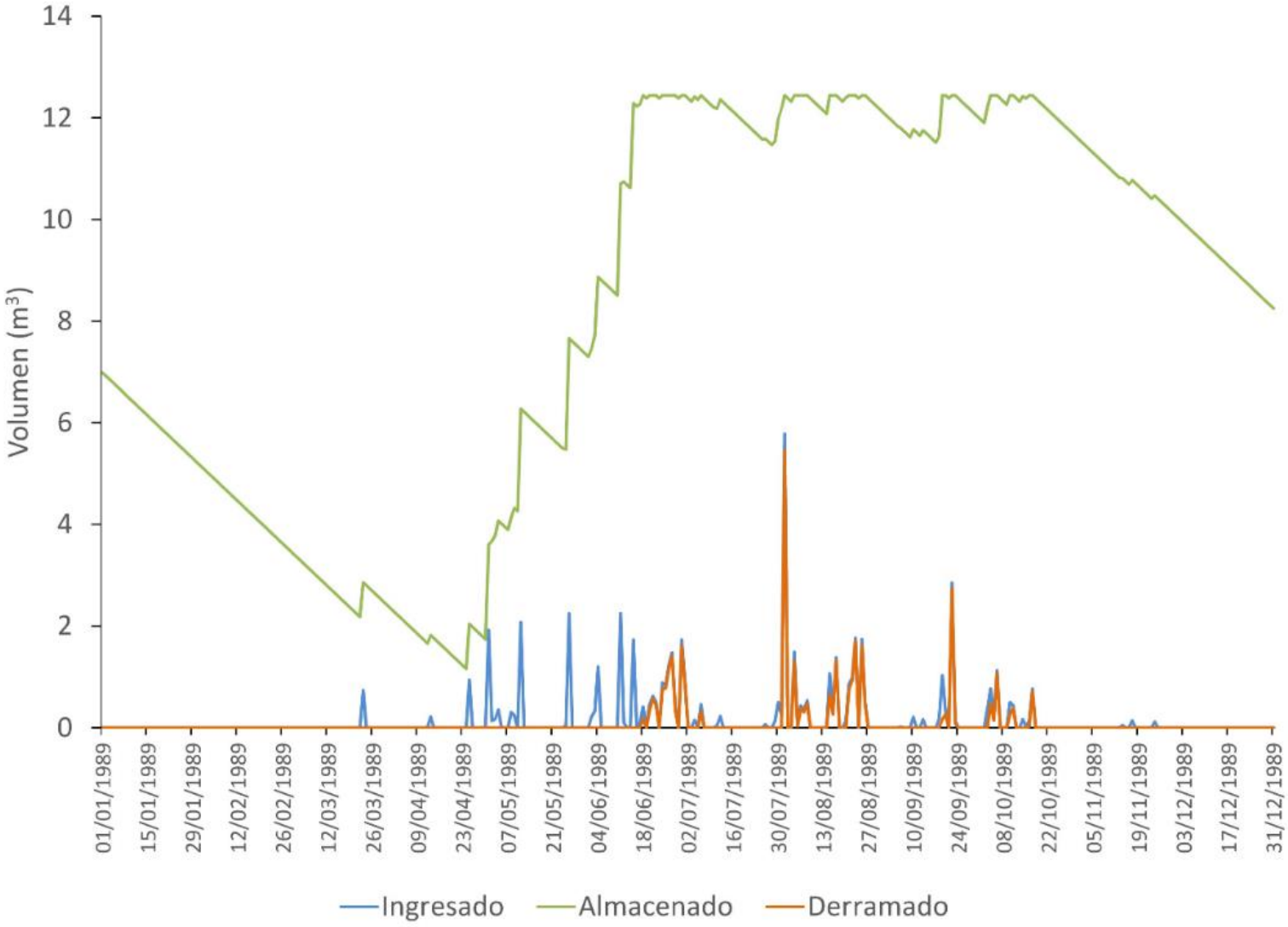


Figura 4. Simulación de balance de agua para la estación 20275 de Huajuapan de León, Oaxaca, bajo las siguientes condiciones: *Vopt* = 12.5 m^3, *A* = 120 m^2, *h* = 3, *d* = 50 litros per cápita al día y *p* = 0.4.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Por otro lado, con los resultados de las simulaciones de las 12 estaciones se construyeron mapas de la variación espacial de las capacidades de tanques en la CARM. En la Figura 5 se muestran las configuraciones obtenidas para suministrar agua a 3 y 4 usuarios, con áreas de captación de 120 m^2 y fracciones de demanda de 0.4. Se aprecia que los volúmenes serán mayores en localidades ubicadas al norte de la cuenca, donde llueve menos; mientras que hacia el suroeste, donde la acumulación de lluvia anual es mayor, se requieren tanques de menor capacidad. Los volúmenes podrían ser considerablemente altos en las zonas del norte de la cuenca, con valores superiores a los 25 m^3. No obstante, en diversos países (incluido México) se están utilizando diferentes tecnologías para almacenar grandes volúmenes de agua de lluvia, entre las que están los tanques de ferrocemento (Ocampo-Fletes, 2020; Caballero, 2006; Carrasco, 2016; Limaylla, 2008) y de placas prefabricadas (Mamani, 2015), los cuales son fáciles de construir, pues no requieren mano de obra especializada y tienen un costo relativamente bajo, además pueden tener capacidades de más de 50 m^3.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

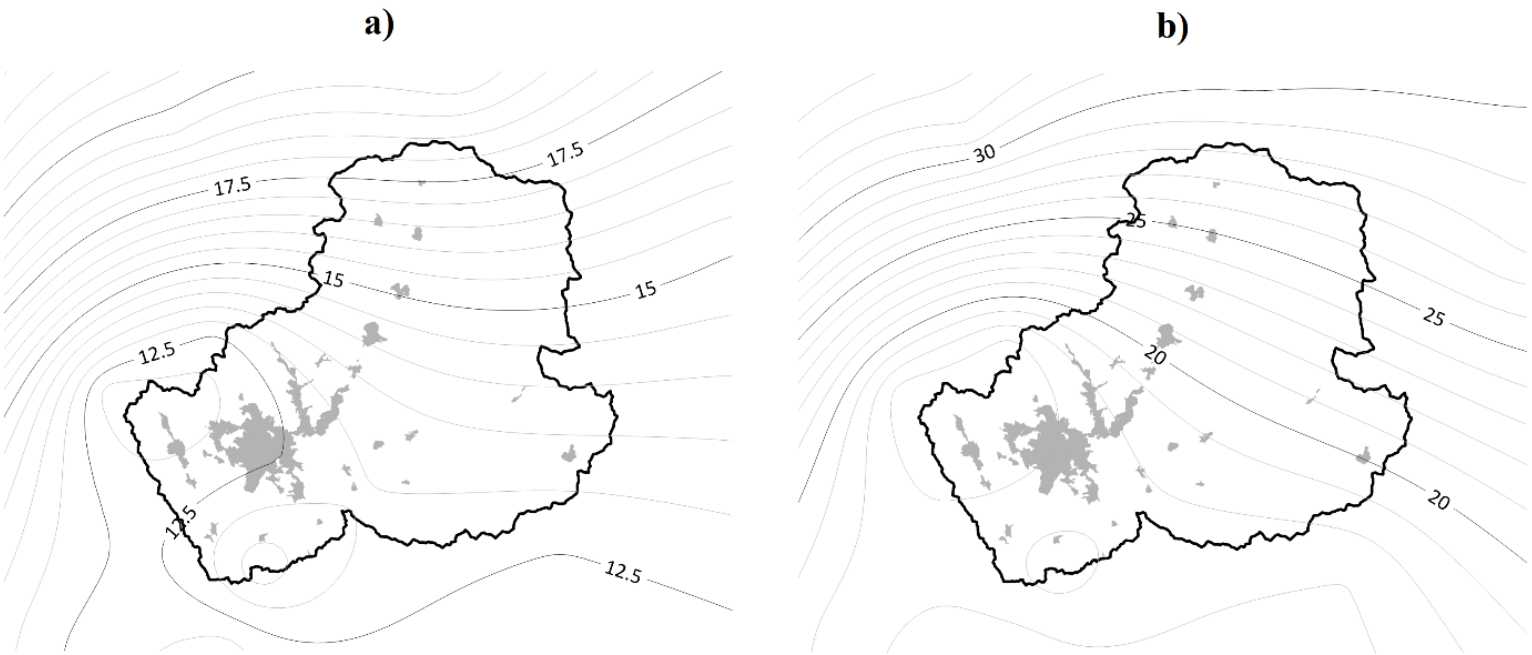


Figura 5. Variación del volumen óptimo (m^3) de tanques de sistemas con superficie de captación de 120 m^2, que abastecerán 40 % de la demanda de 3 (a) y 4 (b) usuarios. La dotación asignada por persona es de 50 litros al día.

En la Figura 6 se muestra la relación entre las áreas de captación (*A*) y los volúmenes óptimos (*Vopt*) de dos estaciones del área de estudio. Se observa que la forma de las curvas es convexa, tal como se ha encontrado en las investigaciones de Sample y Liu (2014), y Londra *et al*. (2015), las cuales indican que a mayor superficie de captación se requiere menor capacidad de almacenamiento del tanque. Para la estación de Huajuapan de León, con tres usuarios y una fracción de demanda de 0.4

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

(40 %), el área mínima recomendada para un sistema de captación de agua de lluvia es de 38 m^2 (obtenida con la Ecuación (7)), a la cual corresponde un volumen de 22 m^3. Para un determinado número de usuarios y fracción de demanda, existe un valor mínimo, a partir de cual se tiene un volumen óptimo casi constante (pendiente cercana a cero). Por ejemplo, con un volumen del tanque de 13.5 m^3, el área de captación requerida es de 55 m^2; a partir de esta superficie el volumen varía poco y se mantiene cercano a 13 m^3 (Figura 6a), por lo cual se considera que es el volumen mínimo (área máxima) recomendado para tres usuarios y una fracción de demanda de 0.4; entonces, si la superficie disponible es mayor a 55 m^2, el volumen mínimo recomendado es de 13 m^3.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

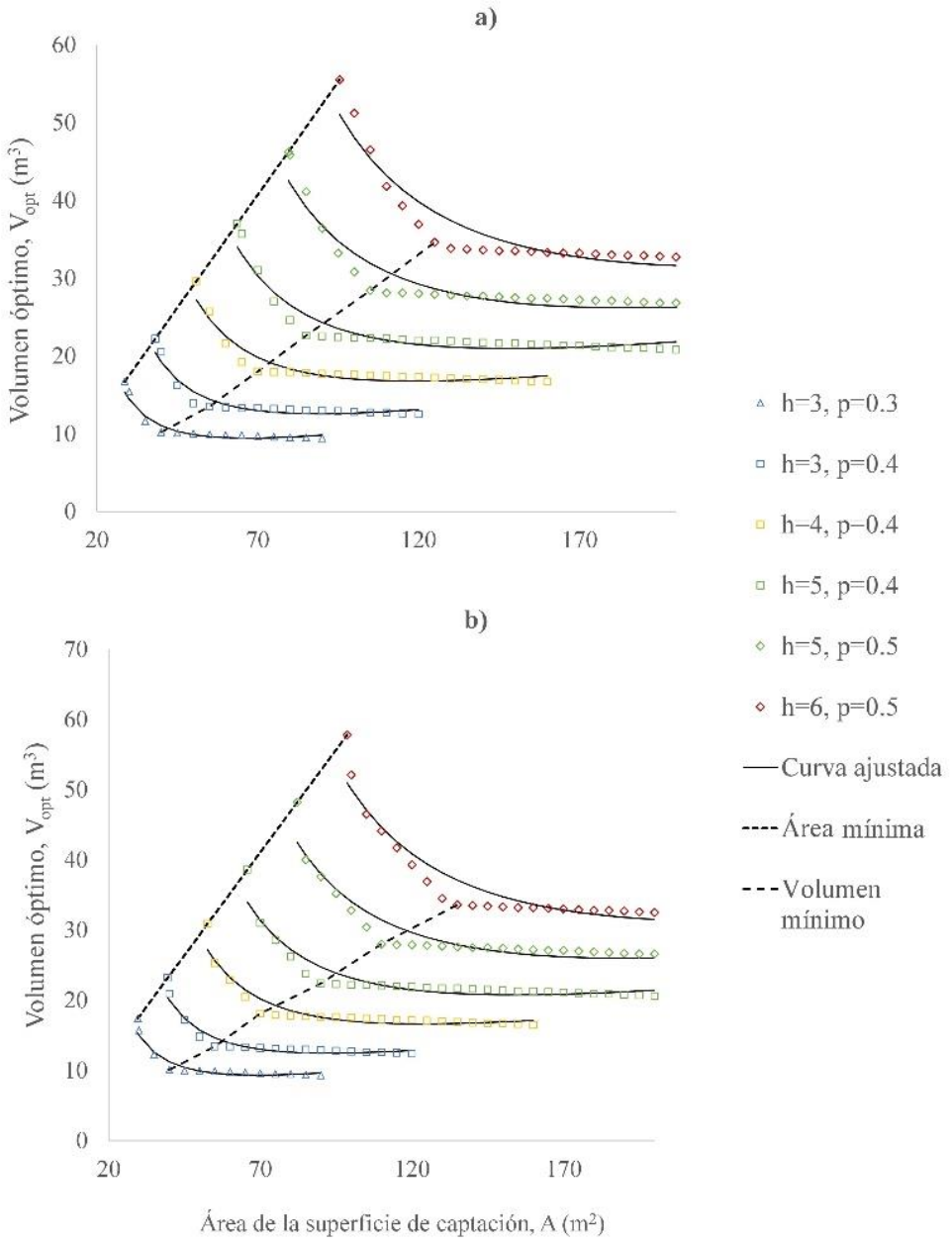


Figura 6. Volumenes óptimos de tanques para las estaciones de: a) Huajuapan de León (20275) y b) Magdalena Tetatepec (20207); en

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

función de área de captación (*A*), número de usuarios (*h*) y fracción de demanda (*p*) obtenidos a partir del modelo de balance de agua.

Regionalización de la cuenca

Los resultados de los análisis de regresión exponencial realizados a cada estación se describen en la Tabla 2; en todos los casos, los valores del coeficiente de determinación son mayores a 0.98, lo cual indica que las funciones se ajustaron bien a los datos. Para la estación de Huajauapan de León y Magdalena Tetatepec, la representación gráfica de los volumnes óptimos estimados a partir de las funciones exponenciales corresponde a las líneas continuas de las Figuras 6a y 6b, respectivamente. Se aprecia que las diferencias entre las curvas ajustadas y los puntos son mayores cuando el número de usuarios es igual o mayor a 5 y cerca de las líneas de áreas máximas, no obstante las curvas están por arriba de los datos, por lo cual el volumen estimado es ligeramente superior al volumen requerido.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Tabla 2. Coeficiente de determinación R^2, y parámetros *a* y *b* de la función exponencial de la forma $\frac{V_{opt}}{A} = ae^{b\frac{hp}{A}}$.

Estación	A	B	Coeficiente de determinación R^2	Error típico de estimación
20003	0.051	110.502	0.982	2.213
20108	0.065	63.751	0.991	0.728
20125	0.054	73.194	0.992	0.735
20133	0.055	66.472	0.981	0.970
20137	0.040	95.508	0.999	0.264
20163	0.049	74.594	0.988	0.817
20190	0.033	105.129	0.984	2.888
20207	0.050	77.047	0.990	1.295
20275	0.052	74.152	0.991	1.213
20305	0.045	129.799	0.985	2.693
20306	0.056	122.382	0.992	2.980
21175	0.049	124.989	0.990	1.293

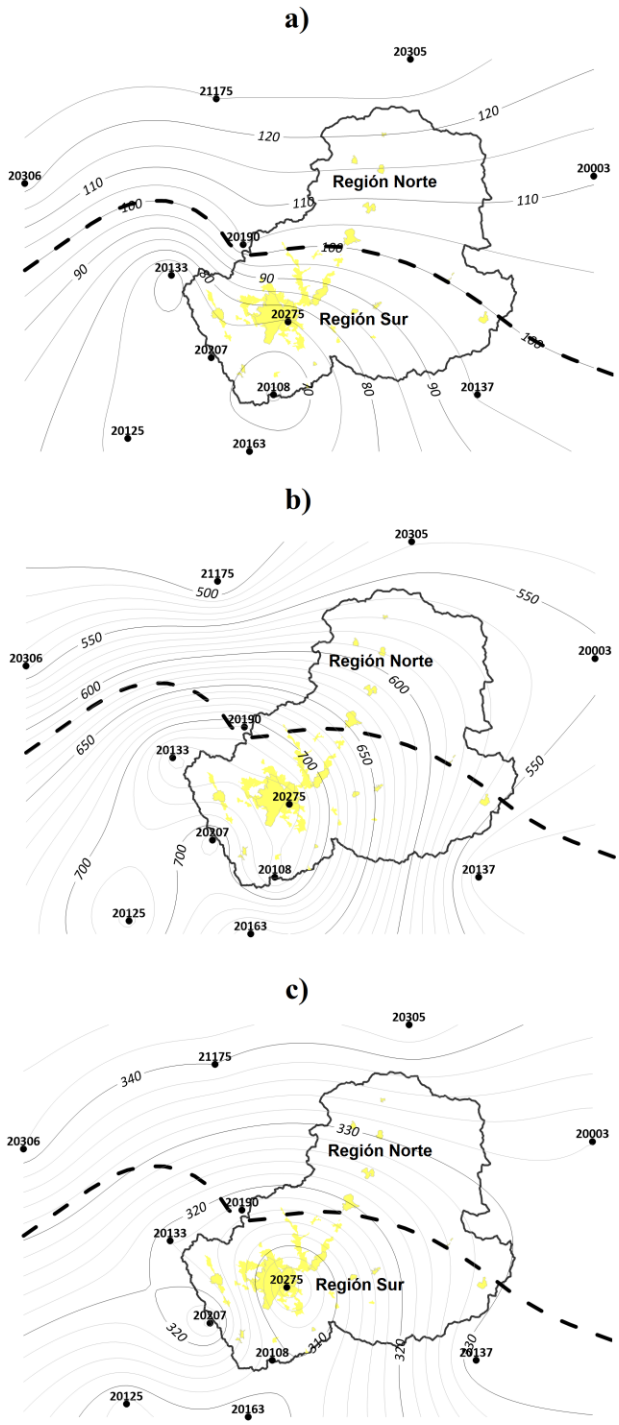
Con la configuración espacial del parámetro *b* se pudieron identificar dos regiones con similitudes en las formas de las curvas exponenciales ajustadas (Figura 7a). La primera región, denominada Región Sur, abarca las estaciones: 20108 (San Francisco Yosocuta), 20125 (Santa Catarina), 20133 (Santigao Chilixtlahuaca), 20163 (Tezoatlán de Segura y Luna),

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

20207 (Magdalena Tetatepec) y 20275 (Huajuapan de León). La Región Norte comprende a las estaciones: 20003 (Astatla), 20190 (Zapotitlán Palmas), 20305 (San Juan Nochixtlán), 20306 (San Lorenzo Vista Hermosa) y 21175 (San Ana Tepejillo). La relación entre este parámetro y la lluvia media es inversa, ya que al sur, donde llueve más, los valores de *b* son más bajos; mientras que al norte de la cuenca, donde llueve menos, los valores del parámetro son más elevados. Por otro lado, existe una relación directa entre el número máximo de días sin lluvia y el parámetro *b*. En la Figura 7b se puede observar que al suroeste de la cuenca, donde se tienen menores números de días sin lluvia, los valores de *b* son inferiores a 85. En la región norte se tienen hasta 338 días sin lluvia en las zonas donde el valor de *b* supera el valor de 120. Este fuerte efecto del periodo seco en el tamaño del tanque se ha confirmado por otros investigadores, entre los que están Palla *et al*. (2012), y Souza y Ghisi (2012). Lo anterior indica que, en la forma de la curva ajustada, influyen tanto la lluvia media anual como el número de días sin lluvia; no obstante, de estos dos, solo se incluyó a la lluvia media en la obtención de los modelos regionales para la estimación del volumen óptimo, con el fin de reducir el número de variables involucradas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04



2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 7. Variación espacial de a) parámetro *b*; b) lluvia media anual (1980-2000), y c) número máximo anual de días sin lluvia (1980-2000). La línea discontinua representa el límite entre las regiones con formas similares de curvas exponenciales ajustadas.

Modelos regionales para la estimación del volumen de tanques

En las ecuaciones (10) y (11) se muestran los modelos obtenidos para las regiones sur y norte, respectivamente. Para ambos casos, el coeficiente de determinación (R^2) obtenido es cercano a 1 (Figura 8), lo cual indica que las curvas ajustadas representan adecuadamente la variabilidad de los datos. La estimación del volumen activo óptimo está en función del número de usuarios (h), de la fracción de demanda (p), del área de captación disponible (A) y de la lluvia media anual ($\overline{P_e}$).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

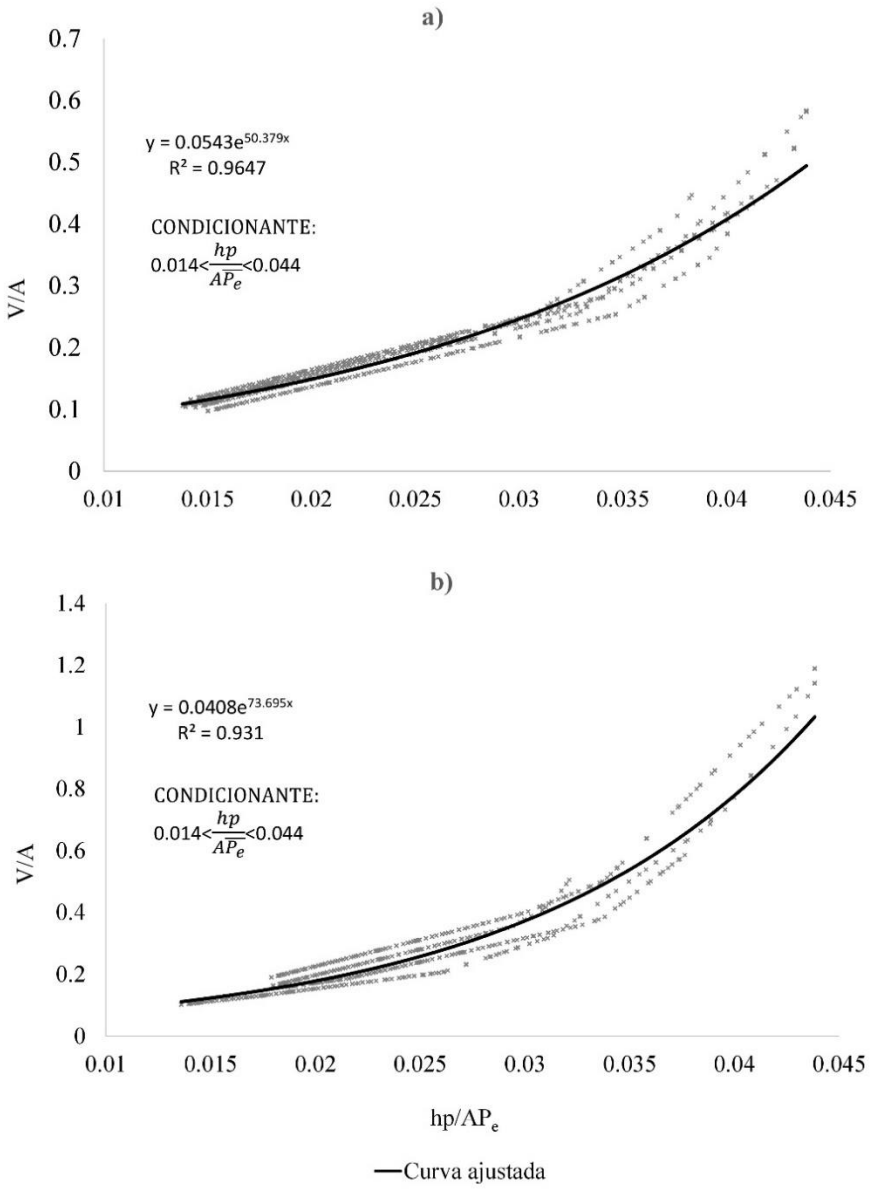


Figura 8. Regresion exponencial realizada a los datos de las regiones identificadas en la CARM: a) región sur, b) región norte.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La válidación de estos modelos se hizo con los datos de las estaciones 20003 y 20133, que no fueron incluidas en los análisis mostrados en la Figura 8. Los datos correspondientes al volumen óptimo se distribuyen de forma similar a la curva de datos estimados con los modelos regionales (Figura 9); además, los errores típicos de ajuste fueron relativamente bajos: 0.98 para la estación 20003 y 3.4 para la estación 20133, por lo cual se considera que los modelos son adecuados:

$$\frac{V_{opt}}{A} = 0.0543e^{50.379\frac{hp}{APe}}, \quad (10)$$

$$\frac{V_{opt}}{A} = 0.0408e^{73.695\frac{hp}{APe}}, \quad (11)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

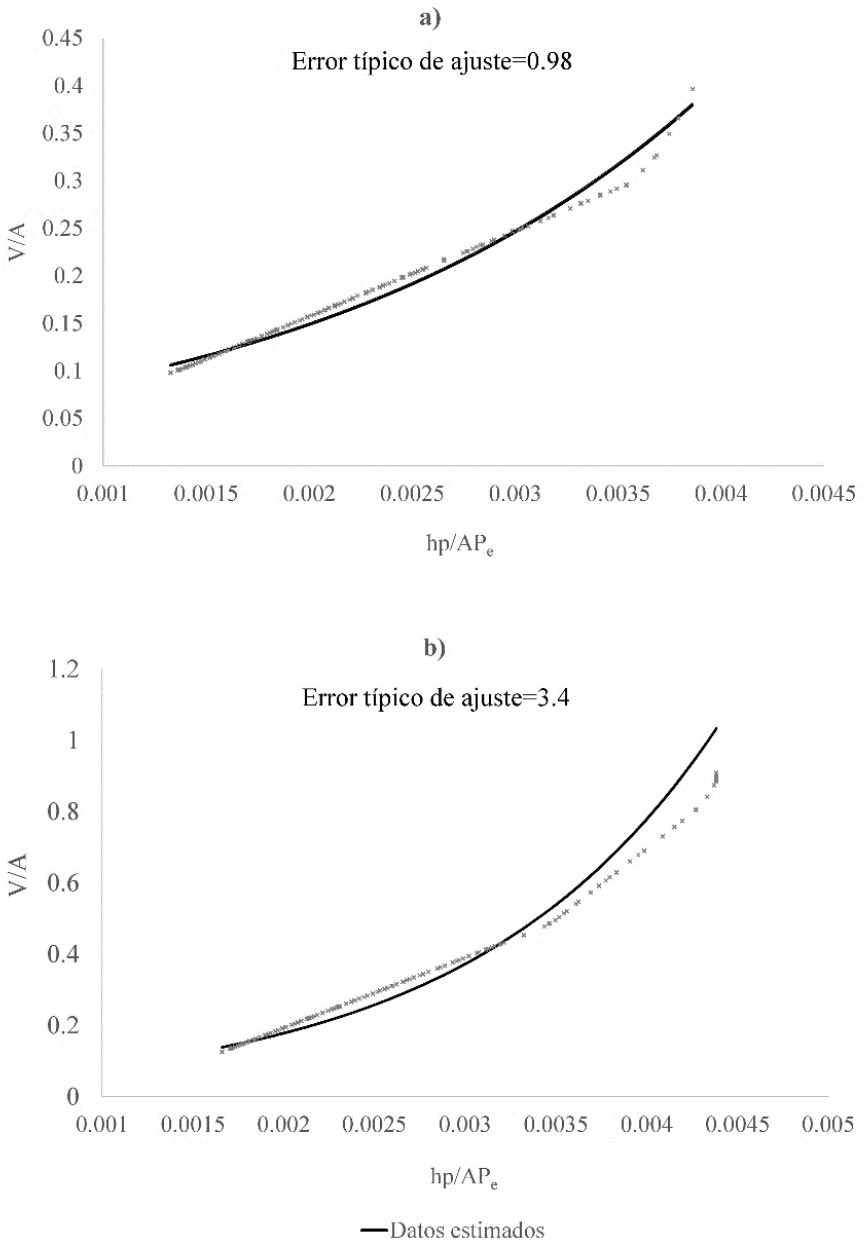


Figura 9. Comparación de los datos obtenidos de las simulaciones contra los datos estimados con los modelos regionales: a) estación

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

20133 (Santigao Chilixtlahuaca) y b) estación 20003 (Astatla).

Los modelos regionales se aplicaron para determinar el volumen activo óptimo de dos tanques en las localidades El Zapote, Asunción Cuyoteji y San Francisco Yosocuta, donde la lluvia media anual es 645, 616 y 715 mm, respectivamente. Cuyotepeji se ubica al norte de la cuenca; mientras que El Zapote se ubica al centro-sur y San Francisco Yosocuta al sur. Se consideró que los tanques en los tres casos serán utilizados por una familia de cuatro integrantes, que cuenta con un techo de 120 m^2 y que podrá disponer de 20 litros de agua de lluvia por persona al día para uso doméstico. Para Asunción Cuyotepeji, localizada al norte de la cuenca, la capacidad obtenida del tanque es de 24.2 m^3. Para El Zapote y San Francisco Yosocuta se estimó un volumen de 18.5 y 16.7 m^3, respectivamente (Tabla 3). Estos resultados confirman que en localidades ubicadas al norte de la cuenca, donde llueve menos, las capacidades de los tanques serán mayores en comparación de las localidades ubicadas al sur.

Tabla 3. Volumen óptimo estimado de dos tanques para las localidades El Zapote, San Francisco Yosocuta y Asunción Cuyotepeji.

Localidad	**Variable**	**Valor**
	Número de usuarios, *h*	**4**
	Fracción de demanda, *p*	**0.4**

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

	Área de captación disponible (m^2), *A*	**120**
	Suministro diario (l/persona)	**20**
El Zapote (región sur)	Lluvia media anual (m), $\overline{P_e}$	0.645
	$hp/A\overline{P_e}$	0.021
	$\frac{V_{opt}}{A} = 0.0543e^{50.379\frac{hp}{A\overline{P_e}}}$	0.154
	V_{opt} (m^3)	18.5
San Francisco Yosocuta (región sur)	Lluvia media anual (m), $\overline{P_e}$	0.715
	$hp/A\overline{P_e}$	0.019
	$\frac{V_{opt}}{A} = 0.0543e^{50.379\frac{hp}{A\overline{P_e}}}$	0.139
	V_{opt} (m^3)	16.7
Asunción Cuyotepeji (región norte)	Lluvia media anual (m), $\overline{P_e}$	0.616
	$hp/A\overline{P_e}$	0.022
	$\frac{V_{opt}}{A} = 0.0408e^{73.695\frac{hp}{A\overline{P_e}}}$	0.201
	V_{opt} (m^3)	24.2

Conclusiones

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Los resultados obtenidos han permitido establecer que los volúmenes de los tanques para almacenar agua de lluvia serán mayores en localidades ubicadas al norte de la cuenca donde llueve menos; mientras que hacia el suroeste, donde la acumulación de lluvia anual es mayor, se requieren tanques de menor capacidad. Con un número de usuarios igual a cuatro, las capacidades de los tanques podrían ser mayores a 25 m^3 para cubrir 40 % de la demanda en las zonas del norte de la cuenca. Sin embargo, en zonas del centro y sur, las capacidades oscilan entre 16 y 20 m^3. Por otro lado, la variabilidad temporal y espacial de la lluvia condiciona el dimensionamiento de los tanques, por lo cual está claro que las características de un sistema de captación de agua de lluvia serán distintas para cada localidad y hogar, y no es posible estandarizarlas.

Las ecuaciones regionales obtenidas permiten cuantificar el volumen óptimo de los tanques a partir del número de usuarios, de la fracción de demanda, del área de captación y de la lluvia media anual. De acuerdo con las características de una vivienda en particular, se puede variar el porcentaje de la demanda que se desea cubrir para obtener de manera práctica el volumen adecuado para un sistema de captación de agua de lluvia en cualquier sitio de la cuenca.

Referencias

Abdulla, F. (2019). Rainwater harvesting in Jordan: Potential water saving, optimal tank sizing and economic analysis. *Urban Water*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 166-208. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-04

Journal, 1-11. DOI: 10.1080/1573062X.2019.1648530

Basinger, M., Montalto, F., & Lall, U. (2010). A rainwater harvesting system reliability model based on nonparametric stochastic rainfall generator. *Journal of Hydrology*, 392(3-4), 105-118. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2010.07.039

Caballero, A. T. (2006). *Captación de agua de lluvia y almacenamiento en tanques de ferrocemento, Manual Técnico*. México, DF, México: Instituto Politécnico Nacional.

Campisano, A., & Modica, C. (2012). Optimal sizing of storage tanks for domestic rainwater harvesting in Sicily. *Resources, Conservation and Recycling*, 63, 9-16. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.03.007

Carrasco, J. (ed.). (2016). *Técnicas de captación, acumulación y aprovechamiento de aguas lluvias (Boletín INIA No. 321)*. Rengo, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2011). *Modificación al Decreto de Veda en la Cuenca del Río Balsas*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2010). *Estadísticas del agua en la cuenca del río Balsas*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Eroksuz, E., & Rahman, A. (2010). Rainwater tanks in multi-unit buildings: A case study for three Australian cities. *Resources,*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conservation and Recycling, 54(12), 1449-1452. DOI: 10.1016/j.resconrec.2010.06.010

Fewkes, A., & Butler, D. (2000). Simulating the performance of rainwater collection and reuse systems using behavioral models. *Building Services Engineering Research and Technology*, 21(2), 99-106. DOI: 10.1177/014362440002100204

Fonseca, C. R., Hidalgo, V., Díaz-Delgado, C., Vilchis-Francés, A. Y., & Gallego, I. (2017). Design of optimal tank size for rainwater harvesting systems through use of a web application and geo-referenced rainfall patterns. *Journal of Cleaner Production*, 145, 323-335. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.01.057

Ghisi, E. (2010). Parameters influencing the sizing of rainwater tanks for use in houses. *Water Resources Management*, 24(10), 2381-2403. DOI: 10.1007/s11269-009-9557-4

Ghisi, E., & Ferreira, D. F. (2007). Potential for potable water savings by using rainwater and greywater in a multi-storey residential building in southern Brazil. *Building and Environment*, 42(7), 2512-2522. DOI: 10.1016/j.buildenv.2006.07.019

Guo, Y., & Baetz, B. W. (2007). Sizing of rainwater storage units for green building applications. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(2), 197-205. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:2(197)

Howard, G., Bartram, J., Water, S., & World Health Organization. (2003). *Domestic water quantity, service level and health (No.*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

WHO/SDE/WSH/03.02). Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Imteaz, M. A., Shanableh, A., Rahman, A., & Ahsan, A. (2011). Optimisation of rainwater tank design from large roofs: A case study in Melbourne, Australia. *Resources, Conservation and Recycling*, *55*(11), 1022-1029. DOI: 10.1016/j.resconrec.2011.05.013

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censo de Población y Vivienda 2020*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). *Principales resultados Encuesta Intercensal 2015, Oaxaca*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de http://www.migrantes.oaxaca.gob.mx/wp-content/uploads/2016/02/ ENCUESTA-INTERCENSAL-2015.pdf

Khastagir, A., & Jayasuriya, N. (2010). Optimal sizing of rainwater tanks for domestic water conservation. *Journal of Hydrology*, 381(3-4), 181-188. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.11.040

Kim, H., Han, M., & Lee, J. Y. (2012). The application of an analytical probabilistic model for estimating the rainfall–runoff reductions achieved using a rainwater harvesting system. *Science of the Total Environment*, 424, 213-218. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.02.021

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Limaylla, A. Q. (2008). Captación de agua de lluvia para la agricultura familiar, una experiencia en comunidades rurales de Tlaxcala. *Boletín del Archivo Histórico del Agua*, (40), 82-91. Recuperado de https://biblat.unam.mx/hevila/Boletindelarchivohistoricodelagua/2008/vol13/noesp/9.pdf.

Londra, P. A., Theocharis, A. T., Baltas, E., & Tsihrintzis, V. A. (2015). Optimal sizing of rainwater harvesting tanks for domestic use in Greece. *Water Resources Management*, 29(12), 4357-4377. DOI: 10.1007/s11269-015-1064-1. DOI: 10.1007/s11269-015-1064-1

Mamani, G. J. (2015). *Construcción de cisterna de placas prefabricadas para almacenamiento de agua de lluvia*. La Paz, Bolivia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

Ocampo-Fletes, I. (2020). Innovación social y aportaciones al derecho humano al agua en hogares de la mixteca poblana/Social innovation and contributions to the water human right in the Mixteca Poblana households. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(2), 56-104. DOI: https://doi.org/10.24850/j-tyca-2020-02-02

Palla, A., Gnecco, I., Lanza, L. G., & La Barbera, P. (2012). Performance analysis of domestic rainwater harvesting systems under various European climate zones. *Resources, Conservation and Recycling*, *62*, 71-80. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.02.006

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sample, D. J., & Liu, J. (2014). Optimizing rainwater harvesting systems for the dual purposes of water supply and runoff capture. *Journal of Cleaner Production*, 75, 174-194. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.03.075

Shepard, D. (1968). A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. In: *Proceedings of the 1968 23rd ACM National Conference, New York, USA* (pp. 517-524). DOI: 10.1145/800186.810616

Souza, E. L., & Ghisi, E. (2012). Potable water savings by using rainwater for non-potable uses in houses. *Water*, 4(3), 607-628. DOI: 10.3390/w4030607

Tsihrintzis, V., & Baltas, E. (2013). Sizing of rainwater harvesting tank for in-house water supply. In: *13th International Conference on Environmental Science and Technology* (pp. 5-7), Athens, Greece.

Vieritz, A., Neumann, L., & Cook, S. (2015). Rainwater tank modelling. In: Sharma, A., Begbie, D., & Gardner, T. *Rainwater Tank Systems for Urban Water Supply: Design, Yield, Energy, Health Risks, Economics and Social Perceptions* (pp. 19-46). London, UK: IWA Publishing.

Villarreal, E. L., & Dixon, A. (2005). Analysis of a rainwater collection system for domestic water supply in Ringdansen, Norrköping, Sweden. *Building and Environment*, 40(9), 1174-1184. DOI: 10.1016/j.buildenv.2004.10.018

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-05

Articles

Comparison of evaporation estimates from the REEM and EEFlux models in a shallow water body. Case: Bustillos Lake, Chihuahua, Mexico

Comparación de estimaciones de modelos de evaporación REEM y EEFlux en cuerpos de agua someros. Caso: laguna de Bustillos, Chihuahua, México

Hugo Rojas-Villalobos[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-2483-9228

Zohrab Samani[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-3273-0599

Christopher Brown[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-3622-6226

Luis Alatorre-Cejudo[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-0837-3381

Blair Stringam[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-3810-2152

Víctor Salas-Aguilar[6], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0258-7816

[1]Geoinformatics Department, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, hlrojas@uacj.mx

[2]Civil Engineering, New Mexico State University, Las Cruces, NM, USA, zsamani@nmsu.edu

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[3]Department of Geography, New Mexico State University, Las Cruces, NM, USA, brownchr@nmsu.edu

[4]Geoinformatics Department, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, luis.alatorre@uacj.mx

[5]Plant and Environmental Sciences, New Mexico State University, Las Cruces, NM, USA, blairs@nmsu.edu

[6]Geoinformatics Department, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, Mexico, victor.salas@uacj.mx

Corresponding author: Hugo Rojas-Villalobos, hlrojas@uacj.mx

Abstract

Waterbody evaporation (E) within endorheic basins in semiarid areas is critical in determining the water balance. Accurate E measurements can provide valuable information for the sustainable management of water resources in the face of climate change scenarios. However, evaporation can be estimated through methods as efficient as Penman using variables from agroclimatic stations, such as wind velocity, net radiation, relative humidity, and air temperature, which have spatiotemporal variability. Within the evaporation models based on remote sensing (RS) is the surface energy balance model (SEB), which has been applied to different methodologies and extends the measurements of evapotranspiration (ET) at a regional level. SEB-based methodologies use physical principles with

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

minimal weather data requirements to estimate ET. Hence, this article compares two RS methodologies that estimate evaporation: The Regional Evapotranspiration Estimate Model (REEM) and the Earth Engine Evapotranspiration Flux (EEFlux). Comparing ET measurements obtained from REEM and EEFlux for seven Landsat OLI scenes in the agriculture cycle of April to September applied against the simplified Penman equation showed that the REEM performed better (d = 94 %) than the EEFlux (d = 68 %) for the indicated period. Although the comparison of REEM and EEFlux shows accurate E measurements (REEM), gridded weather data (EEFlux) needs to improve, increasing the scale using local information.

Keywords: REEM, EEFlux, waterbody, lake, lake, evaporation, latent heat flux, evapotranspiration.

Resumen

La evaporación de cuerpos de agua (E) dentro de cuencas endorreicas en áreas semiáridas es un factor crítico para la determinación del balance hídrico. Mediciones precisas de E pueden proporcionar información valiosa para gestionar recursos hídricos de forma sustentable ante los escenarios de cambio climático. Sin embargo, la evaporación puede estimarse a través de métodos tan eficientes como la ecuación simplificada de Penman (S-Penman) utilizando variables de estaciones agroclimáticas, como la velocidad del viento, la radiación neta, la humedad relativa y la temperatura del aire, que tienen una variabilidad espacio-temporal.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Dentro de los modelos de evaporación basados en sensores remotos (RS) se encuentra el modelo de balance de energía de superficie (SEB), que se ha aplicado a diferentes metodologías y extiende las mediciones de evapotranspiración (ET) a nivel regional. Las metodologías basadas en SEB utilizan principios físicos con requisitos mínimos de datos climáticos para estimar ET. Este artículo compara dos metodologías que estiman la evaporación utilizando RS: el modelo de estimación de evapotranspiración regional (REEM) y el flujo de evapotranspiración *earth engine* (EEFlux). La comparación de mediciones de ET obtenidas de REEM y EEFlux para siete escenas Landsat OLI en el ciclo agrícola de abril a septiembre de 2019 comparadas contra S-Penman mostró que REEM tuvo un mejor desempeño (d = 94 %) que el EEFlux (d = 68 %) para el periodo indicado. Aunque la comparación de REEM y EEFlux muestra mediciones precisas de E (REEM), es necesario mejorar los datos meteorológicos cuadriculados (EEFlux) aumentando la escala utilizando información local.

Palabras clave: REEM, EEFlux, cuerpo de agua, lago, laguna, evaporación, flujo de calor latente, evapotranspiración.

Received: 20/11/2019

Accepted: 16/08/2021

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Introduction

The Bustillos Lake is the largest water body (~100 km2) in the Cuauhtemoc Valley (in Chihuahua, Mexico), which is in an endorheic basin (3 302 km2). The climate is semiarid, and agriculture is intensive. High competition for water resources among stakeholders (Díaz-Caravantes, Bravo-Peña, Alatorre-Cejudo, & Sánchez-Flores, 2014) has exerted high pressure on the aquifer. According to Mexican authorities, this phenomenon has caused the aquifer to be overexploited (Diario Oficial de la Federación, 2015). For this reason, farmers have made dams and ditches to divert and retain a small part of the tributary flows before it reaches Bustillos Lake. These practices, however, limit the source of water that supplies it. Like any water body, Bustillos Lake is essential for its thermoregulatory climate function in the region as it absorbs heat fluxes and releases moisture (Rooney & Bornemann, 2013; Subin, Murphy, Li, Bonfils, & Riley, 2012). It is also an ecologically important resting place for migratory waterbirds (Mireles & Mellink, 2017). Aquatic systems in semiarid areas are susceptible to drastic variations in water levels as they affect the aquatic life (Amado-Álvarez, Pérez-Cutillas, Ramírez-Valle, & Alarcón-Cabañero, 2016) that feeds waterbirds. If the water bodies are poorly managed, they could dry up and cause irreversible damage to the ecological environment. Some examples of environmental damage are the

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(06), 209-248. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-05

Aral Sea between Kazakhstan and Uzbekistan (Gross, 2017), Lake Chad on the borders of Niger, Nigeria, Cameroon, and Chad (Okpara, Stringer, Dougill, & Bila, 2015), and Lake Urmia in Iran (AghaKouchak *et al*., 2015). These water bodies are drying up because of the diversion of tributary rivers to agricultural fields, droughts, and upstream competition for water. The lake's evaporation data are required to establish administrative water resource policies to avoid catastrophic scenarios and conserve the water balance in the Cuauhtémoc Basin.

Evapotranspiration (ET) is a process that combines the evaporation of water surfaces, soil moisture, and transpiration from vegetation (Erickson *et al*., 2008). Evaporation is part of ET, governed by aerodynamic and energy equations (Penman, 1948). Under this approach, it is possible to estimate the evaporation of a water body by calculating ET using remote sensing (RS) techniques. The most effective techniques for measuring evapotranspiration are lysimeters or eddy covariance flux stations (Hirschi, Michel, Lehner, & Seneviratne, 2017). Nevertheless, this type of equipment does not exist in the region due to its high cost. Because of this situation, exploring emerging alternative methodologies for measuring ET is necessary. Rohwer (1931) developed evaporation coefficients (Kpan) for the evaporation pan method (U.S. Class A pan) for each month of the year. The problem with this approach is that the method used lakes in Colorado as research sites. These sites contained clear water, and the physical aspects of the metal pan container affected evaporation measurements (Fu, Charles, & Yu, 2009; Rayner, 2007). The

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Bustillos Lake has particular characteristics that make it different from other lakes; besides being a shallow lake, turbidity is high caused by suspended material content (Álvarez, Cutillas, Valle, & Cabañero, 2016; Amado-Alvarez *et al*., 2019). Radiation flux from the sun penetrates deep into the water column in clear water conditions, absorbing energy (Smith & Tyler, 1967). Under conditions of turbidity and low depth (<3 m) (Rojas-Villalobos, Alatorre-Cejudo, Stringman, Samani, & Brown, 2018), suspended particles on the surface layer scatter solar radiation. Therefore, the water temperature increases resulting in more evaporation (Kirk, 1985). Under these conditions, applying pan evaporation coefficients is impossible since each lake's physical characteristics change.

The classification of methods for calculating evaporation is daytime air temperature range such as that of Papadakis (Papadakis, 1965); air temperature and day length such as Hamon (Hamon, 1960), and Blaney-Criddle (Blaney & Criddle, 1957); solar radiation and the air temperature such as Jensen-Haise (Jensen & Haise, 1963), Makkink (Makkink, 1957), and Stephens-Stewart (Stephens & Stewart, 1963); heat flux and water vapor flux (combination) such as De Bruin-Keijman (De-Bruin & Keijman, 1979), Penman (Penman, 1948), Brutsaert-Stricker (Brutsaert & Stricker, 1979), and De Bruin (De-Bruin, 1978). Although these methods can offer good evaporation approximations, estimates are local at the point of the reference weather station.

Given this limitation, RS techniques expand measurements to the regional scale cost-effectively. There are different satellite-based methods

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

established on physical relationships and theoretical foundations. Zhang, Kimball, & Running (2016) classified ET retrieval methods into eight groups: a) Penman-Monteith (PM) (Cleugh, Leuning, Mu, & Running, 2007; Li *et al*., 2017); b) Priestley-Taylor (PT) (Martínez-Pérez, García-Galiano, Martin-Gorriz, & Baille, 2017; Priestley & Taylor, 1972); c) water-carbon linkage (WCL) (Fisher *et al*., 2018); d) water balance (WB) (Reitz, Senay, & Sanford, 2017); e) maximum entropy production (MEP) (Wang, Tetzlaff, & Soulsby, 2017); f) surface energy balance (SEB) (Senkondo, Munishi, Tumbo, Nobert, & Lyon, 2019); g) Ts-VI space (TVI) (Zhu, Jia, & Lv, 2019), and h) empirical and other methods (EO). Each physical-theoretical basis reported by these groups has advantages and restrictions. For instance, PM models have a robust physical base, but on the other hand, the forcing of meteorological variables induces and propagates uncertainty in the evaporation estimate. The simplified PM model is the theoretical basis of PT as a primary governing equation by adding semiempirical equations. The estimations of the water-carbon linkage method use the advantages of carbon processes, which increases uncertainty in carbon fluxes caused by forcing climatological data. The MEP model is the base of the nonequilibrium thermodynamics theory, which requires few enforced climatological variables but requires continuous surface temperature measurements. The SEB models require minimum local weather data and RS but are susceptible to temperature deviations and need clear-sky conditions. TVI models have low-temperature sensitivity but require clear-sky conditions and oversimplify

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

TVI space relationships. A weak theoretical base of empirical models does not make them a robust option for water management policies.

Within the SEB classification, there are two methodologies with a robust physical-theoretical base: the regional evapotranspiration estimate model (REEM) (Hewitt, Fernald, & Samani, 2018; Kıvrak, Bawazir, Samani, Steele, & Sönmez, 2019; Samani & Bawazir, 2015; Samani *et al*., 2007b; Samani, Skaggs, & Bleiweiss, 2005b) and the Earth Engine Evapotranspiration Flux (EEFlux) (Allen *et al*., 2015; Ayyad, Al-Zayed, Ha, & Ribbe, 2019), which is a version of mapping evapotranspiration at high resolution with internalized calibration (METRIC) (Allen, Tasumi, & Trezza, 2007a; Allen *et al*., 2007b). REEM and METRIC use the same physical basis of Surface Energy Balance Algorithms for Land (SEBAL) (Bastiaanssen, Menenti, Feddes, & Holtslag, 1998a; Bastiaanssen *et al*., 1998b) but with some differences to sensible heat flux (H) estimation and net radiation (Rn). EEFlux is an integration of the METRIC model in the Google Earth Engine platform. EEFlux uses Landsat satellite images, NLDAS, and CFSv2 gridded weather data (the United States and the rest of the world, respectively) for calibrating the METRIC model (Allen *et al*., 2007a; Allen *et al*., 2007b; Irmak *et al*., 2012). RS can estimate waterbodies' evaporation through the relationship with evapotranspiration calculated using meteorological data from weather stations.

The Lake Bustillos basin region is in a critical situation for surface water management. It is necessary to develop civil infrastructure that

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

allows efficient surface water use. Knowing the lake's evaporation rates is essential to indirectly estimate the runoff and generate evaporation data required for the regional hydrological study. The local agroclimatic data in ET models based on RS reduces the evaporative fraction difference compared to those that use regional climate data grids to estimate evaporation in waterbodies. Due to the importance of monitoring evaporation to carry out responsible water management, this study establishes a starting base to evaluate which of the two ET models that use remote sensors is more suitable to measure E. The main objectives of this paper are (a) to calculate E for the lake using the S-Penman equation; (b) to estimate E through REEM and EEFLUX, and (c) to compare the effectiveness and performance of the ET models against the simplified Penman (S-Penman) equation (Valiantzas, 2006). Geospatial (2D) quantification of evaporation using RS and ET models is a viable and suitable technique for managing regional water resources.

Materials and methods

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

The processes that integrate the methodology for comparing the performance of REEM and EEFlux with the S-Penman are as follows in Figure 1.

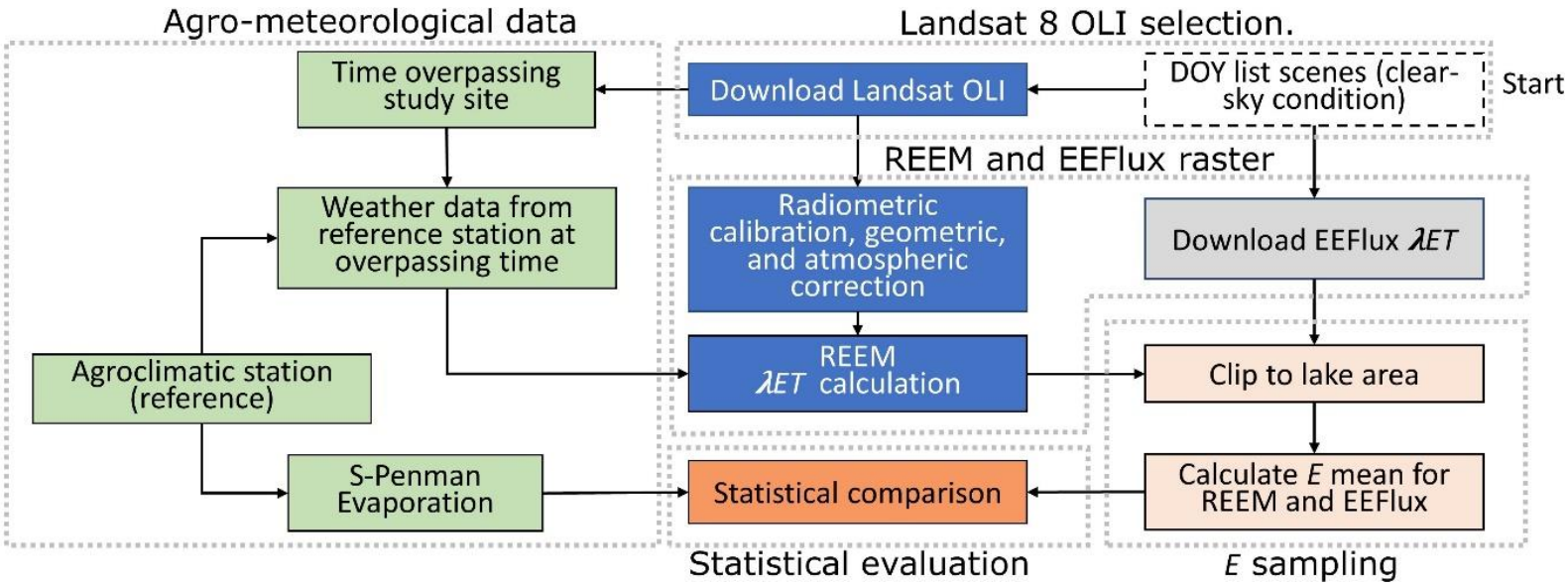


Figure 1. Schematic flow chart comparing the REEM and EEFlux models to get E estimations by comparing the S-Penman equation.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Study area

This study was conducted during the agricultural cycle from April 2017 to September 2017 in the endorheic basin of Cuauhtemoc Valley. The Bustillos Lake is a shallow freshwater body in the municipality of Cuauhtemoc, Chihuahua, Mexico. The lake is at latitude 28°33'59.36" N and longitude 106° 46' 7.33" W. The lake has an approximately oval shape, of which the major axis is 17 km, and the minor one is 8 kilometers with an average depth of 1.7 m. The area can fluctuate around 100 km^2 (Figure 2) (Rojas-Villalobos *et al*., 2018). Currently (August 2019), the surface of Bustillos Lake is 116.7 km^2; moreover, it stores 312.7 hm^3 and has an average depth of 2.68 m. The lake water's turbidity is closely related to the shallow depth and high concentrations of sediment carried by the tributaries. The surface water erosion in the region is mainly due to extensive agriculture, sparse riparian vegetation, and the deforestation of the mountain ranges' slopes that delimit the basin (Álvarez *et al*., 2016; Amado-Alvarez *et al*., 2019).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

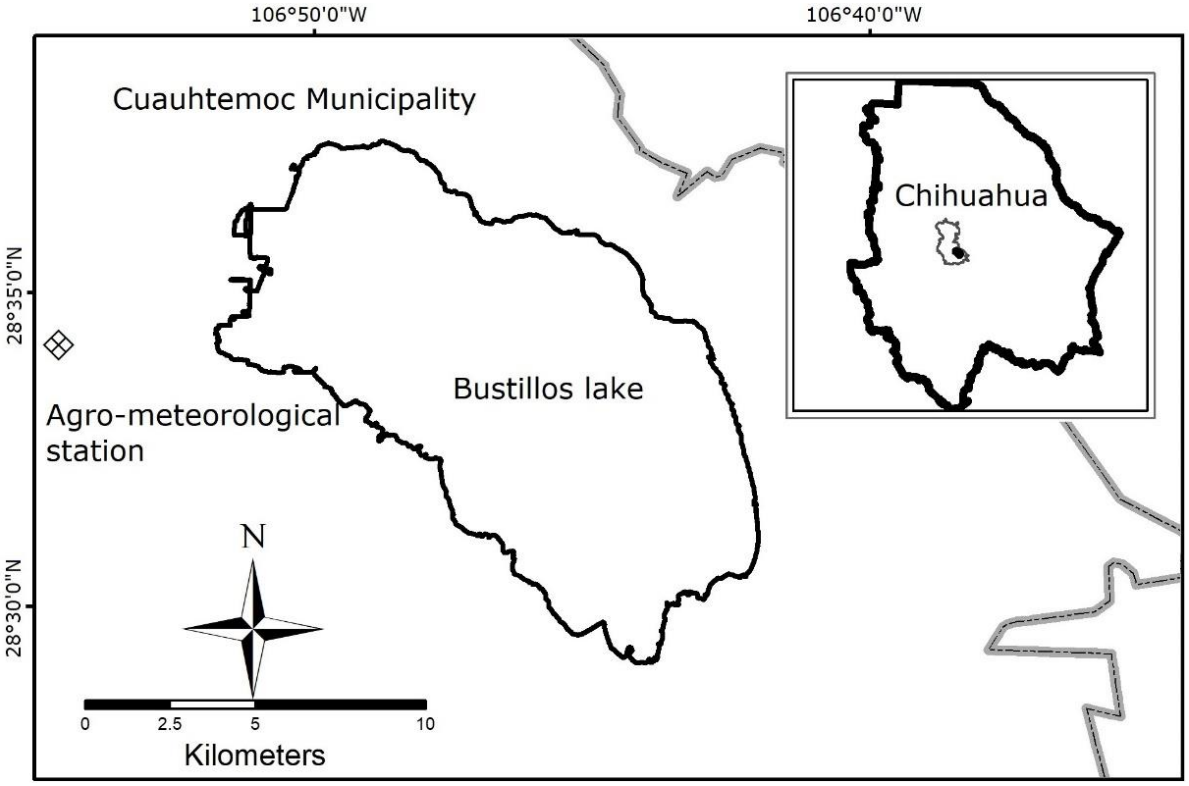


Figure 2. Bustillos Lake location and agrometeorological station. INEGI (2019).

Agrometeorological data

An agroclimatic station, ADCON™, located 4.5 kilometers west of the Bustillos Lake at 28° 34' 11.5" N, 106° 54’ 29.4" W, and 2004 m.a.s.l

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

provided hourly meteorological data that REEM required to calculate the ET for each date from downloaded Landsat 8 OLI satellite images. Also, the agroclimatic station provided data for computing E using the standardized S-Penman equation (Valiantzas, 2006) through TR1 Combi sensors for temperature and relative humidity and pyranometers (SP Lite and CMP3), and wind speed.

Landsat 8 OLI selection

Seven Landsat 8 OLI images (7, 23, and 30 April; 9 and 16 may; 17 July; 14 September) from two different Paths (Path:32,33; Row:40) were chosen for continuity in the temporal and geographical space of the agricultural cycle in the Cuauhtémoc Basin. Additionally, the images met no cloud criteria (clear-sky) in the study area.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

REEM and EEFlux raster

The satellite images were radiometrically calibrated and atmospherically corrected using the ENVI® software through the Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes (FLAASH™) tool. Once the satellite images were processed for obtaining the ET_a through the REEM, the ET_a layers of the EEFlux model were downloaded from the web portal (http://eeflux-level1.appspot.com/).

Lake delineation and sampling

The sampling was carried out through a lake polygon created using the Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI), which discretizes the water surface from the rest of the image (Xu, 2006). The outline of the polygon of the lake was contracted by 50 meters to reduce water detection errors on the shore caused by expanding and contracting throughout the agricultural cycle. One hundred random spatial point samples were obtained for each day evaluated for each model compared, giving a total of 700 samples for REEM and 700 samples for EEFLUX.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Statistical evaluation

Statistical comparison was performed using the relationship between the observed values (O_i) (S-Penman) and the estimated or predicted values (P_i) (REEM and EEFlux). A set of statistical indicators were applied to evaluate the performance of each model. A linear regression analysis (y=ax+b) was applied to obtain the (a) slopes and (b) interceptions; moreover, a residual analysis was performed to see if there were atypical values that affected the models. According to Chai and Draxler (2014), it is a good practice to include mean absolute error (MAE) and root mean square error (RMSE) because they are indicators that integrate the main differences between observed and estimated values. The variance (S_d^2) was calculated to determine the difference between observed and predicted values. The mean bias error (MBE) was included to find if there was a systematic error. The consistent error between the distance of linear regression and the 1:1 line is known as systematic RMSE. Unsystematic RMSE is when the error is randomized, caused by an unknown source. When an unsystematic RMSE has low values, and the systematic RMSE value is close to RMSE, the model can be considered good (Willmott *et al*., 1985). The efficiency model (EF) was applied using

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

the predicted and observed measured variations (Greenwood, Neeteson, & Draycott, 1985; Nash & Sutcliffe, 1970). Finally, an agreement index (d) (Willmott, 1981, 1982; Willmott & Wicks, 1980) was estimated for comparing hydrological models.

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^{N} |P_i - O_i|}{N} \text{ Lower is better}$$

$$RMSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^{N} (P_i - O_i)^2}{N}\right]^{0.5} \text{ Lower is better}$$

$$S_d^2 = \frac{\sum_{i=1}^{N} (P_i - O_i - MBE)^2}{N - 1} \text{ Closer to 0 is better}$$

$$MBE = \frac{\sum_{i=1}^{N} (P_i - O_i)}{N} \text{ Closer to 0 is better}$$

$$RMSE_u = \left[\frac{\sum_{i=1}^{N} \left(P_i - \widehat{P_i}\right)^2}{N}\right]^{0.5}$$

$$RMSE_s = \left[\frac{\sum_{i=1}^{N} \left(\widehat{P_i} - O_i\right)^2}{N}\right]^{0.5}$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$EF = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N}(P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^{N}\left(\underline{O} - O_i\right)^2} \ (0 \leq EF \leq 1) \text{ closer to 1, the better}$$

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N}(P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^{N}\left(\left|P_i'\right| - \left|O_i'\right|\right)^2} \ (0 \leq EF \leq 1) \text{ closer to 1, better}$$

where O_i + is the observed value (S-Penman) in the record i, P_i is the predicted value from the REEM and EEFlux models in area i, N is the number of observations (7), and n is the number of season days (256). Furthermore, $\widehat{P_i}$, P_i', and O_i' were obtained as

$$\widehat{P_i} = aO_i + b. P_i^{'} = P_i - \underline{O}. O_i^{'} = O_i - \underline{O}.$$

Results

The plotted E (S-Penman) results, mean E from the REEM, and the EEFlux for the Bustillos Lake are shown in Figure 3. Table 1 showed EEFlux had

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

significant variations at the beginning of the season on April 7 and April 23 (24.2 and -51.8 %, respectively), as well as at the end of the cycle on June 17 and September 14 (-36.7and -74.2 %), while the REEM had sensitive variations on September 14 (13.6 %). In the REEM case, the percentage variations represented a difference of less than 0.7 mm of evaporation except on May 9 and June 17, which were 0.98 and 1.11 mm, respectively. The EEFlux presented variations more significant than 3.1 mm evaporation for 3 of the seven days. On April 7, April 30, May 9, and May 16, the models tested variations between the reference model's 1.15 and 1.57 mm.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

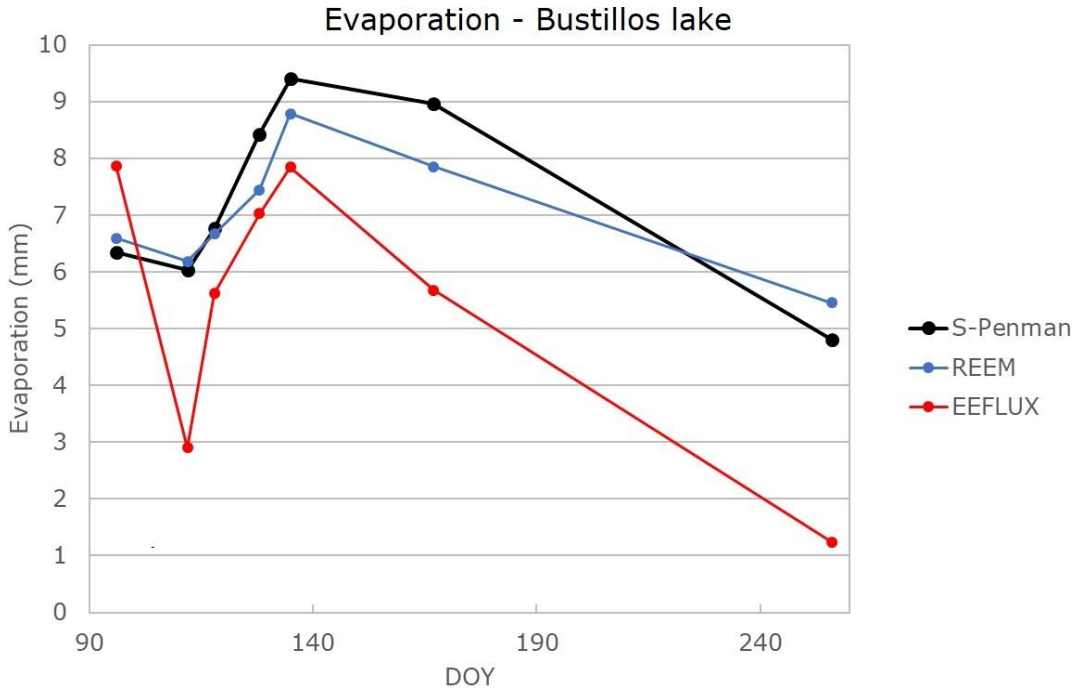


Figure 3. Mean evaporation values of S-Penman, REEM, and EEFlux during the 2017 agricultural season for the Bustillos Lake. Data retrieved from UNIFRUT (2019), USGS LandsatLook Viewer (2019), and EEFlux (2019).

Table 1. Comparative table of errors between the reference evaporation and the models based on remote sensors (REEM and EEFlux).

Date	DOY	E Reference (mm)	REEM		EEFlux	
			mm	Error (%)	mm	Error (%)
7-Apr-2017	96	6.3	6.6	4.0	7.9	24.2

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

23-Apr-2017	112	6.0	6.2	2.4	2.9	-51.8
30-Apr-2017	118	6.8	6.7	-1.5	5.6	-16.9
9-May-2017	128	8.4	7.4	-11.6	7.0	-16.5
16-May-2017	135	9.4	8.8	-6.6	7.8	-16.6
17-Jun-2017	167	9.0	7.9	-12.3	5.7	-36.7
14-Sep2017	256	4.8	5.5	13.6	1.2	-74.2
Average				-1.7		-26.9

Although the coefficient of determination (R^2) was relatively high (0.953) to indicate that the REEM model produces evaporation values close to observed ones, the slope (a = 0.6374) of the regression line does not ensure continuous linearity of predictions with the reference line (Figure 4a). The interception coefficient (b = 2.3779) indicates overestimation of data over observed values. In Figure 4b, the slope of the EEFlux (a = 1.057) regression line closely matches the 1:1 reference of the observed data (S-Penman). Furthermore, the interception coefficient is negative (b = -2.2123), and R^2 is low (0.5105), which suggests an underestimation and high variance of the values predicted by the model. Both models concentrate on underestimating and overestimating values (EEFlux and REEM, respectively) in the range of 4.9 to 6.2 mm of daily evaporation.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

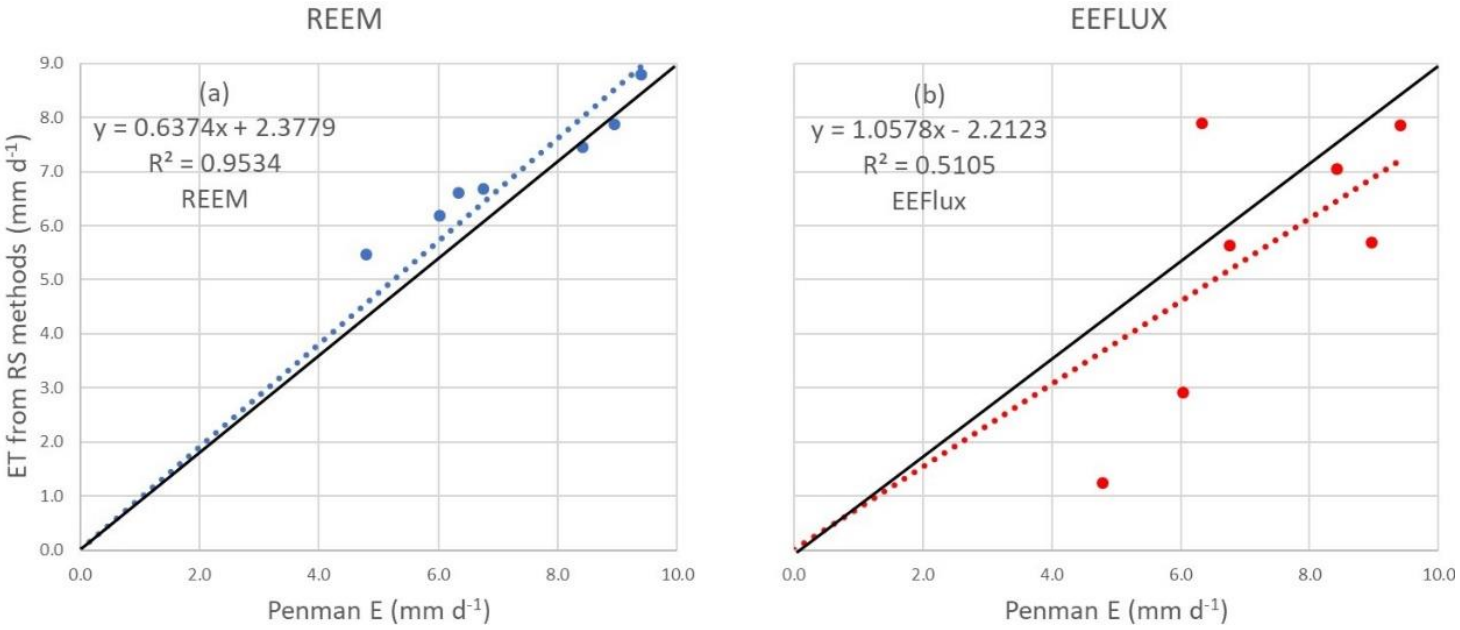


Figure 4. Comparison of the daily reference E (S-Penman) values and the values obtained from RS-based methods: a) REEM and b) EEFlux).

Figure 5 shows that the EEFlux model's variance is not constant: while predicted evaporation values were low, the residual values were atypically high. In the residual analysis, evaporation is related to time. In other words, in April and September, the net radiation and temperatures were low, resulting in less evaporation than that determined between May and August. When comparing the residuals between the two ET models, the REEM errors concentrate on the strip of ±0.55 mm, which is quite acceptable. In contrast, more than 50 % of the EEFlux residuals approximately exceed the range of ±1.37 mm and ±3.5 mm.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

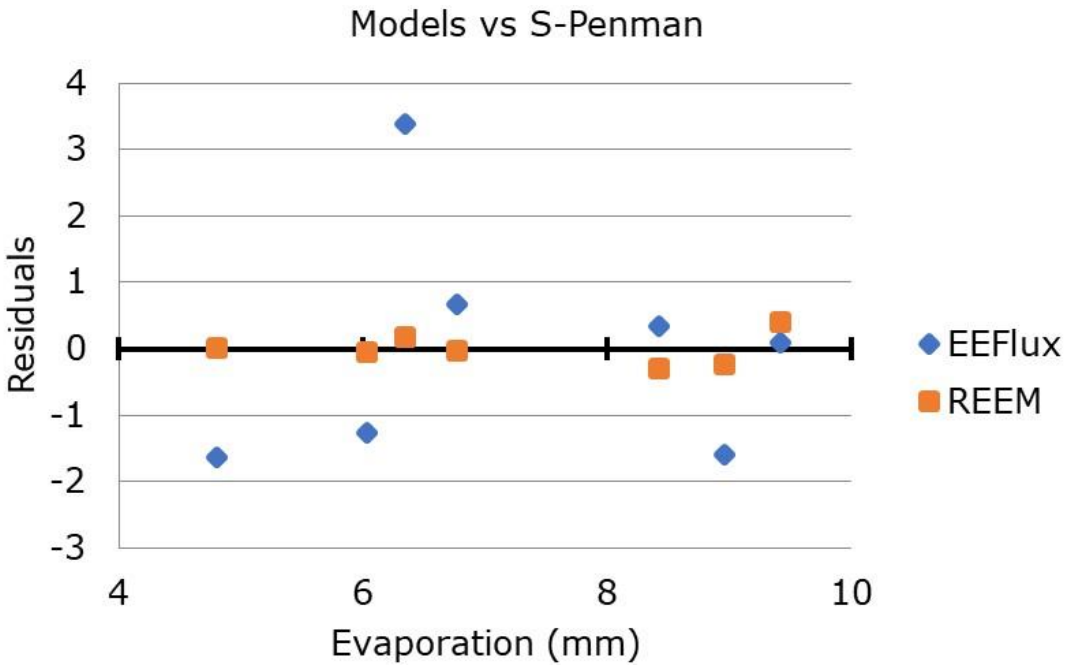


Figure 5. Comparative graphic of residuals predicted E on RS map models *versus* observed E (S-Penman).

The regression and residual analysis did not provide enough information to measure and compare the models studied. A more in-depth analysis was required to determine substantial differences between comparing the data of the predictive models with the reference ones.

Table 2 shows the ranked analytical results for comparing the performance of ET models. For statistical indexes in complex evaluation systems, a weighting coefficient separately calculated is required.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Table 2. Summary of the ranked results of the comparative statistical indicators applied to the REEM and EEFlux *versus* S-Penman.

Index	REEM (rank)	EEFlux (rank)
MAE (mm d^{-1})	0.55 (1)	2.23 (2)
RMSE (mm d^{-1})	-0.66 (1)	2.43 (2)
S_d^2 (mm d^{-1})	0.44 (1)	3.14 (2)
MBE (mm d^{-1})	-0.25 (1)	-1.79 (2)
$RMSE_u$ (mm d^{-1})	0.60 (1)	4.26 (2)
$RMSE_s$ (mm d^{-1})	0.41 (1)	2.14 (2)
EF	0.82(1)	-1.36 (2)
R^2	0.95 (1)	0.51 (2)
d	0.94 (1)	0.68 (2)
an (intercept)	1.75 (2)	1.62 (1)
b (slope)	0.79 (2)	1.07 (1)

The RMSE is criticized for being inappropriate and misinterpreted in environmental and climate analyses (Willmott & Matsuura, 2005). However, the RMSE and MAE results enrich the interpretation of the evaluated models (Chai & Draxler, 2014). In this study, the MAE and RMSE indicators agreed that the REEM presented a lower average error (MAE = 0.55 and RMSE = -0.66, both in mm d^{-1}) among the data. S_d^2 confirms the high variability that the EEFlux had (3.14 mm) in predicting the daily ET_a compared to the REEM (0.44 mm). The bias indicator (MBE)

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

agreed with the initial linear regression analysis as it showed a slight underestimation of the REEM (-0.25 mm) in comparison with the higher underestimation of the values predicted by the EEFlux (-1.79 mm).

The $RMSE_u$ results suggested that an unknown source's noise promoted a poor EEFlux model's performance (4.26 mm). In contrast, the same index showed a lower influence of unknown variables in the REEM model (0.60 mm). EF index values close to 1 correspond to a model that predicts values close to the observed data. If the index is less than 0, the mean observed data is a better predictor than the values estimated from the ET model (Nash & Sutcliffe, 1970; Pushpalatha, Perrin, Moine, & Andréassian, 2012). Therefore, according to the above, the REEM (EF=0.82) had a higher performance than the EEFlux (EF= -1.36). The statistical indicator of agreement "d" indicates the tendency of the previous indexes by suggesting that the REEM (0.94) is a better predictor of ET_a than the EEFlux (0.68). The total E for the three models in the agricultural reference season was compared using daily estimations. In the REEM and EEFlux, a linear interpolation technique was used to calculate the E between the seven available satellite images' dates. The meteorological records of the aforementioned agroclimatic station were used for the computation of the daily E-reference through the S-Penman equation (Figure 6). The variability (SEE) was 3.2 and 3.4 mm day^{-1} for REEM and EEFlux, respectively. The total E for S-Penman was 968 mm, and 1 137 mm for REEM, with 752 mm for EEFlux, equivalent to 115.29, 135.35, and 752 hm^3 of water, respectively.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

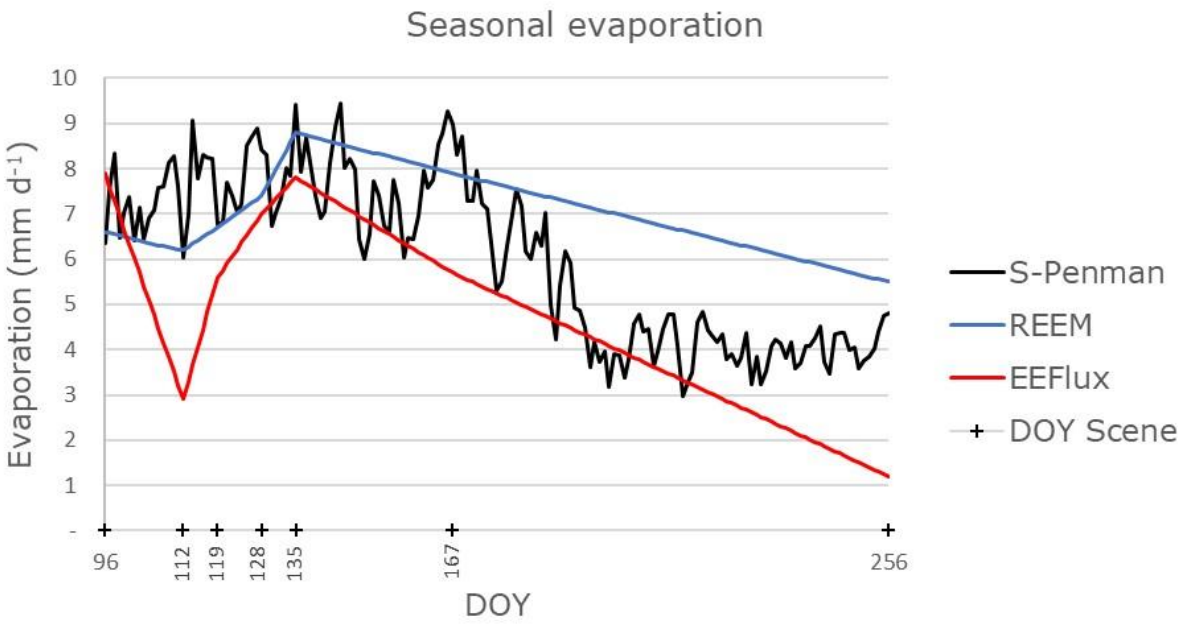


Figure 6. Seasonal evaporation comparison of RS models versus S-Penman data from April 4, 2017, to September 14, 2017.

The residue analysis showed more considerable variability in the low ranges of E reference. Figure 7 displays an ET (out of the lake) and E (over the lake) comparison map of the REEM and EEFlux from agricultural fields and the Bustillos Lake (dated June 17, 2017).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

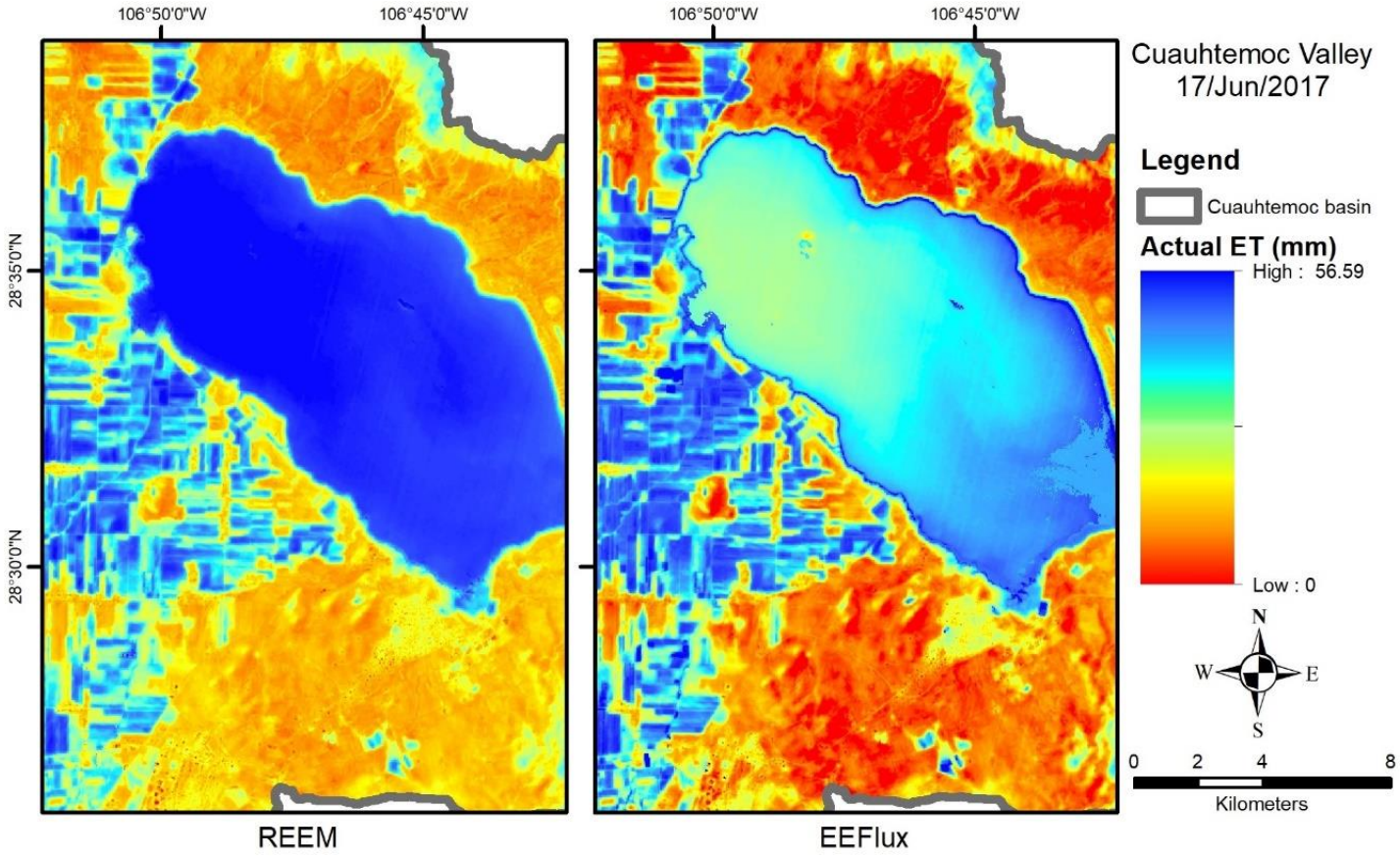


Figure 7. ET (crop fields) and evaporation (lake) comparison maps of REEM and EEFlux models in the Cuauhtemoc Valley for June 17, 2017. Data were retrieved from USGS LandsatLook Viewer (2019) and EEFlux (2019).

The daily evaporation variability of the RS models and the value measured in the season was high since the variation coefficient was 53.6 % for REEM and 55.7 % for EEFlux. The daily E variability between the

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

RS models and the value measured in the season was high since the variation coefficient was 53.6 % for REEM and 55.7 % for EEFlux. Similarly, the REEM overestimated E by 17.4 % compared to reference values, while EEFlux underestimated E by 22.3 % for the same period. There were significant differences in the coefficients of variation in the segment from May 16 to September 14 (135-256 DOY) when REEM obtained 70 % and EEFlux 46 %. The differences between the predicted and observed values were high because of the large gaps between the acquired satellite images' dates.

Conclusions

Alternative methods to estimate water bodies' evaporation in endorheic basins are very important to monitor the water balance and even more where monitoring instrumentation is lacking. Therefore, knowing this variable allows for establishing policies for rationed water use, promoting the water system's balance and efficiency. Seven Landsat 8 images were used during the agricultural cycle from April to September 2017, when the REEM and EEFlux evapotranspiration models were compared with the

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

reference ET to estimate the daily evaporation of the Bustillos Lake. ET estimation methods by remote sensors are sensitive to variations in weather conditions. There are regions with significant differences between observed and interpolated data in the interpolated grid of climatic parameters. These regions are far from the interpolation source points, and the physical-environmental conditions differ. Gridded data should aggregate additional data source points where there are significant variations of the climatic parameters. An anchor weather station can improve the predictions of the evaporation of a water body, as observed in the REEM model. The weather station's location is a determining factor in the computation of the ET. In this study, an agroclimatic station located 4.5 km from the Bustillos Lake recorded weather conditions where the prevailing winds (SW-NW) pass before reaching the lake, establishing the physical conditions for water evaporation. The temporal resolution of the satellite scenes is a determining factor for estimating the total E since the gap between the dates of the images reduces data time uncertainty to obtain accurate values and better performance of the RS models through interpolation methods.

Acknowledgments

To Academic department "Geoinformática Aplicada a Procesos Geo-ambientales" (UACJ-CA-94). This material is supported by the National Institute of Food and Agriculture, U.S. Department of Agriculture, under award number 2015-68007-23130.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

References

AghaKouchak, A., Norouzi, H., Madani, K., Mirchi, A., Azarderakhsh, M., Nazemi, A., Nasrollahi, N., Farahmand, A., Mehran, A., & Hasanzadeh, E. (2015). Aral Sea syndrome desiccates Lake Urmia: Call for action. *Journal of Great Lakes Research*, 41(1), 307-311. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.12.007

Allen, R. G., Morton, C., Kamble, B., Kilic, A., Huntington, J., Thau, D., … & Robison, C. (2015). EEFlux: A Landsat-based evapotranspiration mapping tool on the Google Earth Engine. *2015 ASABE/IA Irrigation Symposium: Emerging Technologies for Sustainable Irrigation - A Tribute to the Career of Terry Howell, Sr. Conference Proceedings*, 1-11. DOI: https://doi.org/10.13031/irrig.20152143511

Allen, R. G., Tasumi, M., & Trezza, R. (2007a). *Satellite-Based Energy Balance for Mapping Evapotranspiration with Internalized Calibration (METRIC)-Model*. *133*(4), 135–139. DOI: https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2007)133:4(380)

Allen, R. G., Tasumi, M., Morse, A., Trezza, R., Wright, J. L., Bastiaanssen, W., Kramber, W. J., Lorite, I., & Robison, C. W. (2007b). Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC)—Applications. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133(4), 395-406. DOI: https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2007)133:4(395)

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Álvarez, J. P. A., Cutillas, P. P., Valle, O. R., & Cabañero, J. J. A. (2016). Water resources degradation in a semiarid environment. Bustillos and Los Mexicanos lakes (Chihuahua, México). *Papeles de Geografía*, (62), 107-118.

Amado-Álvarez, J. P., Pérez-Cutillas, P., Ramírez-Valle, O., & Alarcón-Cabañero, J. J. (2016). *Degradación de los recursos hídricos en un ambiente semiárido. Las lagunas de Bustillos y de los Mexicanos (Chihuahua, México)*. Recovered from https://digitum.um.es/digitum/handle/10201/51756

Amado-Alvarez, J., Pérez-Cutillas, P., Alatorre-Cejudo, L. C., Ramírez-Valle, O., Segovia-Ortega, E. F., & Alarcón-Cabañero, J. J. (2019). Multispectral analysis to estimate the turbidity as an indicator of the quality of water in reservoirs in Chihuahua State, Mexico. *Revista Geográfica de América Central*, 1(62), 49-77. DOI: https://doi.org/10.15359/rgac.62-1.2

Ayyad, S., Al-Zayed, I. S., Ha, V. T. T., & Ribbe, L. (2019). The performance of satellite-based actual evapotranspiration products and the assessment of irrigation efficiency in Egypt. *Water*, 11(9), 1913. DOI: https://doi.org/10.3390/w11091913

Bastiaanssen, W. G. M., Menenti, M., Feddes, R. A., & Holtslag, A. A. M. (1998a). A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL). Part 1. Formulation. *Journal of Hydrology*, 212–213, 198-212. DOI: https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00253-4

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Bastiaanssen, W. G. M., Pelgrum, H., Wang, J., Ma, Y., Moreno, J. F., Roerink, G. J., & Van-der-Wal, T. (1998b). A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL). Part 2: Validation. *Journal of Hydrology*, 212–213, 213-229. DOI: https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00254-6

Blaney, H. F., & Criddle, W. D. (1957). *Determining consumptive use and irrigation water requirements* (Technical Bulletin No. 1275; p. 24). Recovered from https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT87201264/PDF

Brutsaert, W., & Stricker, H. (1979). An advection-aridity approach to estimate actual regional evapotranspiration. *Water Resources Research*, 15(2), 443-450. DOI: https://doi.org/10.1029/WR015i002p00443

Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root means square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)?–Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7(3), 1247-1250. DOI: https://doi.org/10.5194/gmd-7-1247-2014

Cleugh, H. A., Leuning, R., Mu, Q., & Running, S. W. (2007). Regional evaporation estimates from flux tower and MODIS satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 106(3), 285-304. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.007

De-Bruin, H. A. R. (1978). A simple model for shallow lake evaporation. *Journal of Applied Meteorology*, 17(8), 1132-1134. DOI:

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

https://doi.org/10.1175/1520-0450(1978)017<1132:ASMFSL>2.0.CO;2

De-Bruin, H. A. R., & Keijman, J. Q. (1979). The Priestley-Taylor evaporation model applied to a large, shallow lake in The Netherlands. *Journal of Applied Meteorology*, 18(7), 898-903. DOI: https://doi.org/10.1175/1520-0450(1979)018<0898:TPTEMA>2.0.CO;2

Diario Oficial de la Federación. (2015, July 6). *ACUERDO por el que se da a conocer el resultado de los estudios técnicos de aguas nacionales subterráneas del Acuífero Cuauhtémoc, clave 0805, en el Estado de Chihuahua, Región Hidrológico-Administrativa Río Bravo.* Recovered from http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5399497&fecha=06/07/2015

Díaz-Caravantes, R. E., Bravo-Peña, L. C., Alatorre-Cejudo, L. C., & Sánchez-Flores, E. (2014). Análisis geoespacial de la interacción entre el uso de suelo y de agua en el área peri-urbana de Cuauhtémoc, Chihuahua. Un estudio socioambiental en el norte de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 2014(83), 116-130. DOI: https://doi.org/10.14350/rig.32694

EEFLUX. (2019). Recovered from http://eeflux-level1.appspot.com/

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Erickson, A. J., Gulliver, J. S., Hozalski, R. M., Mohseni, O., Nieber, J. L., Wilson, B. N., & Weiss, P. T. (2008). Evaporation and evapotranspiration | Stormwater treatment: Assessment and maintenance. In: *Assessment of Stormwater Best Management Practices* (p. 112). Recovered from https://conservancy.umn.edu/bitstream/handle/11299/181358/cfans_asset_115795.pdf?sequence=1

Fisher, J. B., Melton, F., Middleton, E., Hain, C., Anderson, M., Allen, R., McCabe, M. F., Hook, S., Baldocchi, D., Townsend, P. A., Kilic, A., Tu, K., Miralles, D. D., Perret, J., Lagouarde, J. P., Waliser, D., Purdy, A. J., French, A., Schimel, D., Famiglietti, J. S., Stephens, G., & Wood, E. F. (2018). The future of evapotranspiration: Global requirements for ecosystem functioning, carbon and climate feedbacks, agricultural management, and water resources. *Reviews of Geophysics*, 2618-2626. DOI: https://doi.org/10.1002/2016WR020175

Fu, G., Charles, S. P., & Yu, J. (2009). A critical overview of pan evaporation trends over the last 50 years. *Climatic Change*, 97(1), 193. DOI: https://doi.org/10.1007/s10584-009-9579-1

Greenwood, D. J., Neeteson, J. J., & Draycott, A. (1985). Response of potatoes to N fertilizer: Dynamic model. *Plant and Soil*, 85(2), 185-203. DOI: https://doi.org/10.1007/BF02139623

Gross, M. (2017). The world's vanishing lakes. *Current Biology*, 27(2), R43–R46. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.01.008

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hamon, W. R. (1960). *Estimating potential evapotranspiration* (Thesis, Massachusetts Institute of Technology). Recovered from https://dspace.mit.edu/handle/1721.1/79479

Hewitt, I. C., Fernald, A. G., & Samani, Z. A. (2018). Calculating field-scale evapotranspiration with closed-chamber and remote sensing methods. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 54(4), 962-973. DOI: https://doi.org/10.1111/1752-1688.12654

Hirschi, M., Michel, D., Lehner, I., & Seneviratne, S. I. (2017). A site-level comparison of lysimeter and eddy covariance flux measurements of evapotranspiration. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(3), 1809-1825. DOI: https://doi.org/10.5194/hess-21-1809-2017

Irmak, A., Allen, R. G., Kjaersgaard, J., Huntington, J., Kamble, B., Trezza, R., & Ratcliffe, I. (2012). Operational remote sensing of ET and challenges. *Evapotranspiration - Remote Sensing and Modeling*. DOI: https://doi.org/10.5772/25174

Jensen, M. E., & Haise, H. R. (1963). Estimating evapotranspiration from solar radiation. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 89, 15-41.

Kirk, J. T. (1985). Effects of suspensoids (turbidity) on penetration of solar radiation in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*, 125(1), 195-208. DOI: https://doi.org/10.1007/BF00045935

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kıvrak, C., Bawazir, S., Samani, Z., Steele, C., & Sönmez, B. (2019). Using Plant phenology and landsat-8 satellite data to quantify water use by onion crop in the Mesilla Valley, New Mexico. *International Journal of Crop Science and Technology*, 5(1), 1-13. DOI: https://doi.org/10.26558/ijcst.427945

Li, F., Cao, R., Zhao, Y., Mu, D., Fu, C., & Ping, F. (2017). Remote sensing Penman–Monteith model to estimate catchment evapotranspiration considering the vegetation diversity. *Theoretical and Applied Climatology*, 127(1), 111-121. DOI: https://doi.org/10.1007/s00704-015-1628-2

Makkink, G. F. (1957). Testing the Penman Formula by means of lysimeters. *Journal of the Institution of Water Engineers*, (11), 277–288.

Martínez-Pérez, J. Á., García-Galiano, S. G., Martin-Gorriz, B., & Baille, A. (2017). Satellite-based method for estimating the spatial distribution of crop evapotranspiration: Sensitivity to the Priestley-Taylor Coefficient. *Remote Sensing*, 9(6), 611. DOI: https://doi.org/10.3390/rs9060611

Mireles, C., & Mellink, E. (2017). Use of Laguna de Bustillos, Chihuahua, by waterbirds during the 2011-2012 wintering season. *The American Midland Naturalist*, 178(1), 82-96. DOI: https://doi.org/10.1674/0003-0031-178.1.82

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290. DOI: https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6

Okpara, U. T., Stringer, L. C., Dougill, A. J., & Bila, M. D. (2015). Conflicts about water in Lake Chad: Are environmental, vulnerability and security issues linked? *Progress in Development Studies*, 15(4), 308-325. DOI: https://doi.org/10.1177/1464993415592738

Papadakis, J. (1965). Potential evapotranspiration. *Soil Science*, 100, 76. DOI: https://doi.org/10.1097/00010694-196507000-00039

Penman, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences*, 193(1032), 120-145. DOI: https://doi.org/10.1098/rspa.1948.0037

Priestley, C. H. B., & Taylor, R. J. (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2), 81-92. DOI: 10.1175/1520-0493(1972)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2

Pushpalatha, R., Perrin, C., Moine, N. L., & Andréassian, V. (2012). A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *Journal of Hydrology*, 420-421, 171-182. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.055

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rayner, D. P. (2007). Wind run changes: The dominant factor affecting pan evaporation trends in Australia. *Journal of Climate*, 20(14), 3379-3394. DOI: https://doi.org/10.1175/JCLI4181.1

Reitz, M., Senay, G., & Sanford, W. E. (2017). Combining remote sensing and water-balance evapotranspiration estimates for the conterminous United States. *Remote Sensing*, 9(12), 117. DOI: https://doi.org/10.3390/rs9121181

Rohwer, C. (1931). *Evaporation from free water surfaces* (No. 271; p. 107). Recovered from https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT86200265/PDF

Rojas-Villalobos, H. L., Alatorre-Cejudo, L. C., Stringman, B., Samani, Z., & Brown, C. (2018). Topobathymetric 3D model reconstruction of shallow water bodies through remote sensing, GPS, and bathymetry. *Tecnociencia Chihuahua*, 12(1), 42-54. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.3341734

Rooney, G. G., & Bornemann, F. J. (2013). The performance of FLake in the met office unified model. *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 65(1), 21363. DOI: https://doi.org/10.3402/tellusa.v65i0.21363

Samani, A., & Bawazir, S. (2015). *Improving evapotranspiration estimation using remote sensing technology* (Technical Completion Report No. 125548; p. 28). Recovered from

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

https://nmwrri.nmsu.edu/wp-content/SWWA/Reports/Bawazir/June2015FINAL/report.pdf

Samani, Z., Bawazir, S., Bleiweiss, M., Skaggs, R., Piñon, A., & Tran, V. D. (2007b). Estimating daily net radiation over vegetation canopy through remote sensing and climatic data. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133(4), 291-297. DOI: https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2007)133:4(291)

Samani, Z., Skaggs, R., & Bleiweiss, M. (2005b). Regional ET estimation model, REEM. *Procedures 31st International Symposium on Remote Sensing from Satellite*. Presented at the Procedure 31st International Symposium on Remote Sensing from Satellite, Tucson, USA.

Senkondo, W., Munishi, S. E., Tumbo, M., Nobert, J., & Lyon, S. W. (2019). Comparing remotely-sensed surface energy balance evapotranspiration estimates in heterogeneous and data-limited regions: A case study of Tanzania's Kilombero Valley. *Remote Sensing*, 11(11), 1289. DOI: https://doi.org/10.3390/rs11111289

Smith, R. C., & Tyler, J. E. (1967). Optical properties of clear natural water*. *Josa*, 57(5), 589-595. DOI: 10.1364/JOSA.57.000589

Stephens, J. C., & Stewart, E. H. (1963). *A comparison of procedures for computing evaporation and evapotranspiration* (pp. 123-133). Fort Lauderdle, USA.

Subin, Z. M., Murphy, L. N., Li, F., Bonfils, C., & Riley, W. J. (2012). Boreal lakes moderate seasonal and diurnal temperature variation and

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

perturb atmospheric circulation: Analyses in the Community Earth System Model 1 (CESM1). *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 64(1), 15639. DOI: https://doi.org/10.3402/tellusa.v64i0.15639

UNIFRUT. (2019). *Resumen de las estaciones meteorológicas por municipios*. Recovered from http://unifrut.com.mx/rem/

USGS Landsatlook Viewer. (2019). Recovered from http:// https://landsatlook.usgs.gov/

Valiantzas, J. D. (2006). Simplified versions for the Penman evaporation equation using routine weather data. *Journal of Hydrology*, 331(3), 690-702. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.06.012

Wang, H., Tetzlaff, D., & Soulsby, C. (2017). Testing the maximum entropy production approach for estimating evapotranspiration from closed canopy shrubland in a low-energy humid environment. *Hydrological Processes*, 31, 4613. DOI: https://doi.org/10.1002/hyp.11363

Zhu, W., Jia, S., & Lv, A. (2019). A statistical analysis of the remotely sensed land surface temperature–vegetation index method for the retrieval of evaporative fraction over grasslands in the southern great plains. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 12(8), 2889-2896. DOI: https://doi.org/10.1109/JSTARS.2019.2917183

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-06

Articles

Shoreline analysis and erosion risk assessment of a coastal strip subjected to high anthropogenic pressure

Análisis de la línea de costa y evaluación del riesgo de erosión de una franja costera sometida a alta presión antrópica

Yedid Zambrano-Medina[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-8820-0688

Cuauhtémoc Franco-Ochoa[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7554-3603

Wenseslao Plata-Rocha[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-9469-7886

Fernando García-Páez[4]

Miguel Montoya-Rodríguez[5]

Edgar Mendoza-Baldwin[6], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1991-4721

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[1]Facultad de Ciencias de la Tierra y el Espacio, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, México, yedidzambrano@uas.edu.mx

[2]Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, México, cfrancoo@uas.edu.mx

[3]Facultad de Ciencias de la Tierra y el Espacio, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, México, wenses@uas.edu.mx

[4]Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa, México, garpaez@uas.uasnet.mx

[5]Departamento de Ingeniería Portuaria y Sistemas Geoespaciales, Instituto Mexicano del Transporte, Querétaro, México, mmontoya@imt.mx

[6]Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, México, emendozab@ii.unam.mx

Corresponding author: Cuauhtémoc Franco-Ochoa, cfrancoo@uas.edu.mx

Abstract

This study aims to understand the role of key drivers of historical changes in the shoreline and its implications with the erosion risk in the northern coastal strip of the state of Sinaloa, located on the east coast of the Gulf

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

of California. Digital maps from different years (1981, 1991, 2004, and 2018) are analyzed using geographic information system software (DSAS and CERA) to examine: (a) the movement and rate of the shoreline change; and (b) the potential vulnerability consequences, and erosion risk. The obtained results indicate that between 1981 and 2018: (a) anthropogenic actions (dams and breakwaters) were the main drivers of both the shoreline changes and the environmental damage underlying the erosion risk that has occurred in recent decades; (b) the coastline of the study area has been eroding with an average EPR of -3.1 m per year, which has led to an average NSM of -112.9 m; and (c) the risk of erosion remained moderate, although the vulnerability increased from a moderate to a high level and potential consequences from a very low to a moderate level. Besides, the results of this study provide a basis for future analyses focused on predicting shoreline changes and coastal risk.

Keywords: coastal erosion, DSAS, CERA, coastal risk, vulnerability, Gulf of California.

Resumen

El objetivo de este estudio es entender el papel de los principales impulsores de los cambios históricos de la línea de costa y sus implicaciones en el riesgo de erosión en una franja costera al norte del estado de Sinaloa, ubicada en la costa este del golfo de California. Se

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

analizaron mapas digitales de diferentes años (1981, 1991, 2004 y 2018) utilizando *softwares* de Sistemas de Información Geográfica (DSAS y CERA) para examinar: a) el desplazamiento y la tasa de cambio en la línea de costa, y b) la vulnerabilidad, las posibles consecuencias y el riesgo de erosión. Los resultados obtenidos indican que entre 1981 y 2018: a) las acciones antrópicas (presas y escolleras) fueron los principales impulsores tanto de los cambios en la línea de costa como del daño ambiental subyacente al riesgo de erosión que se han producido en las últimas décadas; (b) la costa del área de estudio se ha erosionado con un EPR promedio de -3.1 m por año, lo que ha dado lugar a un NSM promedio de -112.9 m, y c) el riesgo de erosión se mantuvo moderado, aunque la vulnerabilidad aumentó de un nivel moderado a un nivel alto y las posibles consecuencias de un nivel muy bajo a uno moderado. Los resultados de este estudio servirán de base para futuros análisis centrados en predecir los cambios en la costa y el riesgo costero.

Palabras clave: erosión costera, DSAS, CERA, riesgo costero, vulnerabilidad, golfo de California.

Received: 14/07/2020

Accepted: 16/08/2021

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Introduction

Erosion causes shoreline changes at different rates within a timeframe, and its origin can be a response to changes in the infrastructure and climate of coastal areas (*e.g.,* Ahmad & Lakhan, 2012; Ataol, Kale, & Tekkanat, 2019; Fotsi, Pouvreau, Brenon, Onguene, & Etame, 2019; Gómez-Pazo, Pérez-Alberti, & Pérez, 2019; Jonah *et al*., 2016; Kermani, Boutiba, Guendouz, Guettouche, & Khelfani, 2016; Lee, Eom, Do, Kim, & Ryu, 2019). When encountering conditions of vulnerability, coastal erosion is a hazard that represents a source of coastal risk, whose spatial and temporal manifestations have repercussions on other kinds of risk, such as flooding risk (Pollard, Spencer, & Brooks, 2019). According to Escudero-Castillo, Mendoza-Baldwin, Silva-Casarin, Posada-Vanegas, and Arganis-Juaréz (2012), in coastal areas, the meaning of the term "risk" depends on the objective of the study, but most definitions involve vulnerability and hazard; methodologies define the risk in qualitative and/or quantitative terms, and the two approaches on which these methodologies can be based are: (1) a risk analysis approach that combines probabilities and consequences (e.g., Random Shoreface

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 249-300. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-06

Translation Model (RanSTM) (Cowell, Roy, & Jones, 1992; Cowell, Roy, & Jones, 1995; Cowell, Thom, Jones, Everts, & Simanovic, 2006; Cowell *et al*., 2016), and (2) a risk assessment approach that evaluates and interprets the perceptions of risk and societal tolerances, and estimates probable future risk, then providing insight into the distribution of risk and its related causes (*e.g.* Coastal Vulnerability Index (CVI) (Thieler & Hammar-Klose, 1999); Coastal Hazard Assessment Module (CHAM) (Viavattene *et al*., 2018). Unfortunately, none of the above-mentioned approaches and methodologies can be used universally. Hence, the selection of a methodology for a particular study area will depend on the required indicators, scale, objectives, and appropriate application scenarios (Narra, Coelho, Sancho, Escudero, & Silva, 2019).

Many of the methodologies mentioned above have been applied at specific sites to generate maps of present and future coastal erosion risk, but without taking into account the evolution of these sites over time or the effects caused by anthropogenic actions (*e.g*., from the last decade to present). This issue does not permit then to learn about the role of key drivers of historical changes and its implications with the coastal risk for a particular site (Stevens, Clarke, Nicholls, & Wadey, 2015). This leads to uncertainty as to whether it is relevant to know the shoreline dynamics in coastal protection and management to promote a planned coastal zone development.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Therefore, this paper aims to analyze the shoreline changes and to assess the coastal erosion risk in different periods for a specific coastal region under interest while applying two state-of-the-art methodologies: the Digital Shoreline Analysis System (DSAS) (Thieler, Himmelstoss, Zichichi, & Ayhan, 2009) and the Coastal Erosion Risk Assessment (CERA; Narra, Coelho, Sancho, & Palalane, 2017).

The authors of this paper believe that the inclusion of the temporal evolution within the framework of coastal erosion risk assessment provides a significant improvement, which, together with the shoreline change analysis results, support the identification of the major driver(s) of the occurred impacts in coastal areas and its relation to erosion risk. In this way, they can provide important elements for coastal protection and management when planning the development of a coastal area.

The study area of this research is the northern coastal strip of the state of Sinaloa, located inside the Gulf of California. Such a coastal zone is subjected to high anthropogenic pressure and possesses, at the same time, considerable biological importance (Enríquez-Andrade *et al*., 2005). In addition, this area is very vulnerable to several coastal hazards like erosion. The selection of such a region is also justified for being an important touristic zone under development (Jiménez-Illescas, Zayas-Esquer, & Espinosa-Carreón, 2019) and for which there is a significant amount of experimental data documented in previous investigations.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Study area

The coastal strip under study is approximately 45 km long. It is located on the north coast of the Mexican part of the Pacific Ocean, more precisely in the eastern and lower part of the Gulf of California (see Figure 1). The area essentially consists of three sandy beaches (Macapule, Las Glorias and Bellavista) separated by the mouths of the Sinaloa River and the La Piedra estuary. The relief is flat with a mild slope, and the continental shelf in front of it is, on average, wide and shallow (Kasper-Zubillaga, Carranza-Edwards, & Morales-de-la-Garza, 2007). The astronomical tide is mainly semidiurnal, with spring and neap tidal ranges of 1.2 and 0.5 m, respectively (http://mareografico.unam.mx/). Dominant waves come from the south and southwest sectors, with heights varying between 0.5 and 1.5 m, and periods of 6 to 12 s (Franco-Ochoa, García-Paéz, Plata-Rocha, Montoya-Rodríguez, & Vergara-Sánchez, 2019).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

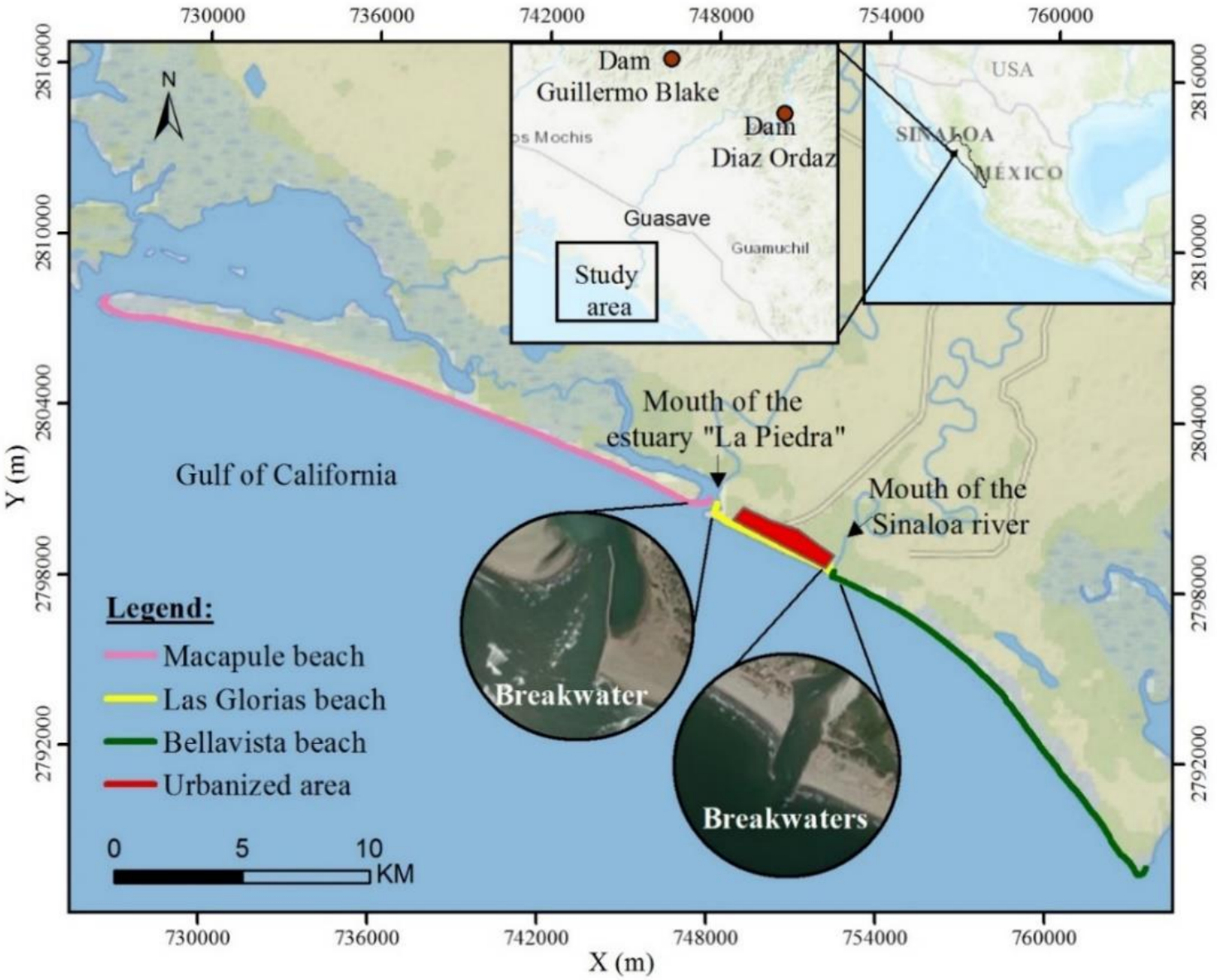


Figure 1. Location of the study area.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

It is widely known that in this area, anthropogenic pressures have increased during the last decades, mainly due to the construction of dams and breakwaters, sand extraction, urbanization, etc. In particular, the construction of two dams on the Sinaloa River (1972 and 1981), two breakwaters at its mouth (1992), and another one at the mouth of the estuary La Piedra (2006) has severely affected sediment dynamics. Hence, erosion was felt and has been observed in several points along the coast, principally on Las Glorias beach, thus representing a threat to the coastal ecosystem stability and especially affecting the tourist potential of the region (Jiménez-Illescas *et al*., 2019).

Analyses and methods

For this analysis, it is necessary to rely on the most used indicators for coastal risk assessments, such as tidal and wave data which provide information to evaluate the impacts of the sea on the coast, as well as the variables of distance to the coast, topography, geology, geomorphology, land use, anthropogenic actions and the rate of erosion that allow identifying limits and real changes in the coast. It is also important to

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

consider socioeconomic data to assess the risk of the population on the coast.

This paper's study period was from 1981 to 2018 and has been divided into three sub-periods (1981 to 1991, 1991 to 2004, and 2004 to 2018) to demonstrate the impact of anthropogenic actions (dams and breakwaters) over time. Shoreline changes were analyzed for every sub-period, and coastal erosion risk was evaluated by applying DSAS and CERA methods, respectively.

The DSAS is an ESRI ArcGIS add-on that calculates rate-of-change statistics for a time series of vector data on the coast (Thieler *et al*., 2009). This analysis can be performed manually, measuring the differences in position between the coastlines of different periods on profiles plotted perpendicular to one of them. For its part, CERA is a complement to QGIS (Quantum GIS Development Team, 2016) proposed by Narra *et al*. (2017), which evaluates the risk of coastal erosion from a qualitative estimate of vulnerability to erosion based on geophysical characteristics of the coastal zone and the potential of erosive agents, and analysis of the consequences of the dangerous event, taking into account the social, environmental, cultural and economic aspects of the territory. The results of these two analyses are combined to obtain the final result sought by CERA to obtain the risk map for coastal erosion.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

In addition, and to facilitate the analysis and interpretation of results, the study area was divided into Macapule, Las Glorias, and Bellavista beaches. To clarify every part of the analysis process developed in this research, a comprehensive description of the methodology is described in the following subsections.

Shoreline analysis

Four images are in the Landsat database, as shown in Table 1. Such images were georeferenced to the Universal Transverse Mercator 12 N projection system and WGS84 datum.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Table 1. Satellite images were used in the shoreline analysis.

Satellite and sensor	Date of acquisition
Landsat 2-MSS	Oct-1981
Landsat 5-TM	Oct-1991
Landsat 5-TM	Oct-2004
Landsat 8-OLI	Oct-2018

Then, the position of the shoreline in the images was obtained by locating the line that divides land and sea. This technique for shoreline location is the most used due to its simplicity (Smith & Zartllo, 1990). The images used to find the shoreline location were combinations of infrared bands since they are very useful for detecting the boundary between land and water (Natesan, Parthasarathy, Vishnunath, Kumar, & Ferrer, 2015). In this sense, the best wavelength to discriminate land from pure water is near infrared and middle infrared of 740-2 500 nm (Uysal, Polat, & Aydın, 2018) (see Figure 2).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

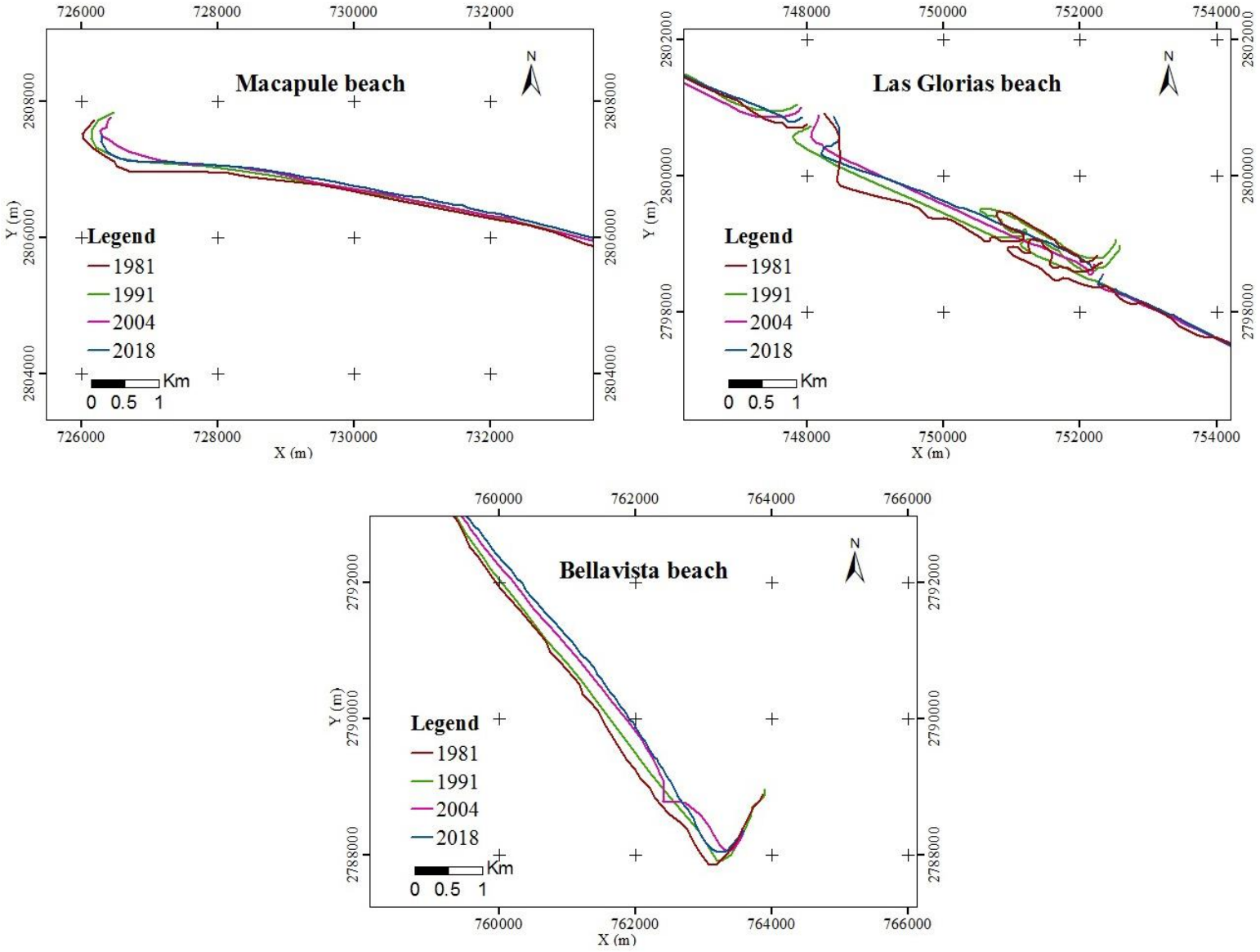


Figure 2. Digitized shoreline of the study area for different years: Macapule (left), Las Glorias (right), and Bellavista (down) beaches.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Moreover, it is important to mention that DSAS also requires a baseline as a starting point for the coastline evolution. This line was generated offshore, parallel to the 1981 shoreline, at a 100 m distance. The number of cross-shore transects was determined following what is reported by Kallepalli, Kakani, and James (2017), who proposed a manual verification of the number of transects given automatically by DSAS. To measure changes in the shoreline of the study area, statistical measurements of the Net Shoreline Movement (NSM) were calculated, which is the distance between the oldest and youngest shorelines. In addition, the End Point Rate (EPR) was extracted, which is obtained by dividing the distance between shorelines concerning the number of years that have elapsed. Then, from this EPR, areas of very high, high, low, and low erosion or accretion were determined.

Coastal risk assessment

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

As previously mentioned, the coastal risk assessment was performed by CERA. It requires georeferenced digital maps considering the following 13 parameters, which are generally known as indicator maps:

1. Distance to the shoreline.
2. Topography.
3. Geology.
4. Geomorphology.
5. Ground cover.
6. Anthropogenic actions.
7. Maximum significant wave height.
8. Maximum tidal range.
9. Shoreline change rate.
10. Population density.
11. Economy.
12. Ecology.
13. Heritage.

The data were cut inland, thus covering a 2 km wide coastal strip. The established Coordinate Reference System (CRS) was WGS84 / UTM zone 12N (EPSG: 32612) for all the maps, which conglomerates the database.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

All the maps were built from the direct transformation of original data; then, raster maps were classified, from 1 to 5, according to the characteristics of every parameter along the entire study area (see Table B1 in Supplementary materials).

Classification 1 corresponds to the lowest severity, and an increase in classification indicates a growing severity level. Maps 1 to 9 are used to assess the vulnerability; the weight of each parameter may change with increasing distance to the shoreline. While maps 10 to 13 are used to assess the potential consequences, in this case, all the parameters have the same weight. Then, using the vulnerability and potential consequences maps, the coastal risk to erosion map was obtained using a raster calculator. The vulnerability, potential consequences, and risk maps were also classified by severity levels from 1 to 5 for all the study areas. The criteria, tables, equations for quantifying the weight of each parameter, and classified maps are documented in Narra *et al*. (2017).

In summary, in this paper, the Global Classification (GC) of parameters was evaluated by a weighted average as follows:

$$GC = \frac{\sum A * Cl}{100} \quad (1)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Where *GC* is an overall classification dimensional parameter; A represents the area occupied by the class level (1 to 5) as a percentage, and Cl is the class level. The value of *GC* equal to one corresponds to a very low level, and increasing values of *GC* indicate increasing severity, up to a maximum of 5 (very high level).

Results

The results of the shoreline analysis with DSAS led to the identification of coastal erosion hotspots along the coast of the study area (see Figure 3 and Figure 4). Erosion has been concentrated on Las Glorias beach and on the SE margin of Bellavista beach, and more recently on the SE margin of Macapule beach (mouth of the estuary "La Piedra").

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

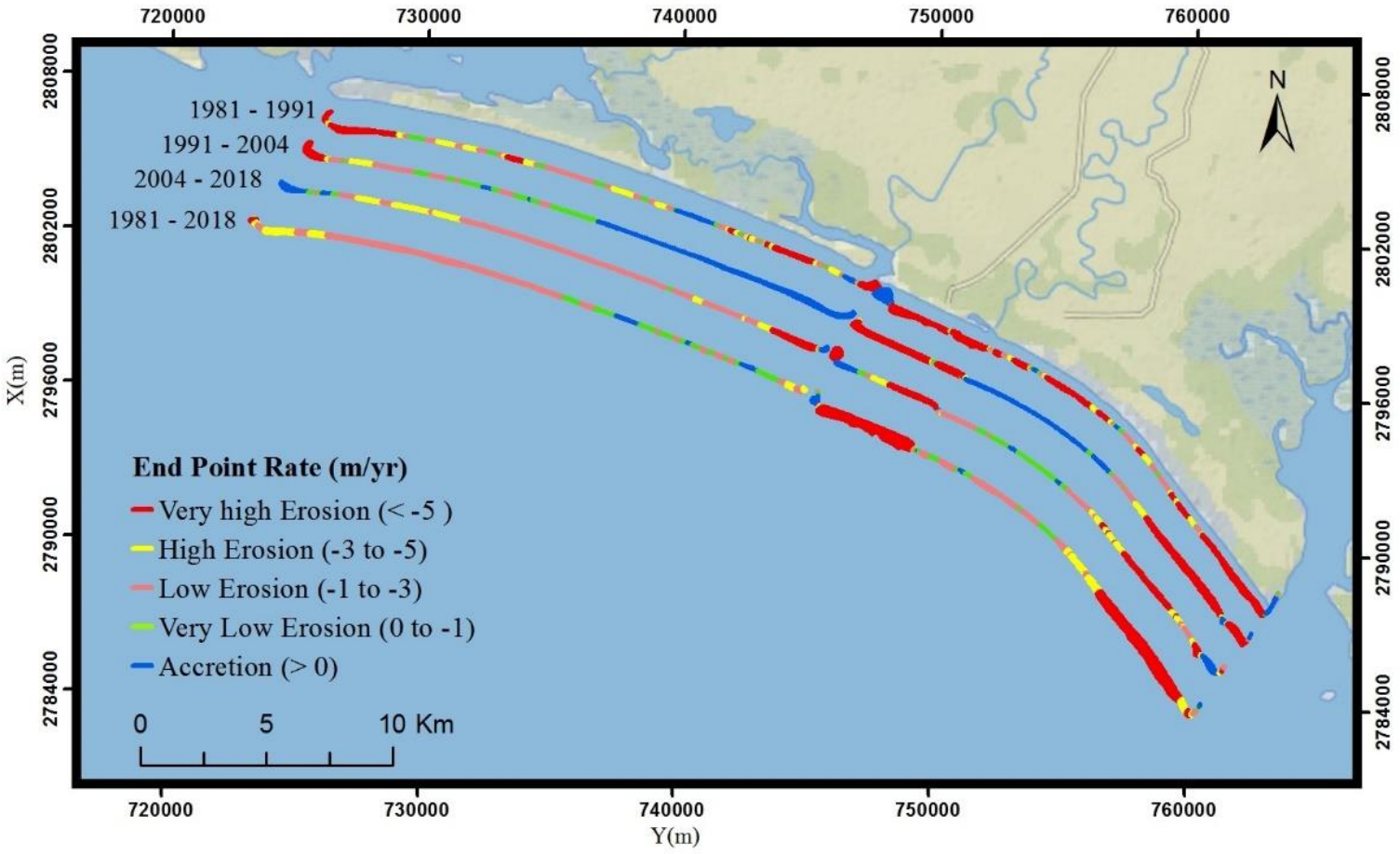


Figure 3. End Point Rate (EPR) along the study area for all periods.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

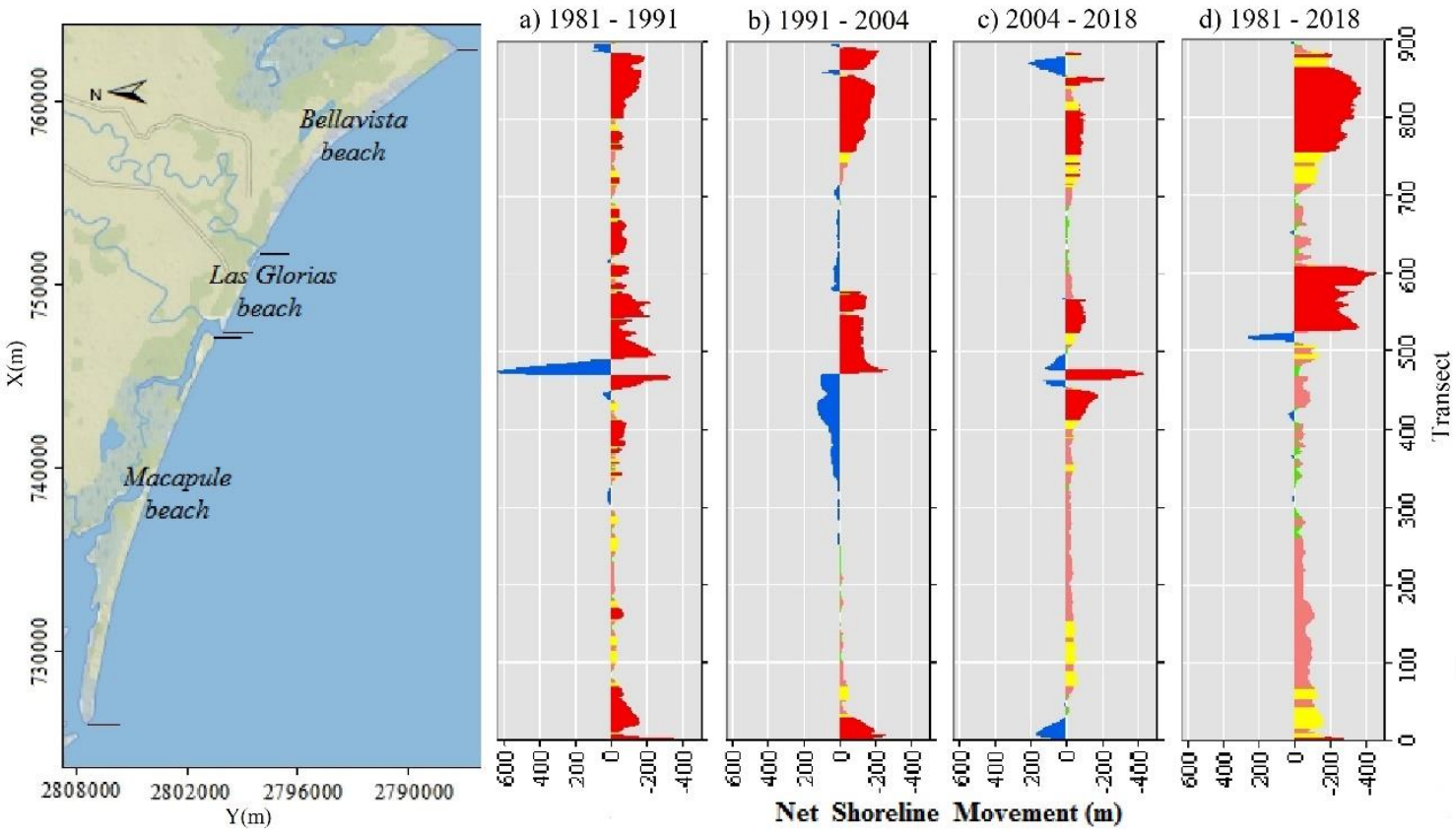


Figure 4. Net Shoreline Movement (NSM) along the study area for all periods.

On the other hand, when analyzing the indicator maps of vulnerability and potential consequences for each year (see Appendix A and Figures A1 to A4 in Supplementary materials), it was observed that six parameters of vulnerability (distance to shoreline, topography,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

geology, geomorphology, maximum significant wave height, and maximum tidal range) have not varied throughout the whole study period (1981 to 2018). Only the parameters of ground cover, anthropogenic actions, shoreline change rate, and parameters of consequences (population density, economy, ecology, and heritage) have been varying at least once during any of the study sub-periods.

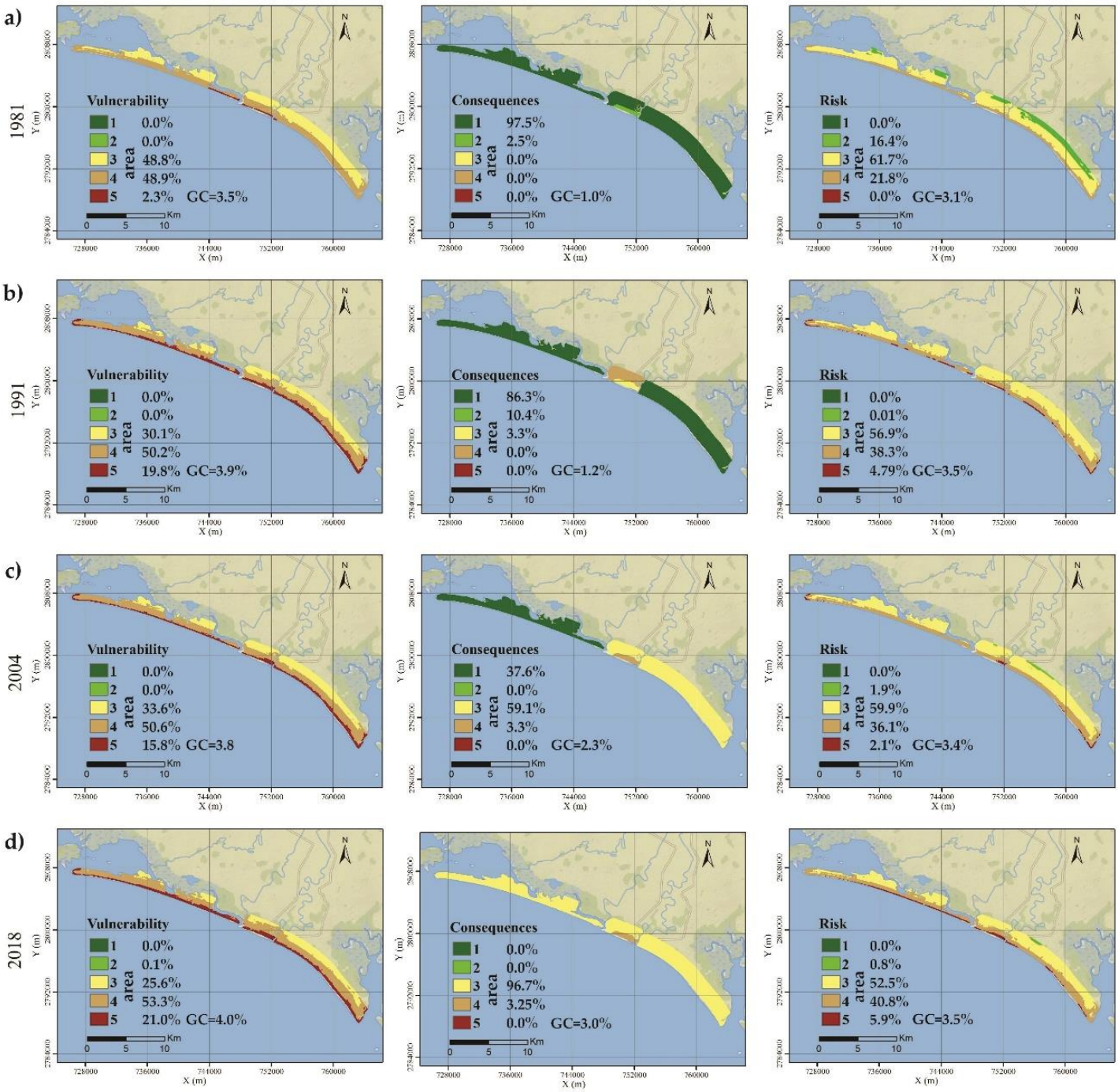
Figure 5 shows the vulnerability, potential consequences, and risk maps obtained with CERA (see Appendix B in Supplementary materials), where the spatial distribution over time of these parameters in the study area can be seen at first sight.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates



2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figure 5. Vulnerability, potential consequences, and risk maps for the study area.

The following subsections present the results of the shoreline analysis and erosion risk assessment for each sub-period.

Sub-period 1981 to 1991

Throughout this ten-year sub-period, the main anthropogenic actions identified were the construction of the Guillermo Blake Aguilar and Gustavo Díaz Ordaz dams on the Sinaloa River. During such a period, the entire Las Glorias beach experienced an average EPR of -13.4 m per year, which caused an average NSM of -127.6 m. Simultaneously, Bellavista and Macapule nearby beaches mainly experienced erosion problems, with an average NSM of -67.4 m and -41.0 m, respectively. The average EPR of these beaches was -7.3 m per year for Bellavista and -4.4 m per year for Macapule (see Table 2).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Table 2. Evolution rates for the sub-period 1981-1991.

Variable	Total area	Macapule beach	Las Glorias beach	Bellavista beach
Average EPR (m/year)	-5.04	-4.4	-13.4	-7.3
Average NSM (m)	-46.8	-41.0	-127.6	-67.4

After analyzing risk assessment results for this sub-period (see Figure 5, a-b), it can be observed that the average EPR (-5.04 m per year) induced by anthropogenic actions has increased the vulnerability GC from 3.5 to 3.9 (+0.4). On the other hand, population, economy, and patrimony have increased the consequences GC from 1.0 to 1.2 (+0.2). This finally caused the risk GC to increase from 3.1 to 3.5 (+0.4).

Sub-period 1991 to 2004

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

During the second sub-period, from 1991 to 2004 (13 years), the construction of two breakwaters at the mouth of the Sinaloa River, for the first time in the study area, interrupted the net longshore sediment transport from southeast to northwest. As a result, this modified the average EPR of Las Glorias beach to -9.3 m per year, which led to an average NSM of -127.7 m over this period and promoted accumulation on Bellavista beach on its NW margin while the SE margin continued to erode. In general, Bellavista beach experienced an average NSM of -57.6 m at an average EPR of -4.2 m per year. In this sub-period and in contrast to the previous one, Macapule beach mainly experienced accumulation, and only its NW margin kept eroding. Its average NSM was 5.05 m at an average EPR of 0.4 m per year (see Table 3).

Table 3. Evolution rates for the sub-period 1991-2004.

Variable	Total area	Macapule beach	Las Glorias beach	Bellavista beach
Average EPR (m/year)	-2.4	0.4	-9.3	-4.2
Average NSM (m)	-32.9	5.05	-127.7	-57.6

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The risk assessment results for this sub-period (see Figure 5, b-c) showed that mainly due to the reduction in the average EPR (from -5.04 m to -2.4 m per year), the vulnerability GC has decreased from 3.5 to 3.4 (-0.1), in contrast to the consequences GC that has increased from 1.2 to 2.3 (+1.1) because of a growing economy. This caused the risk GC to decrease from 3.5 to 3.4 (-0.1).

Sub-period 2004 to 2018

During the sub-period of 2004 – 2018 (14 years), for a second time in the study area, the net longshore sediment transport from southeast to northwest was interrupted by the construction of another breakwater structure on Las Glorias beach. This anthropogenic action promoted accumulation on the NW margin of that beach while the SE margin continued to erode. Although it did not affect Bellavista beach, it generated erosion on the Macapule beach SE margin. During this sub-period, Las Glorias, Bellavista, and Macapule beaches experienced NSM averages of -75.9 m, -30.2 m, and -27.8 m at EPR averages of -5.4 m, -2.2 m, and -1.9 m per year, respectively (see Table 4).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Table 4. Evolution rates for the sub-period 2004-2018.

Variable	Total area	Macapule beach	Las Glorias beach	Bellavista beach
Average EPR (m/year)	-2.5	-1.9	-5.4	-2.2
Average NSM (m)	-34.3	-27.8	-75.9	-30.2

In this sub-period, risk assessment results (see Figure 5, c-d) demonstrated that the vulnerability GC has increased from 3.8 to 4.0 (+0.2) due to an increase in the average EPR (from -2.4 m to -2.5 m per year). Also, the consequences GC has increased from 2.3 to 3.0 (+0.7) due to an increase in the ecological value of the region due to the declaration of Macapule beach as a protected coastal area. Thus, the risk GC has increased from 3.4 to 3.5 (+0.1).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Discussion

The results of this research demonstrated that between 1981 and 2018, the study area's average EPR value was -3.1 m per year, leading to an average NSM of -112.9 m. Then, it can be stated that the most erosive beach is Las Glorias, with an average NSM of -235.9 m at an average EPR of -6.4 m per year, and the least erosive is Macapule, with an average NSM of -61.6 m at an average EPR of -1.6 m per year. On the other side, Bellavista beach experienced an average NSM of -148.2 m at an average EPR of -4.0 m per year (see Table 5).

Table 5. Evolution rates for the sub-period 1981-2018.

Variable	Total area	Macapule beach	Las Glorias beach	Bellavista beach
Average EPR (m/year)	-3.1	-1.6	-6.4	-4.0
Average NSM (m)	-112.9	-61.6	-235.9	-148.2

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The vulnerability GC has then increased from 3.5 to 4.0 (+0.5), *i.e.,* from a moderate to a high level. This was due to the changes in ground cover, anthropogenic actions, and the shoreline change rate. Similarly, the potential consequences of GC have increased from 1.0 to 3.0 (+2.0), an increment from a very low to a moderate level, resulting from an increase in population density, economy, ecology, and heritage. Regarding the risk GC, it has only increased from 3.1 to 3.5 (+0.4), which means that the risk level remained moderate (see Figure 5, a-d).

The most plausible explanation for the differences in the NSM and EPR along the shoreline may be found in the type of coastline evolution that occurred meanwhile, with the different anthropogenic actions like the damming of the Sinaloa River and the construction of breakwaters transversely to the shoreline. In agreement with earlier analyses in the study area (*e.g.,* Alcántar, 2007; Jiménez-Illescas *et al*., 2019), the results of this work indicate that anthropogenic actions (dams and breakwaters) are the main drivers of changes that have occurred in recent decades on the shoreline. Infrastructure such as dams and breakwaters is one of the two main drivers linked to the modern dynamics of the shoreline, according to Gómez-Pazo *et al*. (2019), the other one being urbanization. In the study area, urbanization throughout the study period has been concentrated at Las Glorias beach. However, the degree of urbanization does not seem to affect the sediment dynamics as observed on other coasts, for example, at Chachalacas beach inside the Gulf of

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Mexico, where urban development has been taking place along the coast, and coastal squeeze is increasing (Martínez, Landgrave, Silva, & Hesp, 2019).

The most important erosion in the study area occurred in the sub-period 1981-1991, during which the shoreline suffered an average NSM of -57.6 m at an average EPR of -4.2 m per year. Certainly, the damming of the Sinaloa River reduced the sediment load reaching the coast. This has caused alterations in the shoreline, which can still be felt after several years (Ataol *et al*., 2019). Like this study, the dam erosion inside the Gulf of California has been documented by Ezcurra *et al*. (2019) for the coastline located around the El Fuerte and Santiago rivers. When these rivers were dammed, the shoreline experienced a rapid recession in what should otherwise have been an accretional area.

During the sub-period of 1991 to 2004, the erosion dynamics mainly affected Las Glorias beach and the SE margin of Bellavista beach. The net longshore sediment transport from southeast to northwest eroded the SE margin of Bellavista beach. The material from this erosion was deposited in the updrift side of the breakwater of the mouth of the Sinaloa River, which generated erosion on Las Glorias beach. For its part, Macapule beach experienced accretion in general terms, which is perhaps due to the deposition of sediment issued from the erosion of Las Glorias beach,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

since when there is erosion on one beach, there is deposition in another one, near or far away (Pollard *et al*., 2019).

In the sub-period of 2004 to 2018, it is important to note that the downdrift erosion, caused by the breakwater of the NW margin of Las Glorias beach, modified the mouth of the estuary "La Piedra." Furthermore, it is possible that the mouth will continue to enlarge and generate more erosion on the SE margin of Macapule beach. A situation similar to the above-described has also been observed at Chachalacas beach (Martínez *et al*., 2019), where the construction of breakwaters is affecting the stability of the beach and the mouth of the Actopan River. The shoreline has changed rapidly and does not seem to have been stabilized yet, which evidences the need to monitor it to avoid potentially drastic changes in Chachalacas beach. In the study area of this research, the mouth of the estuary "La Piedra" needs to be regularly monitored as well since the results obtained indicate that the construction of the breakwater on the NW margin of Las Glorias beach has had a considerable effect on the evolution of the SE margin of Macapule beach.

On the other hand, the erosion risk has changed over the study period due to changes in ground cover, anthropogenic actions, shoreline change rate, population density, economy, ecology, and heritage. The results indicate that anthropogenic actions and induced erosion are the main drivers of environmental damage underlying the erosion risk.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

According to Stevens *et al*. (2015), these drivers can change over time. A full analysis should include an evaluation of how these drivers have historically evolved and how they are prone to evolve in the future. Therefore, the results of this study provide a basis for future investigations focused on predicting shoreline changes and coastal risk via scenario analyses. However, these results should be considered with caution, as they are still subject to uncertainties and largely depend on the ranges of values in Table B1 proposed by Narra *et al*. (2017) and on the quality of field data for the site-specific parameters used as input data.

Conclusions

The main conclusion of this study is that the two dams on the Sinaloa River (constructed in 1972 and 1981, respectively) and two breakwaters built at the Sinaloa River mouth (1992) and the mouth of the estuary "La Piedra" (2006), are the main drivers of both the shoreline changes and environmental damage, then underlying the erosion risk that has

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

incremented in recent decades on the northern coastal strip of the state of Sinaloa.

Between 1981 and 2018, the coastline of the study area has been eroding with an average EPR of -3.1 m per year that led to an average NSM of -112.9 m, being Las Glorias beach the most eroded one with an average NSM of -235.9 m at an average EPR of -6.4 m per year. The most significant erosion in the entire coast of the study area occurred during the sub-period 1981 to 1991 due to the damming of the Sinaloa River, which reduced the sediment load reaching the coast. In the other sub-periods (1991 to 2004 and 2004 to 2018), the interruption of net longshore sediment transport from southeast to northwest caused by breakwaters mainly affected Las Glorias beach and the mouth of the La Piedra estuary. The latter needs to be monitored to avoid potentially drastic changes in the SE margin of Macapule beach. On the other hand, the risk level remained moderate, although it increased by 0.5 units in its GC parameter. Finally, the vulnerability and potential consequences GCs increased from a moderate to a high level and from a very low to a moderate level of severity, respectively.

A GIS database was generated, which includes statistical data, thematic maps, and linked indices from which the results were obtained, and which will be useful for future studies focused on predicting shoreline changes and coastal risk.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Supplementary materials

Appendix A. Gathering and processing data for the maps

To generate the topographic map of the study area, the Mexican Elevation Continuum (MEC) database from the National Institute of Geography and Statistics (INEGI, by its initials in Spanish) was used. This data set represents the elevations of the Mexican continental territory, with a resolution of 15 m. It is georeferenced by the system ITRF92 and was published in 2013. The extraction of the study area from the MEC was carried out with ArcGis tools. The geological maps were based on GLiM (Global lithological map) and INEGI geospatial information from geological data. Similarly, the geomorphological and land cover maps were made based on INEGI geospatial information from physiographic,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

land, and vegetation data. For the map of anthropogenic actions, satellite images were used, where coastal defense structures and changes in the shoreline were identified to infer if there were sedimentary sources nearby.

The map of maximum significant wave height was made based on the deep-water wave reanalysis database of node PAC17MX from the Mexican Oceanic Wave Atlas (ATLOOM, by its initials in Spanish), developed by the Mexican Institute of Transportation (IMT, by its initials in Spanish) (Montoya-Rodríguez, 2016). Regarding creating the maximum tidal range map, the Secretary of Navy provided the data (SEMAR, by its initials in Spanish), which were taken from the Topolobampo Mareographic Station. Then, in this paper, the average wave height during storm conditions and the average range of spring tides were considered as the maximum significant wave height and maximum tidal range, respectively. During the generation of these maps, the parameters mentioned above were evaluated as a single value for the entire study area. The shoreline change rate map was generated with a shoreline analysis from satellite images using DSAS as described in the subsection Shoreline analysis. For the creation of the shoreline change rate map away from the coast, the shoreline 2018 was considered the basis line.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The information required for the population density and economic parameters was also obtained from INEGI's database corresponding to the 2010 National Census. The data used to generate the ecology map considered protected areas defined by the National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity (Conabio, by its initials in Spanish) and the National Commission on Protected Areas (Conanp, by its initials in Spanish). The heritage map was calculated by visual analysis of satellite images identifying whether there were continuous or discontinuous urban areas, roads, and historical or important monuments near the coast.

Digital maps (sourced from Arcgis®, Environmental Systems Research Institute) for the years 1981, 1991, 2004, and 2018 are presented in Figure A1, Figure A2, Figure A4, and Figure A4.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

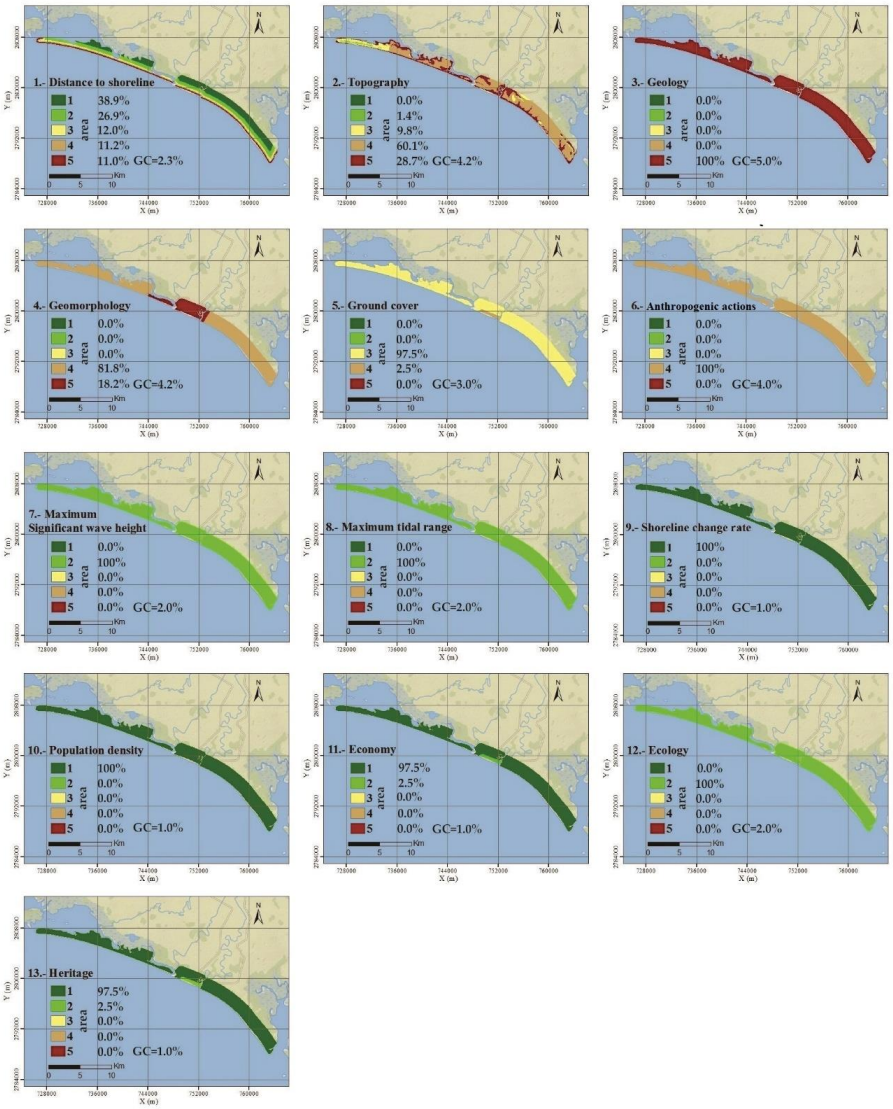


Figure A1. Indicator maps of vulnerability (1 to 9) and potential consequences (10 to 13) of 1981.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

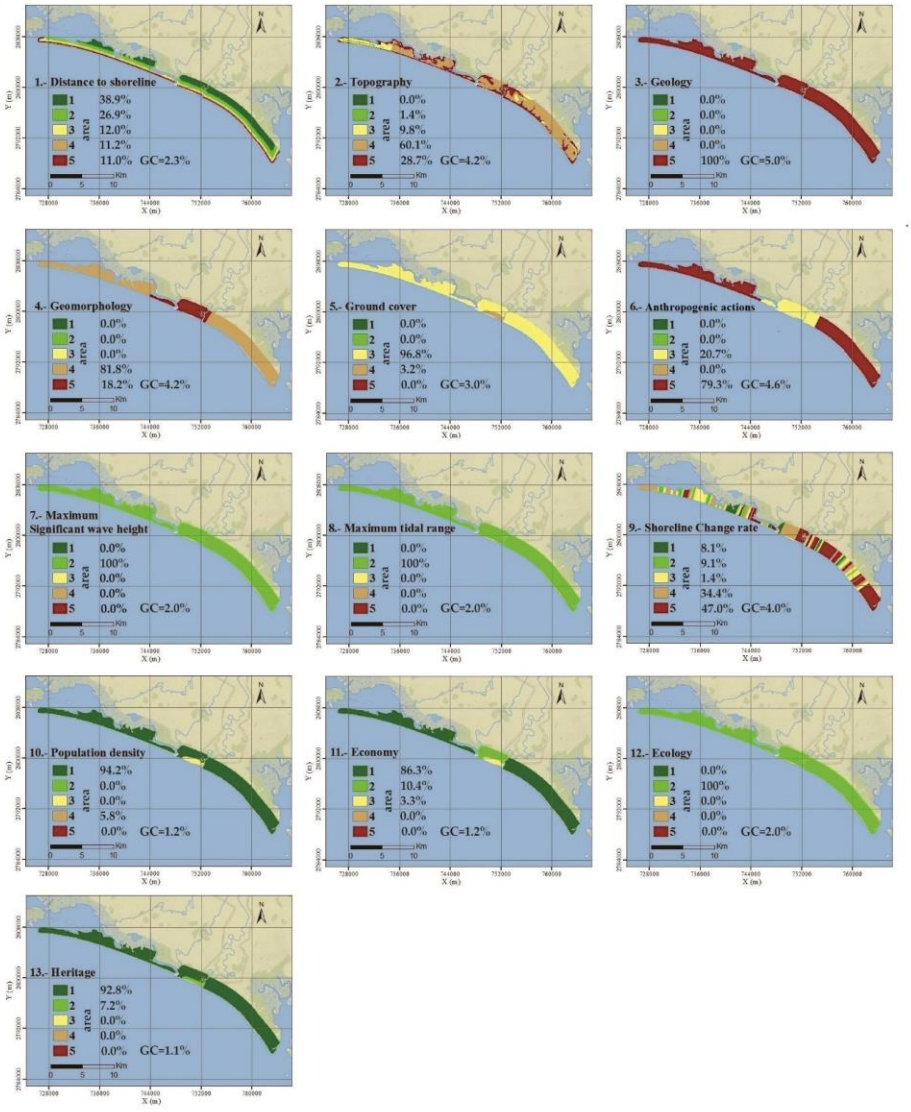


Figure A2. Indicator maps of vulnerability (1 to 9) and potential consequences (10 to 13) of 1991.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

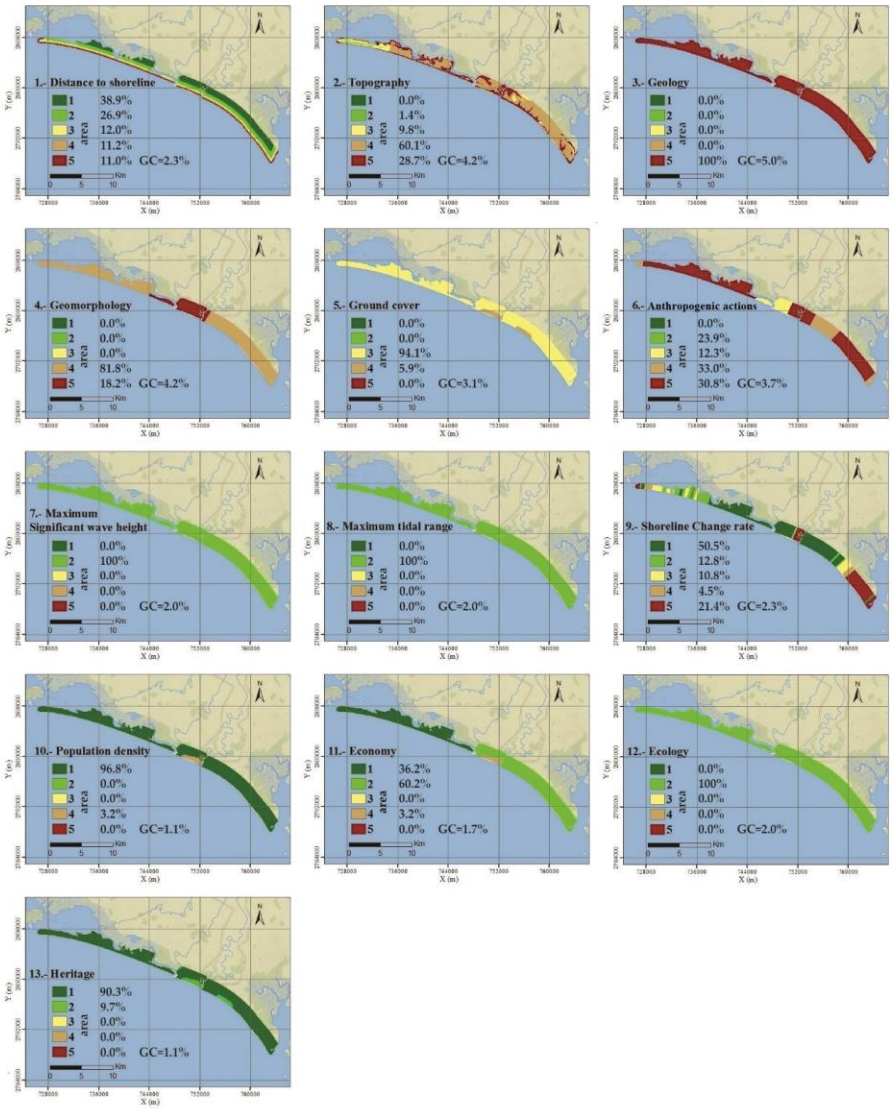


Figure A3. Indicator maps of vulnerability (1 to 9) and potential consequences (10 to 13) of 2004.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

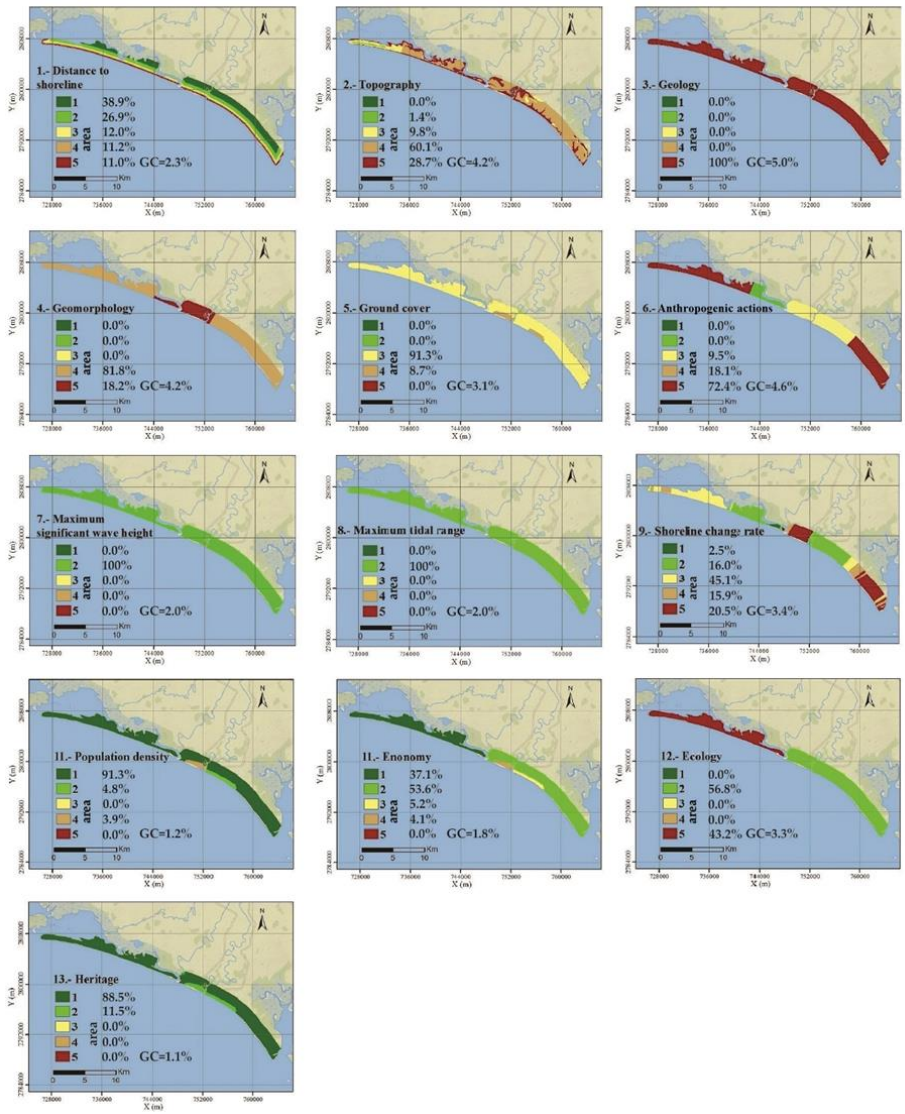


Figure A4. Indicator maps of vulnerability (1 to 9) and potential consequences (10 to 13) of 2018.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Appendix B. Application of the CERA methodology

The CERA method required data processing to create indicator maps (the processing of each of them is described in Appendix A), which were obtained from the direct transformation of original data getting raster maps classified from 1 to 5. The five levels for classifying the indicator maps needed to run the CERA application are presented in Table B1. Each of the indicator maps was generated with an output resolution of 5 m/px based on what was indicated by the author of CERA, which performed various tests and concluded that this is the most acceptable resolution because it provides a reasonable calculation time without compromising the detail of the data of any other indicator map, for this reason, all indicator maps were created in this resolution (Table B1).

Table B1. Classification of parameters, adapted from Narra *et al*. (2017).

Parameters	Very low	Low	Moderate	High	Very high

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

	1	2	3	4	5
Distance to the shoreline (m)	>1000	[500,1 000]	[300,500]	[150,300]	≤ 150
Topography (m)	>30	[20,30]	[10,20]	[5,10]	≤ 5
Geology	Magmatic rocks	Metamorphic rocks	Sedimentary rocks	Non-consolidated coarse sediments	Non-consolidated fine sediments
Geomorphology	Mountains	Rock cliffs	Erosive cliffs; sheltered beaches; dunes	Exposed beaches; coastal plains	River mouths; estuaries
Ground cover	Forest	Vegetation cultivated	Non-covered	Rural urbanized	Urbanized; industrial
Anthropogenic actions	Shoreline stabilization intervention	Intervention without sediment sources reduction	Intervention with sediment sources reduction	Without interventions or sediment sources reduction	Without intervention and with sediment sources reduction
Maximum significant wave height (m)	<3.0	[3.0,5.0]	[5.0,6.0]	[6.0,6.9]	≥ 6.9

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Maximum tidal range (m)	<1.0	[1.0,2.0]	[2.0,4.0]	[4.0,6.0]	≥ 6.0
Average erosion/accretion rates (m/year)	>0.0 Accretion	[0.0, -1.0] Erosion	[-1.0, -3.0] Erosion	[-3.0, -5.0] Erosion	≤ -5.0 Erosion
Population density (inhabitant/km^2)	<125	[125,250]	[250,500]	[500,1 000]	≥ 1000
Economy (number of employments)	0	[0,120]	[120,240]	[240,480]	>480
Ecology	No ecological relevance	Agricultural reserve; areas of community interest	Ecological protected area	Coastal protection zone	Natural reserve
Heritage	No heritage	Scattered houses; roads	Urban settlements	Regional historic buildings; critical facilities	National monuments

The information obtained for the generation of the indicator maps to assess vulnerability was based on current and historical data, as required by each parameter. The nine parameters for calculating coastal

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

vulnerability are distance to the coast (shortest linear distance from any point on land to the coast), topography, geology, geomorphology, land cover, anthropogenic actions, significant maximum wave height (within a representative data period), maximum tidal range and erosion/accretion rate, which are attributed a classification from 1 to 5 based on Table B1. The vulnerability at each point is calculated by calculating the weighted average of the weights of the nine parameters based on what is established by Narra *et al*. (2017).

The calculation of the consequences is similar to that of vulnerability but includes only four parameters: population density, economy, ecology, and heritage. In the same way, these parameters are classified from 1 to 5 based on Table B1. This map was obtained from the average of the four maps with the same weight.

The vulnerability and consequence maps are combined using the risk matrix presented in Figure B1 to obtain the coastal erosion risk map.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

		Consequence				
		I	II	III	IV	V
Vulnerability	I	I	I	I Very low	II	III
	II	I	II	II Low	III	IV
	III	I	II	III Moderate	IV	V
	IV	II	III	IV High	IV	V
	V	III	IV	V Very high	V	V

Figure B1. Risk matrix used by CERA (Narra *et al*., 2017).

Risk is defined in 5 different classes: "I" represents very low risk, and "V" is very high risk. The risk matrix is symmetric, considering both vulnerability and consequence equally important (Narra *et al*., 2017).

Acknowledgments

The authors wish to thank the Mexican Institute of Transportation (IMT, by its initials in Spanish) and the Ministry of the Navy (SEMAR, by its initials in Spanish) for the information provided in the preparation of this

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

paper. The authors are also very grateful to Dr. Sébastien de Brye for his helpful and unselfish support in reviewing this paper. This research was funded by the Autonomous University of Sinaloa under research grant number PROFAPI2022/A1_016.

References

Ahmad, S. R., & Lakhan, V. C. (2012). GIS-based analysis and modeling of coastline advance and retreat along the coast of Guyana. *Marine Geodesy*, 35(1), 1-15. Recovered from https://doi.org/10.1080/01490419.2011.637851

Alcántar, R. (2007). *Temporal space variability of the beach profile, in "Las Glorias" beach (Master's degree).* Guasave, Mexico: National Polytechnic Institute.

Ataol, M., Kale, M. M., & Tekkanat, İ. S. (2019). Assessment of the changes in shoreline using digital shoreline analysis system: A case study of Kızılırmak Delta in northern Turkey from 1951 to 2017. *Environmental Earth Sciences*, 78(19), 1-9. Recovered from https://doi.org/10.1007/s12665-019-8591-7

Cowell, P. J., Roy, P. S., & Jones, R. A. (1992). Shoreface translation model: Computer simulation of coastal-sand-body response to sea level rise. *Mathematics and Computers in Simulation*, 33(5-6), 603-

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

608. Recovered from https://doi.org/10.1016/0378-4754(92)90158-D

Cowell, P. J., Roy, P. S., & Jones, R. A. (1995). Simulation of large-scale coastal change using a morphological behavior model. *Marine Geology*, 126(1-4), 45-61. Recovered from https://doi.org/10.1016/0025-3227(95)00065-7

Cowell, P. J., Thom, B. G., Jones, R. A., Everts, C. H., & Simanovic, D. (2006). Management of uncertainty in predicting climate-change impacts on beaches. *Journal of Coastal Research*, 221(221), 232-245. Recovered from https://doi.org/10.2112/05a-0018.1

Cowell, P. J., Stive, M. J. F., Niedoroda, A. W., Vriend, H. J. De, D. J., Swift, P., & Capobianco, M. (2016). The coastal-tract (Part 1): A conceptual approach to aggregated modeling of low-order coastal change stable. *Journal of Coastal Research*, 4(19), 812-827.

Enríquez-Andrade, R., Anaya-Reyna, G., Barrera-Guevara, J. C., De-los Ángeles-Carvajal-Moreno, M., Martínez-Delgado, M. E., Vaca-Rodríguez, J., & Valdés-Casillas, C. (2005). An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California Region. *Ocean and Coastal Management*, 48(1), 31-50. Recovered from https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.11.002

Escudero-Castillo, M., Mendoza-Baldwin, E., Silva-Casarin, R., Posada-Vanegas, G., & Arganis-Juaréz, M. (2012). Characterization of risks

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

in coastal zones: A review. *Clean-Soil, Air, Water*, 40(9), 894-905. Recovered from https://doi.org/10.1002/clen.201100679

Ezcurra, E., Barrios, E., Ezcurra, P., Ezcurra, A., Vanderplank, S., Vidal, O., & Aburto-Oropeza, O. (2019). A natural experiment reveals the impact of hydroelectric dams on the estuaries of tropical rivers. *Science Advances*, 5(3). Recovered from https://doi.org/10.1126/sciadv.aau9875

Fotsi, Y. F., Pouvreau, N., Brenon, I., Onguene, R., & Etame, J. (2019). Temporal (1948-2012) and dynamic evolution of the Wouri estuary coastline within the gulf of Guinea. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7(10). Recovered from https://doi.org/10.3390/jmse7100343

Franco-Ochoa, C., García-Paéz, F., Plata-Rocha, W., Montoya-Rodríguez, J. M., & Vergara-Sánchez, M. Á. (2019). Observation and analysis of hydro-morphologic parameters in Las Glorias beach, Mexico. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10(2), 153-170. Recovered from https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-02-06

Gómez-Pazo, A., Pérez-Alberti, A., & Pérez, X. L. O. (2019). Recent evolution (1956-2017) of rodas beach on the Cíes Islands, Galicia, NW Spain. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7(5). Recovered from https://doi.org/10.3390/jmse7050125

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Jiménez-Illescas, Á. R., Zayas-Esquer, M. M., & Espinosa-Carreón, T. L. (2019). Integral management of the coastal zone to solve the problems of erosion in Las Glorias Beach, Guasave, Sinaloa, Mexico. In: *Coastal Management* (pp. 141-163). Recovered from https://doi.org/10.1016/B978-0-12-810473-6.00010-8

Jonah, F. E., Boateng, I., Osman, A., Shimba, M. J., Mensah, E. A., Adu-Boahen, K., & Effah, E. (2016). Shoreline change analysis using end point rate and net shoreline movement statistics: An application to Elmina, Cape Coast and Moree section of Ghana's coast. *Regional Studies in Marine Science*, 7, 19-31. Recovered from https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.05.003

Kallepalli, A., Kakani, N. R., & James, D. B. (2017). Digital shoreline analysis system-based change detection along the highly eroding Krishna–Godavari delta front. *Journal of Applied Remote Sensing*, 11(03), 1. Recovered from https://doi.org/10.1117/1.jrs.11.036018

Kasper-Zubillaga, J. J., Carranza-Edwards, A., & Morales-de-la-Garza, E. (2007). Textural characterization of beach sands from the Gulf of California, Mexico: Implications for coastal processes and relief. *Ciencias Marinas*, 33(1), 83-94. Recovered from https://doi.org/10.7773/cm.v33i1.1018

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kermani, S., Boutiba, M., Guendouz, M., Guettouche, M. S., & Khelfani, D. (2016). Detection and analysis of shoreline changes using geospatial tools and automatic computation: Case of jijelian sandy coast (East Algeria). *Ocean and Coastal Management*, 132, 46-58. Recovered from https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.08.010

Lee, Y., Eom, J., Do, J., Kim, B., & Ryu, J. (2019). Shoreline movement monitoring and geomorphologic changes of beaches using lidar and UAVs images on the coast of the East Sea, Korea. *Journal of Coastal Research*, (90), 409-414. Recovered from https://doi.org/10.2112/SI90-052.1

Martínez, M. L., Landgrave, R., Silva, R., & Hesp, P. (2019). Shoreline dynamics and coastal dune stabilization in response to changes in infrastructure and climate. *Journal of Coastal Research*, 92(sp1), 6. Recovered from https://doi.org/10.2112/si92-002.1

Montoya-Rodríguez, J. M. (2016). Red Nacional de Datos Oceanográficos para Zonas Costeras. *Journal of Civil Engineering (IC, by Its Initials in Spanish)*, 566, 14-18. Recovered from https://issuu.com/helios_comunicacion/docs/ic-566_ok/16

Narra, P., Coelho, C., Sancho, F., Escudero, M., & Silva, R. (2019). Coastal Hazard Assessments for Sandy Coasts: Appraisal of Five Methodologies. *Journal of Coastal Research*, *35*(3), 574. Recovered from https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-18-00083.1

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Narra, P., Coelho, C., Sancho, F., & Palalane, J. (2017). CERA: An open-source tool for coastal erosion risk assessment. *Ocean and Coastal Management*, 142, 1-14. Recovered from https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.03.013

Natesan, U., Parthasarathy, A., Vishnunath, R., Kumar, G. E. J., & Ferrer, V. A. (2015). Monitoring longterm shoreline changes along Tamil Nadu, India using geospatial techniques. *Aquatic Procedia*, *4*(Icwrcoe), 325-332. Recovered from https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.044

Pollard, J. A., Spencer, T., & Brooks, S. M. (2019). The interactive relationship between coastal erosion and flood risk. *Progress in Physical Geography*, 43(4), 574-585. Recovered from https://doi.org/10.1177/0309133318794498

Smith, G. L., & Zartllo, G. A. (1990). Calculating long-term shoreline recession rates using aerial photographic and beach profiling techniques. *Journal of Coastal Research*, *6*(1), 111–120. Recovered from https://journals.flvc.org/jcr/article/view/78000

Stevens, A. J., Clarke, D., Nicholls, R. J., & Wadey, M. P. (2015). Estimating the long-term historic evolution of exposure to flooding of coastal populations. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 15(6), 1215-1229. Recovered from https://doi.org/10.5194/nhess-15-1215-2015

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Thieler, E. R., & Hammar-Klose, E. S. (1999). National assessment of coastal vulnerability to sea-level rise. *Open-File Report 00-179*, 1.

Thieler, R., Himmelstoss, E., Zichichi, J., & Ayhan, E. (2009). *The Digital Shoreline Analysis System (DSAS) Version 4.0 - An ArcGIS extension for calculating shoreline change*. Recovered from https://doi.org/https://doi.org/10.3133/ofr20081278

Uysal, M., Polat, N., & Aydın, M. (2018). *Monitoring of coastal erosion of Karasu Coast in Black Sea*. In: Kallel, A., Ksibi, M., & Ben-Dhia, H. (ed.). Recovered from https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_470

Viavattene, C., Jiménez, J. A., Ferreira, O., Priest, S., Owen, D., & McCall, R. (2018). Selecting coastal hotspots to storm impacts at the regional scale: A coastal risk assessment framework. *Coastal Engineering*, 134(January, 2017), 33-47. Recovered from https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2017.09.002

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Artículos

Metodología para la parametrización y modelación hidrológica semidistribuida de gastos máximos horarios y su traslado a sitios de aprovechamiento hidráulico

Methodology for the parametrization and semi-distributed hydrological modeling of instantaneous peak flow and their translation to hydraulic exploitation sites

Victor Morales-Méndez[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-3971-1857

Carlos Jesahel Vega-Gómez[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-2561-7763

Álvaro Alberto Aldama-Rodríguez[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4636-8620

Beatriz Castillo-Téllez[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-3747-6320

[1]Universidad de Guadalajara, Tonalá, Jalisco, México, ssvicmo@gmail.com

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[2]Universidad de Guadalajara, Tonalá, Jalisco, México, carlos.vega@cutonala.udg.mx

[3]Consultor independiente, Cuernavaca, Morelos, México, alvaro.aldama@gmail.com

[4]Universidad de Guadalajara, Tonalá, Jalisco, México, beatriz.castillo@academicos.udg.mx

Autor para correspondencia: Carlos Jesahel Vega-Gómez, carlos.vega@cutonala.udg.mx

Resumen

La determinación de la avenida de diseño de un aprovechamiento hidráulico está condicionada tanto por la información hidrométrica y pluviográfica disponible como por las características fisiográficas de la cuenca en estudio. La utilización de modelos hidrológicos empíricos implica una incertidumbre importante si se considera que el periodo de retorno de la tormenta de diseño difiere del periodo de retorno de la creciente de diseño. Cuando se cuenta con datos hidrométricos aguas abajo es necesario trasladar los escurrimientos máximos hacia el sitio del proyecto. Para este procedimiento, por lo común se emplean factores de áreas, volúmenes llovidos o coeficientes de escurrimiento; sin embargo, tales procedimientos carecen de validez si entre los sitios de estudio se incorporan afluentes importantes. En el presente trabajo se propone una

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

metodología conceptual semidistribuida para la modelación de hidrogramas medios diarios máximos. El modelo, complementado con una parametrización de gastos máximos horarios a partir de gastos medios diarios, permite la traslación de avenidas máximas anuales de una estación hidrométrica al sitio de un proyecto hidráulico. Para la modelación hidrológica y traslación de hidrogramas medios diarios máximos se conceptualizó la determinación de un gasto potencial asociado con cada polígono de Thiessen. El gasto potencial se determinó a partir del volumen llovido y el tiempo de retraso medio ponderado de las subcuencas que coinciden en cada polígono. Lo anterior permitió relacionar la influencia geoespacial que tienen los registros de precipitación en la producción de volúmenes escurridos con la estimación del tiempo de conducción hidráulica de los diferentes cauces coincidentes.

Palabras clave: modelo lluvia-escurrimiento del NRCS, avenidas de diseño, traslación de hidrogramas, parametrización de gastos máximos instantáneos.

Abstract

The design peak flow determination of a hydraulic work is conditioned by the hydrometric and pluviographic information available and the physiographic characteristics of the basin under study. The use of empirical hydrological models implies significant uncertainty if it is considered that the design storm's return period differs from the design

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

flood's return period. When downstream hydrometric data is available, transferring the maximum runoff to the project site is necessary. For this procedure, areas, rainfall volumes, or runoff coefficients are commonly used; however, these procedures are invalid when important tributaries are incorporated between the study sites. Therefore, a semi-distributed conceptual methodology is proposed to simulate maximum average daily hydrographs in the present work. The model, complemented with a parameterization of peak flows from average daily flows, allows the transfer of maximum annual floods from a hydrometric station to the site of a hydraulic project. The determination of a potential flow associated with each Thiessen polygon was conceptualized. For the hydrological modeling and translation of the maximum daily mean hydrographs. The potential flow was defined from the rainfall volume and the weighted average delay time of the sub-basins that coincide in each polygon. The preceding made it possible to relate the geospatial influence that precipitation records have on the production of runoff volumes with estimating the hydraulic conduction time of the different coincident channels.

Keywords: NRCS rain-runoff model, design floods, hydrograph translation, instantaneous peak flow parameterization.

Recibido: 06/05/2021

Aceptado: 18/08/2021

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Introducción

La seguridad hidrológica de las obras hidráulicas es una componente de vital importancia en el marco del diseño de las mismas, sobre todo de aquellas cuya falla por desbordamiento ante avenidas extraordinarias podría representar un evento catastrófico que produzca la pérdida de muchas vidas humanas, así como cuantiosas pérdidas materiales. El caso de las grandes presas es prototípico en este tema (Escobar, Lima, Purkey, Yates, & Forni, 2013; Morales-Méndez & Marengo-Mogollón, 2010; Morales-Méndez & Marengo-Mogollón, 2006; Gaviño-Novillo, 2010; OMM, 2009).

Hasta ahora, el ser humano no ha sido capaz de dominar por completo la fuerza del agua de este tipo de fenómenos extremos debido a que la infraestructura que pudiera permitir minimizar la probabilidad de falla a cero resulta incosteable. Así, las obras hidráulicas se diseñan para encauzar y dejar pasar de forma adecuada los grandes volúmenes de agua que pudieran poner en peligro su estabilidad, aceptando el riesgo calculado de que ésta pudiera fallar si el evento extraordinario supera las

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

condiciones para la que se diseñó (Malinow, 2010; Arreguín-Cortés, Rosengaus-Moshinsky, Dávila-Capiterucho, Mejía-Maravilla, & Rubio-Gutiérrez, 2011). La relación directa que tiene la probabilidad de falla sobre el costo de la obra cobra principal importancia en el dimensionamiento, seguridad y rentabilidad de la infraestructura hídrica a construirse. Un cálculo inadecuado del gasto de diseño asociado con la probabilidad de falla aceptada podría representar un sobrecosto en el proyecto que lo hiciera inviable financieramente o, en un caso más grave, podría subdimensionarse, poniendo en alto riesgo al mismo y a todo lo que se encuentre aguas abajo.

La selección del modelo hidrológico más adecuado para la estimación de la avenida de diseño depende de la información pluviográfica e hidrométrica disponible en la cuenca bajo estudio. Si se cuenta con una estación hidrométrica cercana al sitio del proyecto se pueden utilizar directamente los registros de gastos máximos horarios para determinar el gasto de diseño. Sin embargo, si los sitios de los proyectos están alejados de estaciones de medición y, en un caso más desfavorable, un afluente importante se incorpora al cauce principal en un punto en medio de ellos, se recurre a la aplicación de modelos empíricos o modelos lluvia-escurrimiento para simular dichos eventos extremos a partir de registros de precipitación y características fisiográficas de la cuenca (Arreguín-Cortés *et al*., 2011; Campos-Aranda, 2011b; Campos-Aranda, 2011a; Ramírez-Orozco & Aldama-Rodríguez, 2010).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

La incertidumbre que representan estos modelos debe considerarse para la seguridad de las obras hidráulicas en diseño. Los modelos empíricos se representan por expresiones matemáticas que relacionan el gasto pico de una avenida máxima con características fisiográficas o climatológicas de la cuenca en estudio. Al respecto, Ramírez-Orozco y Gómez-Martínez (2005) refieren que los resultados obtenidos se pueden considerar como una aproximación aceptable en estudios incipientes de gran visión; sin embargo, no deberían emplearse en el dimensionamiento de las obras hidráulicas de seguridad en diseños definitivos. Ciertamente, el sistema hidrológico es mucho más complejo como para simplificarlo en una ecuación que involucre sólo una mínima parte de los parámetros climáticos y fisiográficos que interactúan en una cuenca, más cuando se trata de modelar eventos extraordinarios (Arreguín-Cortés *et al*., 2011; Breña & Jacobo, 2006; Campos-Aranda, 2011a; Collado, 1990; Springall-Galindo, 1990).

Algunos autores, como Creager, Lowry y Francou-Rodier determinaron una parametrización considerando diferentes tormentas presentadas en distintas cuencas alrededor del mundo y el área de cada una de ellas. Cada una de las ecuaciones resultantes se definió por un coeficiente universal. Dichas ecuaciones se conocieron como envolventes mundiales diferenciadas por el nombre de su creador (Breña & Jacobo, 2006; Campos-Aranda 2011b; Springall-Galindo, 1990). Anteriormente, este método fue muy utilizado considerando la falta de información hidrométrica en el país; con base en esta metodología se dimensionaron

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

los vertedores de las primeras presas del sistema hidroeléctrico en el río Grijalva, construidas entre 1960 y 1980. Hoy día se recomienda utilizar tal tipo de método sólo para análisis incipientes donde se desee obtener, a gran escala, el gasto máximo que se pudiera producir en una cuenca, considerando que el margen de error es muy grande (Aparicio-Mijares, 1992; Ramírez-Orozco & Gómez-Martínez, 2005).

Por su parte, en los modelos lluvia-escurrimiento se utilizan precipitaciones máximas probables (PMP) (Devoto & Seaone, 2010) o asociadas con distintos periodos de retorno, intensidades y duraciones; no obstante, los coeficientes de escurrimiento por lo regular se determinan para eventos ordinarios o son válidos para cuencas con tiempos de concentración relativamente cortos, como es el caso de los números de curva del método del Servicio de Conservación de Recursos Naturales de los Estados Unidos (NRCS, por sus siglas en inglés) (Aranda-Plata & Morales-Méndez, 2008; Balvanshi & Tiwari, 2014; Mockus, 1972) o el método racional (Aparicio-Mijares, 1992; Campos-Aranda, 2008; Chereque-Morán, 1989), respectivamente.

Varios autores consideran inadecuado utilizar modelos lluvia-escurrimiento en el análisis de eventos extremos. Aldama-Rodríguez, Marengo y Becerra-Soriano (2010) refieren que aún falta mucho para lograr reflejar la complejidad del ciclo hidrológico a través de estos modelos debido a que se introducen simplificaciones en demasía. Al respecto, es común que al aplicar los modelos lluvia-escurrimiento en dichos análisis se empleen valores de parámetros calibrados en

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

condiciones ordinarias. Por tal razón, el desempeño de estos modelos suele ser muy pobre. Además, Bateman (2007) refiere que no se toman en cuenta las actividades antrópicas y el cómo modifican el ciclo natural del agua. Naef (1981) aborda la dificultad del modelado de condiciones extremas y comenta que los resultados aceptables pueden llegar a ser cuestión de suerte. Por último, Ramírez-Orozco y Aldama-Rodríguez (2010) hacen hincapié en que resulta prácticamente imposible relacionar el periodo de retorno de la tormenta de diseño con el periodo de retorno de la creciente de diseño debido a que la respuesta de una cuenca a estímulos de precipitación es altamente no-lineal; lo anterior se asocia con las condiciones iniciales al momento de presentarse el evento extraordinario, las cuales no se podrían conocer debido a que son eventos hipotéticos que no se han presentado nunca; es decir, un gasto pico extraordinario asociado con un periodo de retorno determinado puede originarse por incontables combinaciones de tormentas precipitándose sobre una cuenca con múltiples condiciones iniciales de humedad del suelo y de la atmósfera.

En resumen, se puede considerar que existe una gran incertidumbre en la magnitud de las avenidas de diseño que se determinan mediante métodos empíricos o modelos hidrológicos. Asimismo, la no-linealidad del sistema no permite definir el periodo de retorno de los gastos de diseño calculados, en donde de manera errónea se les asigna el mismo que la precipitación máxima considerada.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

De acuerdo con lo anterior, los ajustes de gastos máximos horarios registrados a funciones de distribución de probabilidad son una mejor opción para determinar las avenidas de diseño, comparados con el uso de métodos empíricos o modelos hidrológicos. Evidentemente, dichos ajustes también implican cierta incertidumbre que es necesario analizar.

Desafortunadamente, aún no existe una metodología adecuada para trasladar las avenidas extraordinarias registradas en una estación hidrométrica hacia los sitios de aprovechamiento que están alejados de las mismas, sobre todo que contemplen las variaciones que podrían presentarse en las magnitudes de éstas si existiera un afluente importante entre la estación hidrométrica y el sitio del proyecto.

Así, el objetivo del presente trabajo es desarrollar una metodología que permita la traslación de avenidas máximas anuales registradas en una estación hidrométrica (EH) hacia el sitio de un aprovechamiento hidráulico ubicado aguas arriba, considerando la incorporación de un afluente importante entre dichas ubicaciones; como resultado, se pueden llevar a cabo análisis de frecuencias mediante funciones de distribución de probabilidad, para determinar la avenida de diseño en el sitio de la obra hidráulica.

El estudio de caso corresponde a la cuenca del río Verde, Jalisco, México; trasladando los gastos máximos horarios de la EH La Cuña al sitio de construcción de la presa El Zapotillo, considerando la incorporación del río del Valle entre ambos sitios.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Metodología

La metodología planteada comprende dos etapas principales. La primera consistió en emplear una parametrización lineal múltiple que relaciona el gasto máximo horario con su correspondiente gasto medio diario, así como sus gastos medios diarios antecedente y subsecuente (Aldama-Rodríguez *et al*., 2010); esto permitió relacionar la forma del pico de cada hidrograma medio diario con su respectivo gasto máximo horario. En la segunda etapa se desarrolló un modelo hidrológico semidistribuido que permitió la simulación y traslación de los hidrogramas máximos medios diarios registrados en una EH al sitio en estudio; lo anterior se logró a partir de la conceptualización de un gasto potencial asociado con cada polígono de Thiessen, que relacionó la influencia geoespacial que tienen los registros de precipitación en la producción de volúmenes escurridos con el tiempo de conducción hidráulica de los diferentes cauces coincidentes con estos últimos.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Parametrización lineal múltiple

Aldama-Rodríguez *et al*. (2010) dedujeron matemáticamente la relación entre el gasto máximo instantáneo y los gastos medios diarios que se presentan en la vecindad del tiempo pico (antecedente, pico medio, subsecuente). Para ello, suponen las hipótesis de una similitud geométrica entre los hidrogramas máximos anuales y su relación con los gastos medios diarios mediante un "filtrado de paso bajo, definido por una integral de convolución" (Ecuación (1)):

$$\hat{Q}_p = \alpha_p \bar{Q}_{M-1} + \beta_p \bar{Q}_M + \gamma_p \bar{Q}_{M+1} + \delta_p \qquad (1)$$

Donde $\hat{Q}_p$ es el gasto pico instantáneo, en m³/s; $\bar{Q}_{M-1}$, $\bar{Q}_M$ y $\bar{Q}_{M+1}$ son los gastos medios diarios antecedente, pico medio y subsecuente, respectivamente, en m³/s; y α_p, β_p, γ_p, y δ_p son constantes adimensionales de la parametrización lineal múltiple. La obtención de las constantes mencionadas puede hacerse a través de un procedimiento de mínimos cuadrados a partir de la información registrada en la EH.

La hipótesis que se consideró en este estudio contempla que la similitud geométrica de los hidrogramas máximos anuales se conserva en las inmediaciones de la estación hidrométrica, por lo que la

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

parametrización obtenida en esta última puede aplicarse a los gastos medios diarios trasladados al sitio del proyecto.

Modelo hidrológico semidistribuido

Precipitación en exceso

Aranda-Plata y Morales-Méndez (2008) definieron un modelo hidrológico semidistribuido simplificado basado en la metodología de la NRCS y un Sistema de Información Geográfica (SIG) para la simulación de escurrimientos. La hipótesis principal considera que los parámetros del número de curva (CN, por sus siglas en inglés) y el factor de abstracción (Φ_R) varían con respecto a la delimitación y fisiografía de cada polígono de Thiessen, y la diferenciación espacial y temporal de la precipitación dentro de una cuenca hidrológica.

El proceso que siguieron estos autores para la modelación de escurrimientos fue obtener una matriz de precipitaciones en exceso (P_e), en mm, para cada polígono de Thiessen y para cada día de registro de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

precipitación (P), en mm, considerando la Ecuación (2), siendo S la retención potencial, en mm:

$$P_e = \frac{(P - \emptyset_R \cdot S)^2}{P + S(1 - \emptyset_R)} \quad (2)$$

Para el ajuste de los parámetros CN y Φ_R distribuyeron los escurrimientos registrados en la EH en estudio mediante factores de ponderación obtenidos a partir de volúmenes llovidos, los cuales se calcularon en los polígonos de Thiessen y en la cuenca total para cada día de registro hidrométrico.

Una omisión importante que presentó la simplificación de esta metodología fue el tiempo de retardo y las pérdidas por conducción hidráulica en los cauces principales de los escurrimientos "generados" en cada polígono de Thiessen. Asimismo, no se consideró la separación del escurrimiento directo y el escurrimiento base en los hidrogramas medios diarios registrados.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Gasto potencial

En el presente trabajo se definió un parámetro adicional que permitiera solventar dichas omisiones, el cual fue denominado como gasto potencial (Q_ψ), definido como el gasto hipotético que potencialmente puede ser producido en un polígono de Thiessen *i* y medido a la salida de la cuenca en estudio después de su recorrido por los cauces principales, el cual es directamente proporcional al volumen llovido e inversamente proporcional al tiempo de retraso medio ponderado de las subcuencas coincidentes en dicho polígono de Thiessen *i* (Ecuación (3)):

$$Q_{\psi_i} = \frac{A_i P_i}{t_{r_i}} \tag{3}$$

Donde Q_{ψ_i} es el gasto potencial en el polígono de Thiessen *i* en km²·mm/s; A_i, el área del polígono de Thiessen *i* en km²; P_i, la precipitación media anual en el polígono de Thiessen *i* en mm, y t_{r_i} es el tiempo de retraso medio ponderado de las cuencas incidentes en el polígono de Thiessen *i* en s.

Existen diferentes metodologías para el cálculo del tiempo de retraso, las cuales, en su mayoría, dependen de las características

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

fisiográficas de la cuenca (Vélez-Upegui & Botero-Gutiérrez, 2011). Dada la naturaleza del gasto potencial definido, se consideró utilizar la expresión propuesta en el método de Chow referida en la Norma N-PRY-CAR-1-06-004 de la Secretaría de Comunicaciones y Transporte (SCT), dado que sólo depende de la pendiente (s_c) en % y la longitud (L) del cauce principal en m (Ecuación (4)):

$$t_{r_{ji}} = 0.00505\left(\frac{L}{\sqrt{s_c}}\right)^{0.64} \quad (4)$$

Donde $t_{r_{ji}}$ es el tiempo de retraso medio de una subcuenca coincidente al cauce principal *j* del polígono de Thiessen *i* en h.

Para obtener el tiempo de retraso medio ponderado de las subcuencas coincidentes en dicho polígono de Thiessen *i* se utilizó la Ecuación (5). Donde A_{ji} es el área de la subcuenca coincidente *j* del polígono de Thiessen *i* en km²:

$$t_{r_i} = \frac{\sum_{j=1}^{n} A_{ji} t_{r_{ji}}}{A_i} \quad (5)$$

La Ecuación (3) permitió distribuir el escurrimiento directo de los hidrogramas medios diarios máximos registrados en la EH de análisis,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

considerando el tiempo de retraso por el transporte de los caudales en los cauces principales, tomando en cuenta una mayor aportación por parte de los polígonos de Thiessen cercanos a la estación y una menor de aquellos que se encontraron a una distancia mayor de la misma. Esto permitió involucrar el efecto de las pérdidas hidráulicas y el transporte advectivo en los cauces principales.

Para realizar lo anterior se determinaron factores de ponderación a partir de los gastos potenciales en cada polígono de Thiessen y el gasto potencial de toda la cuenca (Ecuación (6)):

$$Q_i = Q_H \frac{Q_{\psi_i}}{Q_{\psi_T}} = Q_H \frac{\frac{P_i A_i}{t_{ri}}}{\sum_i^n \frac{P_i A_i}{t_{ri}}} \quad (6)$$

Donde Q_i es el gasto calculado en el polígono de Thiessen *i* en m³/s; Q_H, el gasto registrado en la estación hidrométrica en m³/s; Q_{ψ_i}, el gasto potencial del polígono de Thiessen *i* en km²·mm/s, y Q_{ψ_T} es el gasto potencial total de la cuenca en estudio en km²·mm/s.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Escurrimiento directo y gasto base

Para lograr la correcta simulación de los gastos medios diarios máximos registrados en la EH en estudio se utilizó como un tercer parámetro de ajuste el gasto base del hidrograma correspondiente. Aparicio-Mijares (1992) hace referencia a la dificultad de realizar la separación del gasto base y el escurrimiento directo en un hidrograma considerando la falta de información para conocer el comportamiento de los niveles freáticos durante el evento de lluvia y el punto en la curva de recesión que represente la finalización de este último; asimismo, presenta diferentes metodologías para llevar a cabo dicha separación. En este trabajo se utilizó el método de la línea recta horizontal como primera aproximación, en donde se identificaron gráficamente los puntos de inicio y fin del hidrograma correspondiente al escurrimiento directo. Dichos puntos se modificaron iterativamente en cada ajuste del modelo hidrológico hasta hacerlos converger con la precipitación que provocó el evento de la avenida.

Una vez modelados los hidrogramas asociados con gastos medios diarios máximos, correspondientes a los gastos máximos horarios anuales, se pudieron trasladar al sitio del aprovechamiento hidráulico. Esta propuesta de modelación hidrológica sólo es válida para la reproducción de gastos medios diarios máximos registrados en una

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

estación hidrométrica, permitiendo el ajuste de los parámetros distribuidos CN y Φ_R. No se recomienda su uso para la generación de escurrimientos a partir de la precipitación en caso de que la cuenca no esté instrumentada hidrométricamente.

Para trasladar el gasto base de la EH al sitio de aprovechamiento se utilizó un factor de traslación (*F*) obtenido a partir de la relación de los gastos potenciales calculados a la EH (Q_{ψ_H}) y al sitio de dicho aprovechamiento hidráulico ($Q_{\psi_{AH}}$) (Ecuación (7)):

$$F = \frac{Q_{\psi_{AH}}}{Q_{\psi_H}} \tag{7}$$

Una vez conformados los hidrogramas correspondientes a los gastos medios diarios máximos, trasladados al sitio del aprovechamiento hidráulico, se utilizó la parametrización obtenida en la Ecuación (1) para obtener los gastos máximos horarios anuales al sitio de la presa El Zapotillo. A partir de esta metodología también se pudieron obtener registros faltantes de estos últimos.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Caso de estudio: presa El Zapotillo

El sitio del proyecto de la presa El Zapotillo está dentro de la cuenca del río Verde, sobre el río del mismo nombre, en las siguientes coordenadas geográficas: latitud 21° 08’ 13” N y longitud 102° 48’ 19” O, a 77 km al noreste del área metropolitana de Guadalajara en línea recta, en el estado de Jalisco, México.

Aguas abajo del sitio de la presa, a unos 25 km sobre el río, se encuentra la EH La Cuña. Dicha estación mide los escurrimientos generados en un área de captación de 20 481 km², lo que representa el 93.4 % del área total de la cuenca del río Verde.

Entre el sitio de la presa y la EH La Cuña, a unos 5 km sobre el río, aguas arriba de esta última, se incorpora el río del Valle.

El área de estudio quedó delimitada por la EH La Cuña y las estaciones hidrométricas Paso del Sabino y San Gaspar, ubicadas aguas arriba de la confluencia de los ríos Aguascalientes y de los Lagos, respectivamente (Figura 1).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

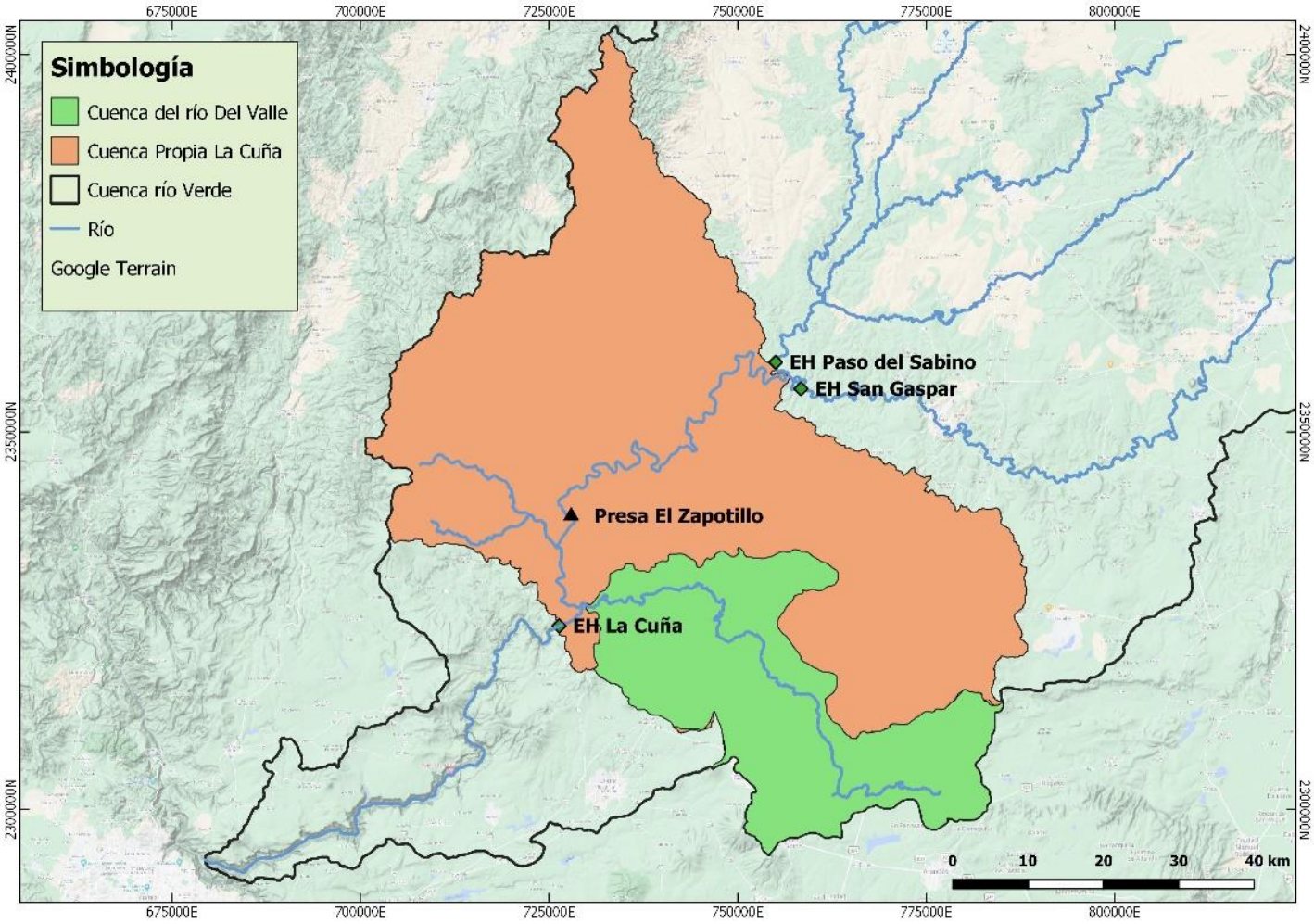


Figura 1. Área de estudio. Fuente: elaboración propia.

La subcuenca del río del Valle constituye un 25 % de la cuenca delimitada como área de estudio. Asimismo, la subcuenca formada entre los sitios de la presa El Zapotillo y la EH La Cuña representa cerca de la

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

tercera parte de dicha cuenca. Se puede deducir que parte de la magnitud de algunos gastos máximos horarios anuales registrados en la EH La Cuña pueden provenir de dichas subcuencas. En consecuencia, queda implícita una disminución importante en los gastos máximos mencionados, al realizar los trasladados al sitio del proyecto de la presa El Zapotillo, modificándose así el análisis de frecuencias para determinar el gasto de diseño de dicha presa que pudiera realizarse en dicho sitio.

Los registros de gastos máximos horarios y medios diarios antecedente, pico medio y subsecuente registrados en la EH La Cuña, para un periodo de 1965 a 2018, se obtuvieron del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS) de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) y de información proporcionada por el Organismo de Cuenca Lerma Santiago Pacífico (OCLSP) (Tabla 1).

Tabla 1. Registros de gastos máximos horarios y medios diarios antecedente, máximo y posterior registrados en la EH La Cuña. Fuente: elaboración propia.

EH 12504 La Cuña Valores en m³/s						**EH 12504 La Cuña Valores en m³/s**				
Años	**Gasto máximo horario**	**Gasto medio diario anterior**	**Gasto máximo medio diario**	**Gasto medio diario**		**Años**	**Gasto máximo horario**	**Gasto medio diario anterior**	**Gasto máximo medio diario**	**Gasto medio diario**

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

				anterior posterior						anterior posterior
1965	743.60	519.15	603.15	418.73		1992	1168.00	69.81	775.64	496.00
1966	463.90	305.62	376.18	258.85		1993	295.00	124.19	157.79	119.85
1967	1474.87	427.00	997.10	991.70		1994	212.80	87.54	178.41	101.87
1968	323.00	132.04	254.54	194.08		1995	367.42	60.45	257.50	229.77
1969	160.40	27.99	119.35	101.20		1996	1533.00	385.73	1083.67	66.69
1970	763.75	403.71	648.76	345.31		1997	78.45	27.54	66.24	29.23
1971	578.00	456.51	553.07	537.73		1998	261.86	79.40	215.88	69.24
1972	191.75	11.24	131.01	54.77		1999	196.31	58.59	159.39	66.02
1973	2440.00	507.20	1687.86	1929.50		2000	46.82	22.74	41.88	35.73
1974	238.36	77.34	145.24	97.92		2001	313.81	101.76	214.68	240.23
1975	622.08	382.44	529.88	389.87		2002	319.60	290.52	299.37	273.70
1976	1374.00	847.40	910.75	700.85		2003	558.71	397.86	529.22	475.51
1977	439.73	155.50	361.12	191.85		2004	645.23	539.16	610.26	572.91
1978	280.22	47.63	128.43	127.63		2005	130.60	76.30	114.93	97.25
1979	267.20	69.57	160.92	103.72		2006	107.78	45.88	94.33	75.34
1980	287.29	110.10	215.80	137.30		2007	470.93	330.33	403.37	332.57
1981	280.70	69.86	141.90	34.88		2008	2086.87	1122.73	1630.27	1215.47
1982	156.50	60.62	87.18	88.59		2009	159.10	96.29	134.17	129.23
1983		125.64	179.84	102.81		2010	304.00	169.21	263.36	149.17

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 3(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

1984		143.99	222.11	140.27		2011	**Sin información**			
1985		73.36	114.70	114.43		2012	153.00	88.06	116.41	107.00
1986	698.20	139.00	589.03	375.85		2013	264.00	212.75	204.50	162.96
1987	184.69	10.67	82.35	96.96		2014	305.84	37.41	177.19	145.34
1988	581.80	519.67	541.58	445.75		2015	348.59	192.21	288.38	322.01
1989		55.81	99.52	86.15		2016	286.62	57.38	220.28	164.84
1990	523.87	467.85	498.55	416.86		2017	509.57	195.14	407.80	200.07
1991	1636.33	979.67	1358.17	1179.71		2018		472.95	677.19	432.78

Se puede observar la ausencia de registros de gastos máximos horarios en los años de 1983 a 1985, 1989 y 2018. Sin embargo, existen registros de gastos medios diarios máximos con los cuales se pudo deducir dicha información a partir de Ecuación (1). Debido a que no se contó con información de registros de gastos medios diarios máximos en el año 2011, dicho año no se consideró en el análisis.

Del mismo modo se identificaron eventos ciclónicos y no ciclónicos, que se muestran en la Figura 2.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

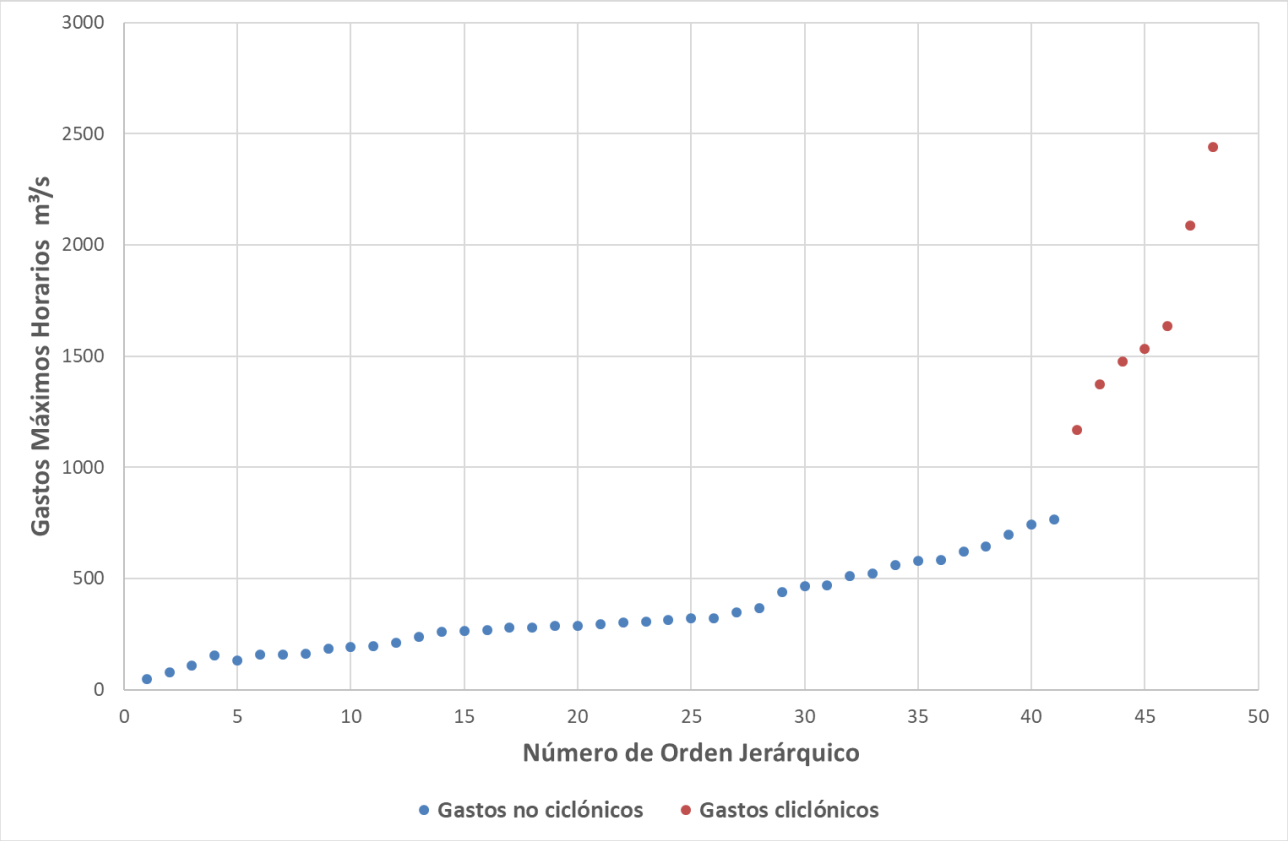


Figura 2. Eventos ciclónicos y no ciclónicos registrados en la EH La Cuña, ordenados de menor a mayor. Fuente: elaboración propia.

Se desarrolló la regresión lineal múltiple considerando el periodo completo de registros y se obtuvo un coeficiente de determinación R^2 de 0.98 (Figura 3).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

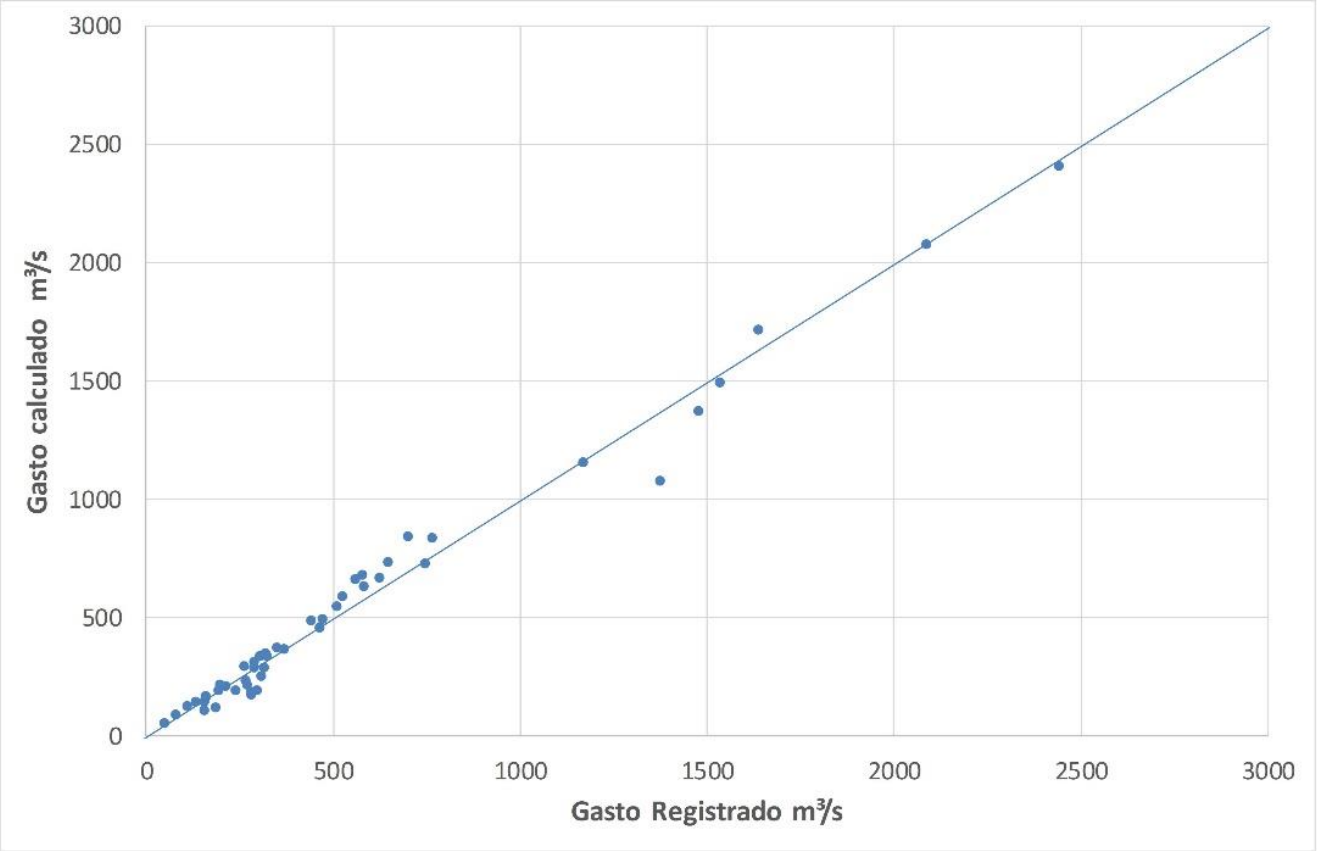


Figura 3. Gastos máximos horarios registrados *vs*. gastos máximos horarios calculados. Fuente: elaboración propia.

La Ecuación (8) muestra los valores obtenidos de las constantes de la parametrización lineal múltiple de la Ecuación (1):

$$\hat{Q}_p = -0.3701\bar{Q}_{M-1} + 1.5086\bar{Q}_M + 0.0276\bar{Q}_{M+1} - 1.5450 \qquad (8)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para la conformación del modelo hidrológico se delimitaron los polígonos de Thiessen correspondientes a 11 estaciones climatológicas (Figura 4). Se consideró un periodo común de registros de precipitación acumulada en 24 h de 1965 a 2018, los cuales se obtuvieron de la base de datos pública del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) de la Conagua. La información pluviográfica se recopiló, procesó, analizó, validó y complementó para su uso en este estudio.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

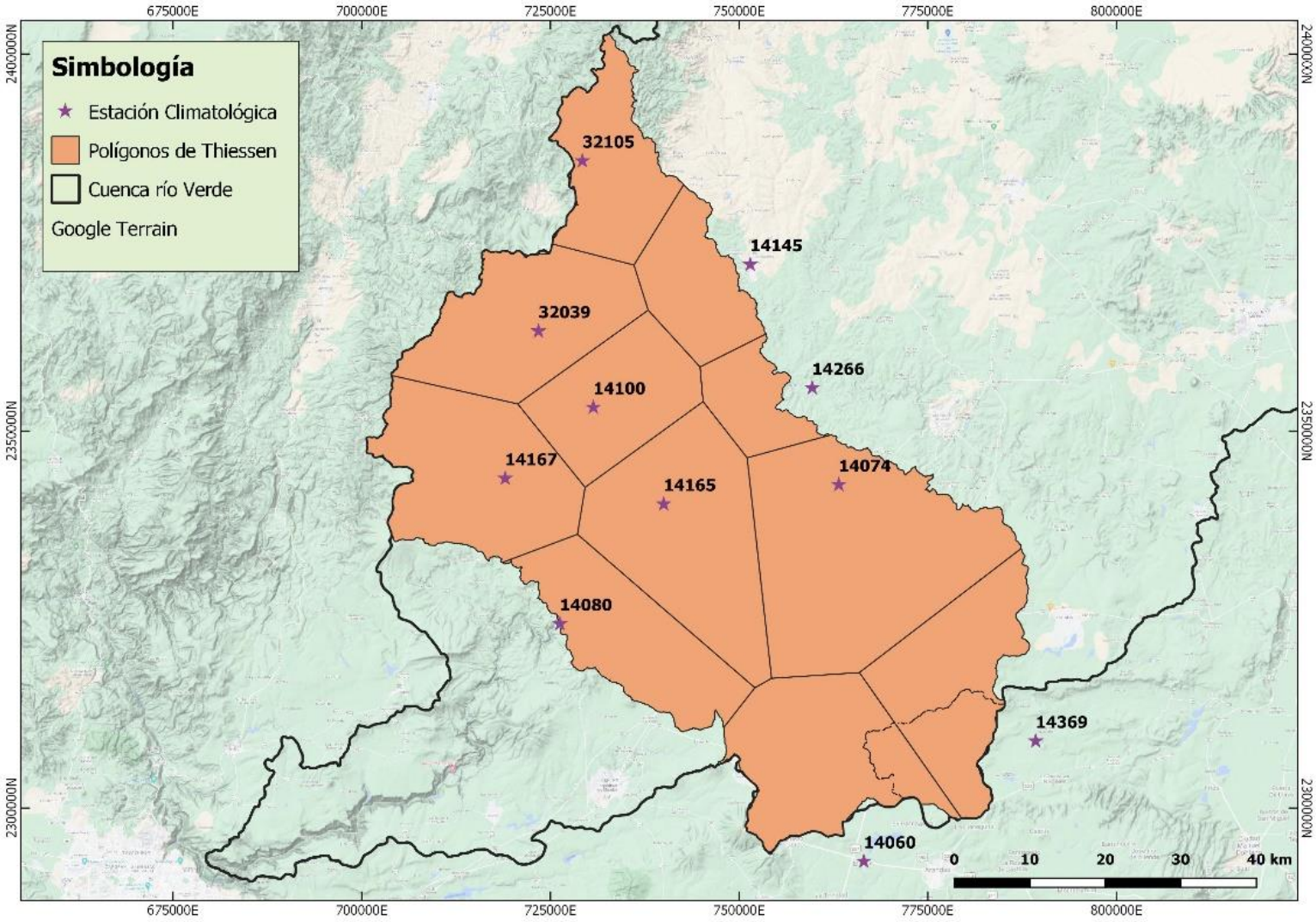


Figura 4. Polígonos de Thiessen del área de estudio. Fuente: elaboración propia.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Dado que cada polígono de Thiessen puede colindar con diferentes cauces, se determinaron las subcuencas coincidentes a cada uno ellos. Asimismo, se obtuvieron los parámetros de pendiente y longitud respectivos, con los cuales se calcularon los tiempos de retraso medios ponderados en cada polígono de Thiessen (ecuaciones (4) y (5)), así como su gasto potencial (Ecuación (3)). En la Tabla 2 y la Figura 5 se muestra un ejemplo del cálculo del tiempo de retraso medio ponderado para el polígono de Thiessen de la EC 14369. En la Tabla 3 se muestra el cálculo del gasto potencial correspondiente; es importante mencionar que para el cálculo de este valor, el tiempo de retraso debe considerarse en segundos como unidad de medición.

Tabla 2. Cálculo del tiempo de retraso medio ponderado en el polígono de Thiessen de la EC 14369. Fuente: elaboración propia.

Río	**Pendiente (%)**	**Longitud (m)**	**tr (h)**	**Área (km²)**	**tr*A**
1	0.4724	156 659.09	13.56	143.01	1 939.39
2	0.4323	157 526.55	14.00	107.87	1 510.20
3	0.6865	108 816.73	9.53	66.36	632.40
4	0.7382	107 023.13	9.21	61.55	566.99
			Suma	378.79	4 648.98
tr medio ponderado (h)				12.27	

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

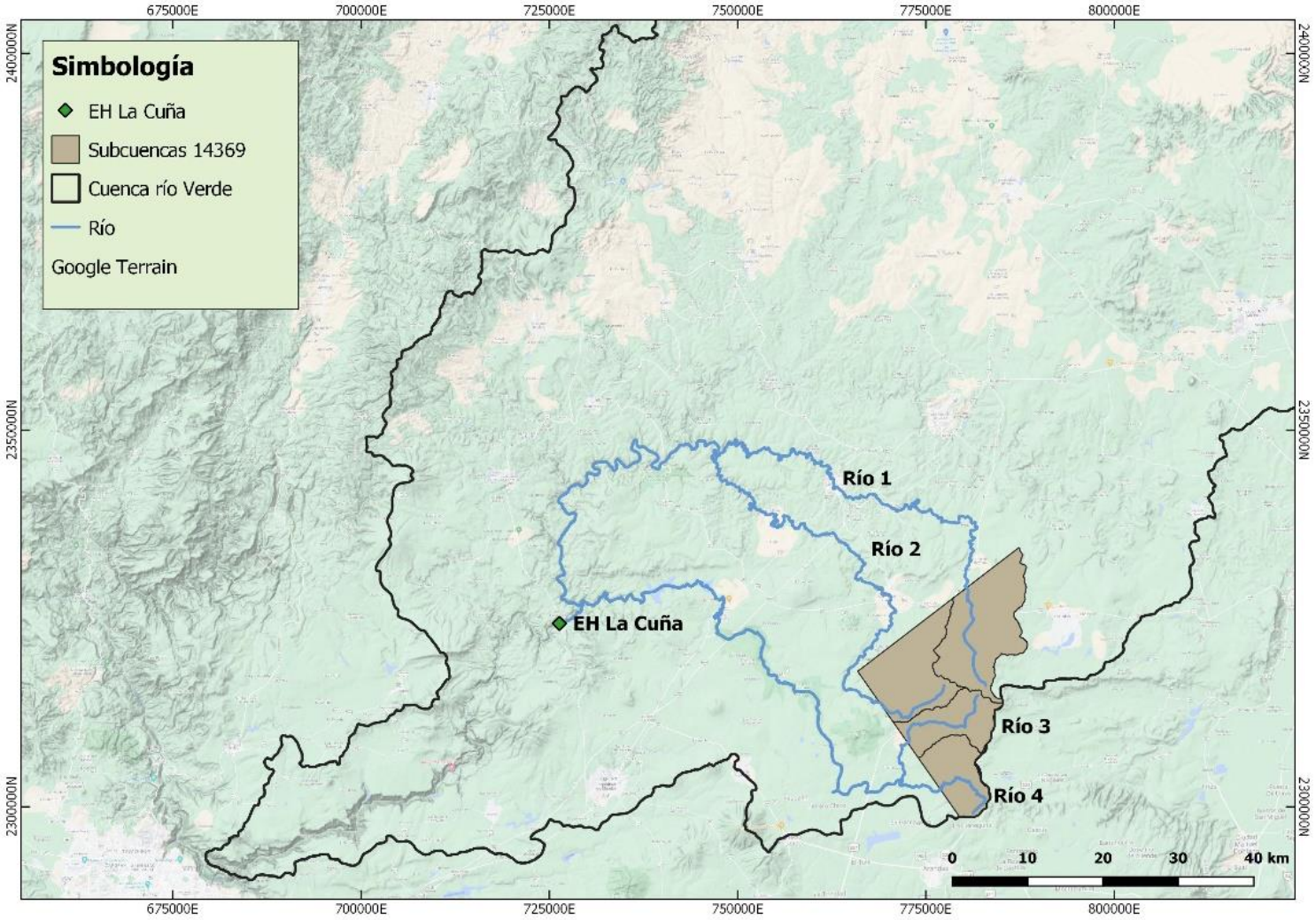


Figura 5. Cauces y subcuencas colindantes al polígono de Thiessen correspondiente a la estación climatológica 14369. Fuente: elaboración propia.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 3. Cálculo del gasto potencial en el polígono de Thiessen de la EC 14369. Fuente: elaboración propia.

Polígono de Thiessen	tr (h)	Área (km^2)	Precipitación media anual mm	Gasto potencial ($km^2 \cdot mm/s$)
14369	12.27	378.79	797.64	6.84

A partir de la suma de los gastos potenciales obtenidos en cada polígono de Thiessen se obtuvo el gasto potencial al sitio de la EH La Cuña. El mismo procedimiento se siguió para determinar los tiempos de retraso medios ponderados y gastos potenciales de los polígonos de Thiessen correspondientes a la cuenca propia de la presa El Zapotillo (Tabla 4), la EC 14080 no quedó comprendida dentro de esta última.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

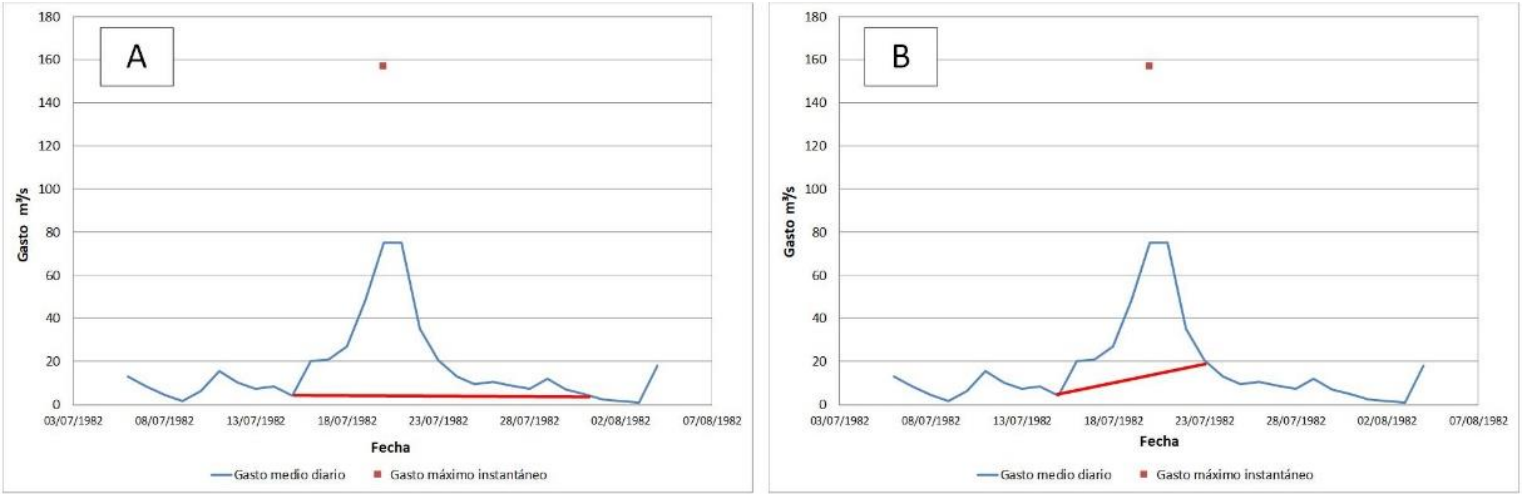
Tabla 4. Cálculo del gasto potencial a la salida de las cuencas propias del sitio de la presa El Zapotillo y de la EH La Cuña. Fuente: elaboración propia.

Polígono de Thiessen	Cuenca propia EH La Cuña			Cuenca propia Presa Zapotillo		
	tr (h)	Área (km²)	Precipitación media anual (mm)	tr (h)	Área (km²)	Precipitación media anual (mm)
14060	8.42	429.90	895.07	12.98	46.08	895.07
14074	11.53	750.03	706.76	10.94	662.41	706.76
14080	3.82	358.51	723.46			
14100	8.45	301.35	669.19	10.68	301.35	587.15
14145	12.08	223.96	587.15	7.05	223.96	723.46
14165	6.87	538.43	723.46	4.20	322.65	742.64
14167	5.28	467.13	742.64	10.69	232.00	677.64
14266	11.69	138.16	677.64	12.40	138.16	797.64
14369	12.27	378.79	797.64	6.52	250.88	703.52
32039	8.17	420.37	703.52	9.94	420.37	695.70
32105	11.32	284.23	695.70	9.94	284.23	695.70

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Suma/Medio Ponderado	8.85	4290.88	730.18	8.88	2882.10	706.26
Gasto potencial ($km^2 \cdot mm/s$)	98.34			63.66		

Se siguió el procedimiento propuesto por Aranda-Plata y Morales-Méndez (2008), utilizando la Ecuación (2) para el modelado de los hidrogramas correspondientes al escurrimiento directo de los gastos medios diarios máximos ajustando, además de los parámetros CN y Φ_R. Posteriormente, se llevó a cabo un proceso iterativo adicional de ajuste mediante su separación con el gasto base (Figura 6).



2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 6. Ajuste del modelo hidrológico mediante el gasto base: A) utilizando el método de la línea recta horizontal (Aparicio-Mijares, 1992); B) modificando el punto de finalización del escurrimiento directo en la curva de recesión. Fuente: elaboración propia.

Para la distribución de los caudales registrados en la estación hidrométrica a los polígonos de Thiessen se utilizaron los factores de ponderación obtenidos a partir de la Ecuación (6).

La Figura 7 muestra el modelado de los hidrogramas correspondientes al escurrimiento directo de los gastos medios diarios máximos registrados en la EH La Cuña para el periodo de 1965 a 1976. En la misma Figura se muestran dichos hidrogramas trasladados al sitio de la presa El Zapotillo.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

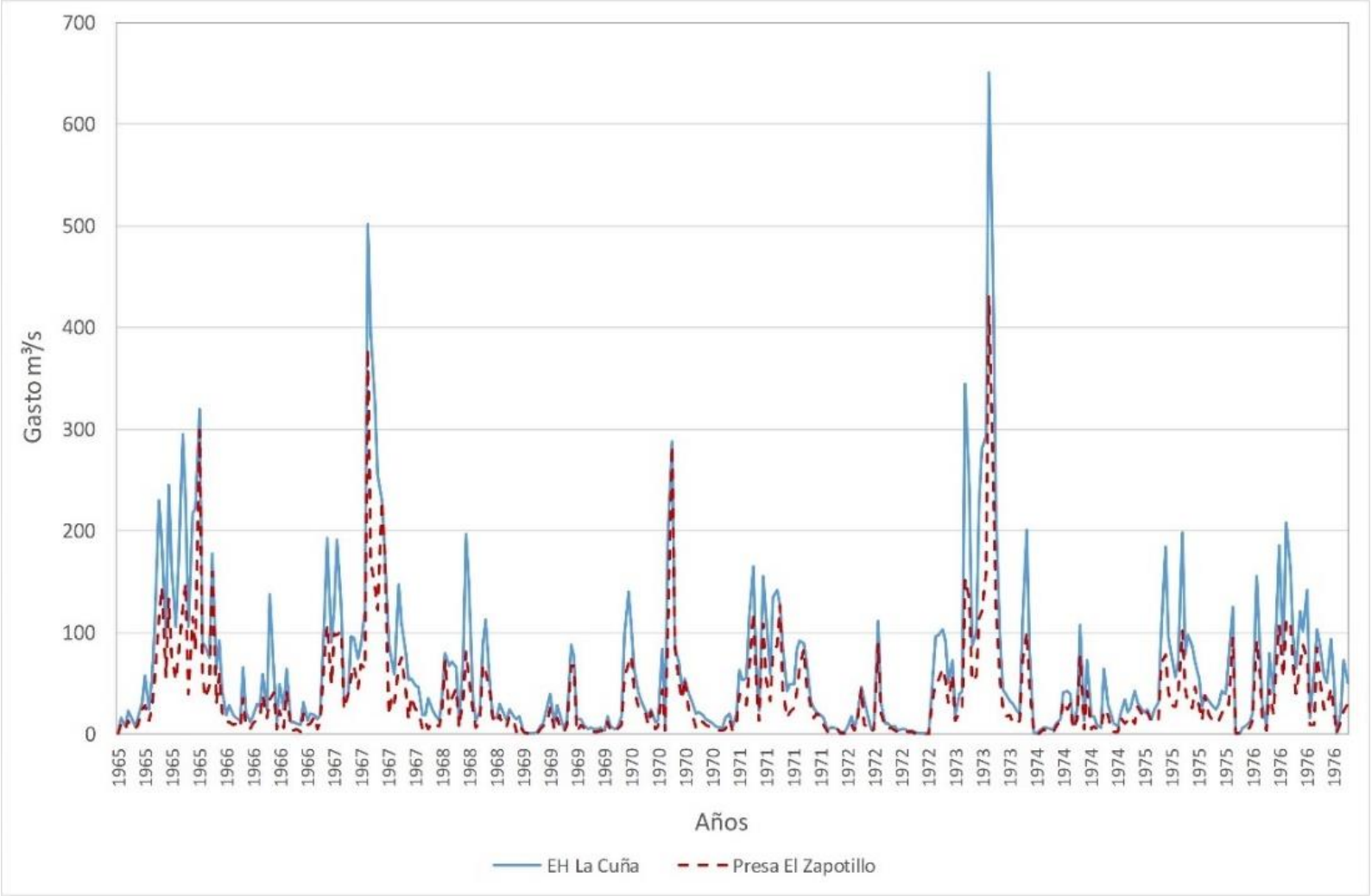


Figura 7. Modelado de hidrogramas de gastos máximos medios diarios registrados en la EH La Cuña y trasladados al sitio de la presa El Zapotillo. Fuente: elaboración propia.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Posteriormente, se trasladó el gasto base de cada hidrograma. Para ello, se calculó el factor de traslación mediante la Ecuación (7) y los valores mostrados en la Tabla 4, obteniendo un valor de 0.647. Por último, se adicionaron los gastos medios diarios procedentes de las estaciones hidrométricas Paso del Sabino y San Gaspar.

A partir de los valores de gastos medios diarios máximos obtenidos en el sitio de la presa El Zapotillo, se obtuvieron sus correspondientes gastos máximos horarios a partir de la Ecuación (8). Se pudo observar que algunos gastos máximos calculados en el sitio de la presa el Zapotillo resultaron mayores a los registrados en la EH. Dado que lo anterior representa una inconsistencia física, se definió una restricción para que, en estos casos, se consideraran los gastos registrados en la EH tomando en cuenta la incertidumbre que representa la parametrización lineal múltiple utilizada (Tabla 5).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Tabla 5. Gastos máximos horarios calculados y corregidos (en rojo) al sitio de la presa Zapotillo.

Núm.	Gasto máximo registrado en EH La Cuña	Gasto máximo calculado sitio El Zapotillo	Gasto máximo calculado sitio El Zapotillo corregido
1	46.82	52.09	46.82
2	78.45	79.35	78.45
3	107.78	105.22	105.22
4	130.60	110.93	110.93
5	153.00	130.77	130.77
6	156.50	62.37	62.37
7	159.10	160.70	159.10
8	160.40	126.64	126.64
9	184.69	78.51	78.51
10	191.75	156.47	156.47
11	196.31	210.75	196.31
12	212.80	167.02	167.02
13	238.36	142.62	142.62
14	261.86	237.56	237.56

Núm.	Gasto máximo registrado en EH La Cuña	Gasto máximo calculado sitio El Zapotillo	Gasto máximo calculado sitio El Zapotillo corregido
25	319.60	329.01	319.60
26	323.00	169.49	169.49
27	348.59	282.14	282.14
28	367.42	232.31	232.31
29	439.73	232.99	232.99
30	463.90	301.67	301.67
31	470.93	390.44	390.44
32	509.57	440.25	440.25
33	523.87	437.40	437.40
34	558.71	560.78	558.71
35	578.00	573.60	573.60
36	581.80	599.14	581.80
37	622.08	507.42	507.42
38	645.23	719.92	645.23

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

15	264.00	237.09	237.09	39	698.20	415.62	415.62
16	267.20	174.95	174.95	40	743.60	491.39	491.39
17	280.22	106.77	106.77	41	763.75	842.59	763.75
18	280.70	80.37	80.37	42	1 168.00	844.88	844.88
19	286.62	289.85	286.62	43	1 374.00	988.39	988.39
20	287.29	165.88	165.88	44	1 474.87	1 152.40	1 152.40
21	295.00	158.56	158.56	45	1 533.00	860.18	860.18
22	304.00	235.84	235.84	46	1 636.33	1 446.42	1 446.42
23	305.84	231.58	231.58	47	2 086.87	1 891.29	1 891.29
24	313.81	246.39	246.39	48	2 440.00	2 245.02	2 245.02

En la Figura 8 se muestra una comparación entre los gastos máximos horarios obtenidos en la EH La Cuña y los obtenidos al sitio de la presa El Zapotillo dada la restricción mencionada.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

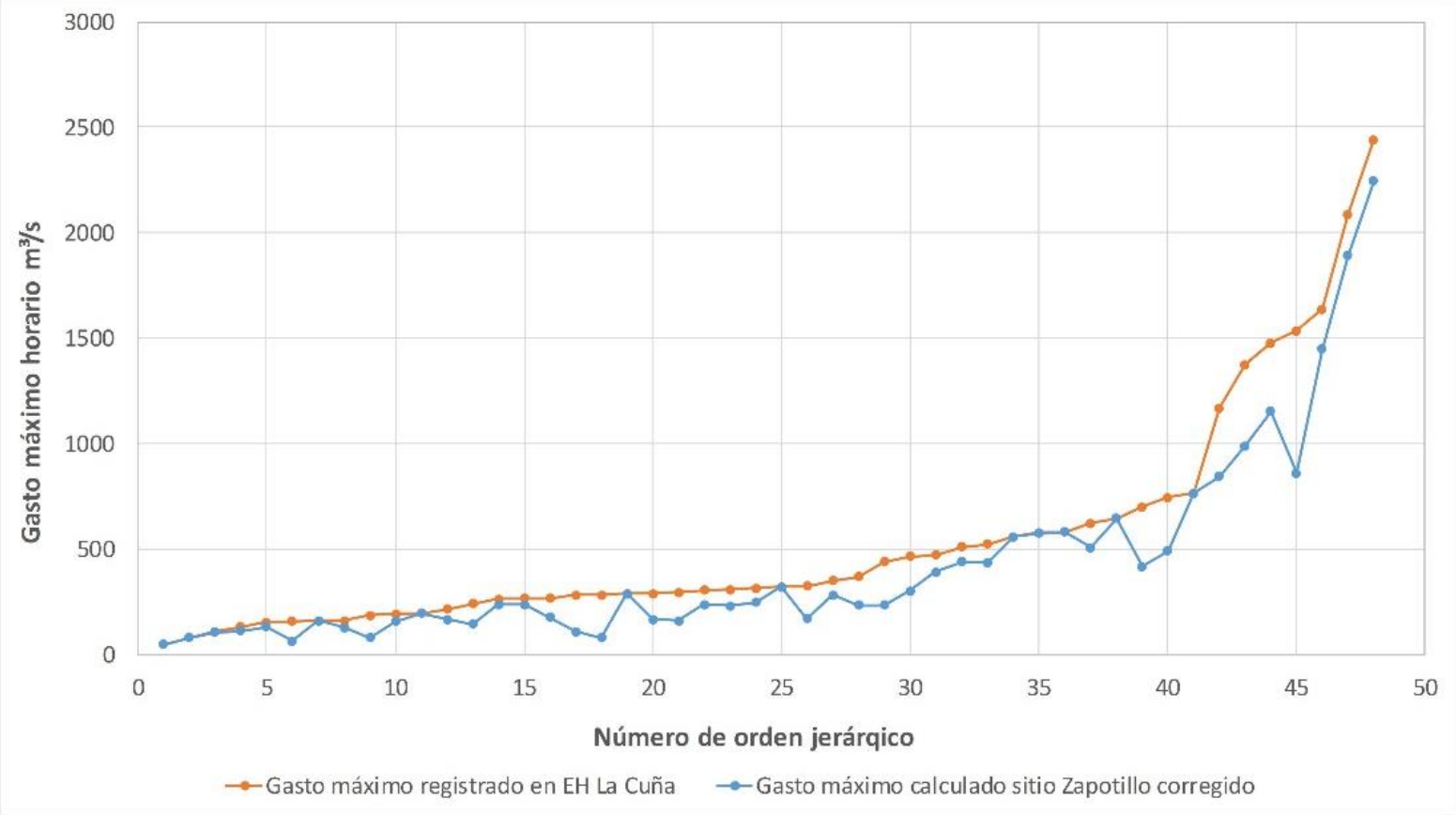


Figura 8. Gastos máximos horarios registrados en la EH La Cuña y calculados en el sitio de la presa el Zapotillo. Fuente: elaboración propia.

Con la parametrización aplicada a los gastos medios diarios máximos obtenidos en el sitio de la presa El Zapotillo se calcularon los gastos máximos horarios faltantes en los años de 1983 a 1985, 1989 y 2018, con lo que se obtuvo un periodo de registros de 53 años (1965-

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

2018) al sitio del proyecto, faltando solamente el registro del año 2011, el cual no contó con información (Tabla 6).

Tabla 6. Gastos máximos horarios calculados al sitio de la presa El Zapotillo (1965-2018).

Fecha	Gasto máximo horario (m^3/s)	Fecha	Gasto máximo horario (m^3/s)	Fecha	Gasto máximo horario (m^3/s)
1965	491.39	1983	199.12	2001	246.40
1966	301.68	1984	223.61	2002	329.02
1967	1152.40	1985	129.06	2003	560.79
1968	169.50	1986	415.62	2004	719.92
1969	126.65	1987	78.51	2005	110.94
1970	842.59	1988	599.15	2006	105.23
1971	573.61	1989	114.23	2007	390.45
1972	156.48	1990	437.40	2008	1891.30
1973	2245.02	1991	1446.43	2009	160.70
1974	142.62	1992	844.88	2010	235.84
1975	507.42	1993	158.56	2012	130.77
1976	988.39	1994	167.03	2013	237.10

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

1977	232.99	1995	232.31	2014	231.59
1978	106.78	1996	860.18	2015	282.15
1979	174.95	1997	79.36	2016	289.85
1980	165.88	1998	237.56	2017	440.25
1981	80.38	1999	210.75	2018	772.73
1982	62.38	2000	52.09		

Estos últimos valores se ajustaron a la función de distribución de probabilidad Doble Gumbel, obteniendo un valor de gasto pico de diseño asociado con un periodo de retorno de 10 000 años de 4 665 m³/s (Figura 9 y Tabla 7).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

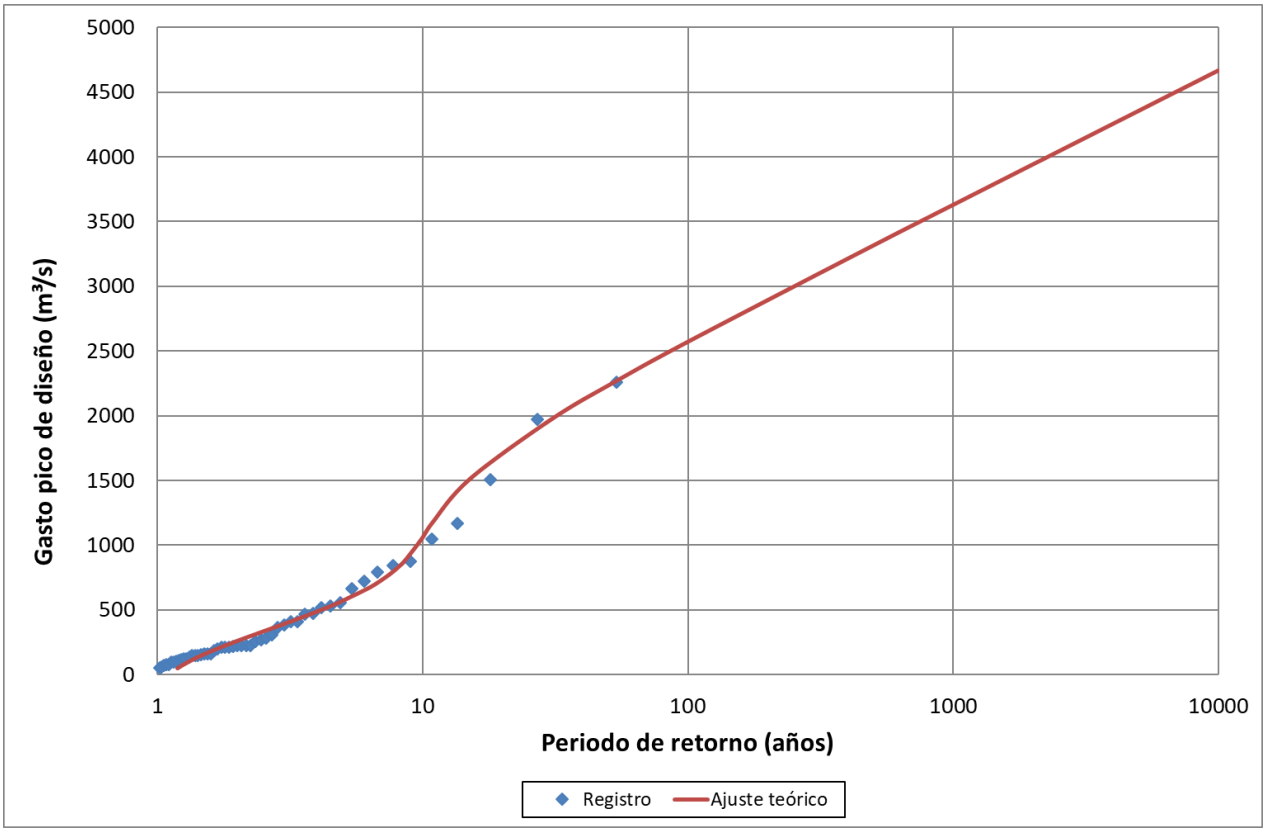


Figura 9. Ajuste de gastos máximos horarios en la presa El Zapotillo a una función de distribución de probabilidad Doble Gumbel.

Tabla 7. Parámetros de ajuste y el error cuadrático para el ajuste de gastos máximos horarios en la presa El Zapotillo a una función de distribución de probabilidad Doble Gumbel.

p_{qp}	$u_{qp,1}$	$\alpha_{qp,1}$	$u_{qp,2}$	$\alpha_{qp,2}$	E_T^2
0.91	159.14	197.57	1 587.14	449.38	34.84

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Discusión

En la Figura 8 se muestra el comportamiento diferenciado entre los gastos máximos horarios registrados en la EH La Cuña y los obtenidos al sitio de la presa El Zapotillo. Esta diferencia se debió a las aportaciones de la cuenca propia entre estos dos sitios, especialmente las correspondientes a la subcuenca del río del Valle. En la mayoría de los gastos trasladados se pudo observar una disminución en su magnitud; en el caso más extremo, la disminución fue de 673 m^3/s, en donde el gasto de 1 533 m^3/s, registrado en el año de 1996 (número de orden jerárquico: 45), se vio disminuido a 860 m^3/s.

Por otro lado, también se observó que algunos gastos máximos horarios trasladados resultaron muy similares a los registrados en la EH La Cuña, lo cual implicaría que dichas avenidas se presentaron aguas arriba de la cuenca en estudio y no existieron aportaciones importantes dentro de la misma.

Lograr esta diferenciación resultó muy importante considerando el sistema hidrológico-hidráulico considerado, en donde una traslación

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

realizada por un factor de áreas, por citar un ejemplo, hubiera proporcionado una serie de gastos disminuidos, pero con igual comportamiento a los registrados en la EH La Cuña, sin considerar la variación que representan las aportaciones de la cuenca del río del Valle.

Al trasladar los gastos medios diarios máximos mediante la metodología propuesta se logró modificar la magnitud de los picos de sus hidrogramas debido a la disminución del volumen que pudo ser aportado mediante la cuenca propia formada entre los sitios en estudio, lo que a su vez modificó el gasto máximo horario que se obtuvo a partir de la parametrización lineal múltiple propuesta por Aldama-Rodríguez *et al*. (2010), considerando la similitud geométrica de hidrogramas en la cuenca.

De acuerdo con el estudio hidrológico realizado por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) (2005), en el que se consideró un periodo de registro de 1948 a 2004 y la función de distribución de probabilidad Doble Gumbel, el gasto pico de diseño calculado resultó ser de 5 615 m³/s. Sin embargo, este valor se calculó con información de gastos máximos horarios al sitio de la EH La Cuña, dado que estos gastos no se trasladaron al sitio de la presa El Zapotillo, por lo que resultó en un escenario más desfavorable para el proyecto y con el cual se diseñó la obra de excedencias. Al trasladar los gastos máximos horarios al sitio de la presa, mediante la metodología planteada en este trabajo se obtuvo un gasto pico de diseño de 4 665 m³/s, el cual, como ya se mencionó, no contempla las aportaciones extraordinarias de la cuenca del río del Valle,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

ubicada aguas abajo de dicha presa. Con esta metodología se puede optimizar el diseño de la obra de excedencias en proyectos futuros sin disminuir la seguridad de los mismos.

Conclusiones

Contar con una metodología que permita trasladar gastos máximos horarios registrados en una estación hidrométrica al sitio de un aprovechamiento hidráulico como el presentado en este documento coadyuvará de forma significativa al análisis de frecuencias para la determinación de la avenida de diseño, disminuyendo con ello la incertidumbre intrínseca que se obtiene al utilizar metodologías empíricas o modelados hidrológicos de eventos extremos, parametrizados en condiciones normales para tal efecto.

Esta metodología toma mayor relevancia si entre los sitios de estudio se incorpora un afluente importante que modifique de forma considerable los hidrogramas de las avenidas máximas.

Asimismo, al trasladar los hidrogramas medios diarios máximos también se puede obtener el volumen de la avenida máxima anual, con

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 301-351. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-07

lo cual resulta posible parametrizar el hidrograma del gasto máximo horario mediante interpolantes hermitianos, como lo propusieron Aldama-Rodríguez y Ramírez-Orozco (1998), y con ello se puede determinar el gasto pico de diseño mediante el método bivariado (Aldama-Rodríguez, 2000; Ramírez-Orozco & Aldama-Rodríguez, 2010; Morales-Méndez & Marengo-Mogollón, 2010; Morales *et al*., 2012). Con este método es posible determinar el hidrograma de la avenida máxima más desfavorable, al transitar por el embalse una serie de combinaciones de gasto pico y volumen para un mismo periodo de retorno conjunto, considerando con ello la respuesta de regulación de la presa, la cual se da mediante la interacción de la capacidad de almacenamiento y las descargas por la obra de excedencias.

Reducir la incertidumbre en el cálculo de la avenida de diseño de las obras hidráulicas permitirá el dimensionamiento adecuado de las obras de desvío y excedencias sin poner en riesgo la rentabilidad de los proyectos ni la seguridad hidrológica de los mismos.

Referencias

Aldama-Rodríguez, A. A., Marengo, H., & Becerra-Soriano, R. (2010). Estimación paramétrica de gastos máximos instantáneos a partir de los gastos medios diarios en la vecindad del pico. *XXI Congreso Nacional de Hidráulica*, 1, 7. Guadalajara, Jalisco, México: Asociación Mexicana de Hidráulica.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Aldama-Rodríguez, Á. A. (2000). Hidrología de avenidas. Conferencia Enzo Levi 1998. *Ingeniería Hidráulica en México*, 15(2), II Época, 5-46.

Aldama-Rodríguez, A. A., & Ramírez-Orozco, A. I. (1998). Parametrizacion de hidrogramas mediante interpolantes hermitianos. *Ingeniería Hidráulica en México*, 13(3), 19-28.

Aparicio-Mijares, F. J. (1992). *Fundamentos de hidrología de superficie*. México, DF, México: Limusa.

Aranda-Plata, A., & Morales-Méndez, V. (2008). Modelo hidrológico distribuido simplificado basado en un SIG para determinación de escurrimientos. *XX Congreso Nacional de Hidráulica*, Asociación Mexicana de Hidráulica, Toluca, Estado de México, México.

Arreguín-Cortés, F. I., Rosengaus-Moshinsky, M., Dávila-Capiterucho, A., Mejía-Maravilla, E., & Rubio-Gutiérrez, H. (2011). *Manual para el control de inundaciones*. Recuperado de https://bpo.sep.gob.mx/#/recurso/634/document/1

Balvanshi, A., & Tiwari, H. L. (2014). A comprehensive review of runoff estimation by the curve number method. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 3(11), 17480-17485. Recuperado de https://doi.org/10.15680/IJIRSET.2014.0311055

Bateman, A. (2007). Hidrología básica y aplicada. *GITS*, 71(1 suppl.), 241-253.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Breña, A. F., & Jacobo, M. A. (2006). *Principios y fundamentos de la hidrología superficial*. México, DF, México: Universidad Autónoma Metropolitana.

Campos-Aranda, D. F. (2008). Calibración del método racional en ocho cuencas rurales menores de 1,650 km^2 de la región hidrológica No. 10 (Sinaloa), México. *Agrociencia*, 42(6), 615-627.

Campos-Aranda, D. F. (2011a). Estimación de envolventes de diseño por subregiones hidrológicas. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(4), 175-194.

Campos-Aranda, D. F. (2011b). Identificación del número N mediante el método del HUT, en siete cuencas del alto río Grijalva, México TT-N number identification through the TUH method, in seven watersheds of the upper Grijalva River, in Mexico. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 12, 269-276.

Chereque-Morán, W. (1989). *Hidrología*. Concytec (ed.) (2ª ed.). Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú.

Collado, J. (1990). Hidrología superficial en México: estado del arte y necesidades investigación. *Ingeniería Hidráulica en México*, 3(6), 62-81.

Devoto, G., & Seaone, R. (2010). Indicador de riesgo y análisis hidrológico de la vulnerabilidad de presas ante escenarios del cambio climático. En: Paoli, C. U., & Malinow, G. V. (eds.) *Criterios para la determinación de crecidas de diseño en sistemas climáticos*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

cambiantes (pp. 23-32). Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral.

Escobar, M., Lima, N., Purkey, D., Yates, D., & Forni, L. (2013). Modelación hidrológica y escenarios de cambio climático en cuencas de suministro de agua de las ciudades la Paz y el Alto, Bolivia. *Aqua-LAC*, 5(2), 23-34. Recuperado de https://doi.org/10.29104/phi-aqualac/2013-v5-2-03

Gaviño-Novillo, M. (2010). Consideraciones ecohidrológicas para la gestión integrada de las inundaciones. En: Paoli, C. U., & Malinow, G. V. (eds.). *Criterios para la determinación de crecidas de diseño en sistemas climáticos cambiantes* (pp. 51-65). Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral.

IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2005). *Estudio hidrológico complementario sobre el aprovechamiento y crecientes para el diseño de la presa de almacenamiento El Zapotillo, río Verde, Jalisco. Informe Final*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.

Malinow, G. (2010). Criterios para la seguridad hidrológica de presas. En: Paoli, C. U., & Malinow, G. V. (eds.). *Criterios para la determinación de crecidas de diseño en sistemas climáticos cambiantes* (pp. 85-97). Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral.

Mockus, V. (1972). Estimation of direct runoff from storm rainfall. In: *National Engineering Handbook* (U.S. Depa). Washington, DC,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

USA: Soil Conservation Service.

Morales-Méndez, V., Marengo-Mogollón, H., & Aldama-Rodríguez, A. A. (2012). *Método bivariado para la estimación de las avenidas de diseño en un sistema de presas. Caso aplicación: presas La Angostura y Chiacosén, río Grijalva, Chiapas*. *XXII Congreso Nacional de Hidráulica*, Asociación Mexicana de Hidráulica, Acapulco, Guerrero, México.

Morales-Méndez, V., & Marengo-Mogollón, H. (2010). *Análisis de riesgo de falla ante avenidas en la C. H. Peñitas considerando el deslizamiento de tierra en San Juan de Grijalva*. Tesis para obtener el grado de Maestría. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Morales-Méndez, V., & Marengo-Mogollón, H. (2006). Análisis de riesgos de falla ante avenidas en el proyecto hidroeléctrico El Cajón. *XIX Congreso Nacional de Hidráulica*, Asociación Mexicana de Hidráulica, Cuernavaca, Morelos, México.

Naef, F. (1981). Can we model the rainfall-runoff process today? *Hydrological Sciences Bulletin*, 26(3), 281-289. https://doi.org/10.1080/02626668109490887

OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2009). *Guidelines on analysis of extremes in a changing climate in support of informed decisions for adaptation. Climate Data and Monitoring. WCDMP-No. 72, WMO-TD No. 1500*. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ramírez-Orozco, A. I., & Aldama-Rodríguez, A. A. (2010). Criterios para la determinación de crecidas de diseño en sistemas climáticos cambiantes. En: Ubaldo, C., Guillermo, P., & Malinow, V. (eds.). *Seguridad hidrológica de presas: método bivariado* (Primera, pp. 123-129). Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral.

Ramírez-Orozco, A. I., & Gómez-Martínez, J. F. (2005). Updating of regional peak discharge envelopes for the Mexican Republic-Actualización de las envolventes regionales de gastos máximos para la república mexicana. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20(1), 99-108.

Springall-Galindo, R. (1990). Evolución de la hidrología superficial en México. *Ingeniería Hidráulica en México*, 3(4), 39-53.

Vélez-Upegui, J. J., & Botero-Gutiérrez, A. (2011). Estimación del tiempo de concentración y tiempo de rezago en la cuenca experimental urbana de la quebrada San Luis, Manizales (Estimation of the time of concentration and the lag time at San Luis creek basin, Manizales). *Dyna*, 78(165), 58-71. Recuperado de https://www.redalyc.org/html/496/49622372006/

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Artículos

Prácticas locales ante inundaciones urbanas en la ciudad de San Luis Potosí

Local strategies to cope with urban flooding in the city of San Luis Potosí

Edgar Talledos-Sánchez[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1393-3286

Juan Alberto Velázquez-Zapata[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0208-9286

[1]Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-El Colegio de San Luis, San Luis Potosí, México, etalledossa@conacyt.mx

[2]Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-El Colegio de San Luis, San Luis Potosí, México, javelazquezza@conacyt.mx

Autor para correspondencia: Edgar Talledos-Sánchez, etalledossa@conacyt.mx

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Resumen

En este trabajo se analiza cómo se desarrollan y construyen socialmente las inundaciones del sur de la ciudad de San Luis Potosí, México, y se evidencian las estrategias locales para hacerles frente. Para esto se examinan los discursos sobre el comportamiento de las lluvias en el área de estudio, y se estudian las políticas de urbanización del sur de la ciudad en la década de 1970 y 1980, además del patrón de poblamiento de la ciudad. En segundo lugar, se examina la organización social y comunitaria urbana a través de prácticas locales en el fraccionamiento El Aguaje para prevenir y enfrentar la inundación, las cuales son relegadas o rechazadas por las autoridades gubernamentales por considerarlas poco prácticas y sin sustento técnico.

Los resultados de la investigación muestran cómo se construyen estos espacios urbanos como riesgosos para la población en un proceso de diversos tiempos y espacios sociales, políticos y económicos; de esta manera, el contexto de privatización de la tierra, la industrialización y la amplia desigualdad social y económica han propiciado la generación de espacio riesgoso ante inundaciones en El Aguaje. Además, la investigación evidencia el actuar local para enfrentar las inundaciones y resguardar su salud y patrimonio, el cual va de modificaciones a las calles y casas a la organización para demandar solución a las autoridades.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Palabras clave: espacio riesgoso, inundaciones urbanas, prácticas locales, desigualdad social, San Luis Potosí.

Abstract

This work evaluates the social construction of risk associated with urban flooding in the southern area of the city of San Luis Potosí, Mexico. Firstly, we examine the 1970s and 1980s urban policies that originated the current problem of annual flooding and that led to the social production of a risky urban space; also, we analyze the rainfall regime in the study area and the political speech that identifies precipitation as the main cause of urban flooding. Secondly, we analyze the social organization of the community and the local strategies to cope with floods. The neighbors use these strategies to prevent and reduce the damages caused by floods, but they are considered technically deficient by the city authorities.

The results of this research show the social construction of risky urban space in the context of land privatization, the industrialization of the city, and the social and economic inequality that led to the recurrent flooding in the study neighborhood (El Aguaje). Furthermore, the results show the local strategies used by the residents to protect their properties and safeguard their health. Such strategies include streets, housing modifications, and social organizations to demand action from the local government.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Keywords: Risky urban space, urban flooding, local management strategies, social inequality, San Luis Potosí.

Recibido: 19/10/2020

Aceptado: 26/08/2021

Introducción

De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (Conagua), las inundaciones asociadas con lluvias intensas en México entre 1980 y 2007 "afectaron a más de 8 millones de personas y ocasionaron daños económicos aproximadamente de 130 mil millones de pesos" (Conagua, 2015). Las entidades federativas que tuvieron los mayores daños fueron el Estado de México, la Ciudad de México, Veracruz, Tabasco y Chiapas. Sin embargo, el resto de los estados también presentaron inundaciones en zonas bajas, áreas urbanas, e incluso en zonas áridas y semiáridas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En este mismo tenor, la Conagua expone que el territorio nacional está expuesto a "huracanes, ciclones y precipitaciones intensas que, si bien contribuyen de manera positiva a incrementar el volumen de agua almacenada en las presas y lagos, también provocan daños a la población, a la infraestructura, a los servicios y a los sistemas de producción". Lo anterior refleja el paradigma que prevalece en las instituciones al asociar directamente la ocurrencia de un evento hidrometeorológico con la producción de un desastre. El enfoque de este trabajo considera las inundaciones como un fenómeno social que surge de la relación entre la sociedad y sus contextos políticos, urbanos y ambientales.

En esta investigación se estudia el caso de las inundaciones en el fraccionamiento El Aguaje, ubicado en el sur de la ciudad de San Luis Potosí (SLP), el cual es un espacio que se transformó, a partir de la década de 1980, de zona agrícola de temporal y riego a zona habitacional. Dicha transformación fue auspiciada por políticas urbanas que propiciaron la construcción de fraccionamientos por inmobiliarias que vendieron casas a través de instituciones del estado, en un territorio que fue vendido con la promesa de ser un lugar idóneo para vivir. Sin embargo, desde los primeros años de la urbanización se presentaron inundaciones de forma recurrente que destruyen bienes (automóviles, bardas, jardines, muebles, entre otros) de la población que habita este espacio, y que propician que las calles sean intransitables por la acumulación de lodo y basura. Se puede decir que la escorrentía en esa zona de la ciudad produce un

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

espacio riesgoso en un contexto de amplia desigualdad social y territorial. Ante estas inundaciones, los residentes del fraccionamiento El Aguaje han implementado diversas acciones, incluso al margen de las instituciones municipales y estatales, para buscar disminuir las afectaciones.

El primer objetivo de este trabajo es analizar cómo se han construido socialmente las inundaciones en el fraccionamiento El Aguaje de la ciudad de SLP, y el segundo evidenciar la organización de prácticas locales que los residentes de dicho fraccionamiento han implementado para disminuir la afectación de su patrimonio y preservar su salud por las inundaciones recurrentes que sufren, dado que el agua que inunda arrastra lodo basura, y contiene desechos de agua doméstica del drenaje. La investigación permitió identificar tanto la organización y prácticas de los habitantes de esta colonia del sur de SLP que se desarrollan antes, durante y después de la afectación de las inundaciones. Además, llevó analizar cuáles han sido las formas de actuación de las instituciones locales encargadas de atender las inundaciones, como Protección Civil estatal y municipal, además de la Comisión Estatal del Agua (CEA), y el Organismo Intermunicipal Metropolitano de Agua Potable, Alcantarillado, Saneamiento y Servicios Conexos de los municipios de Cerro de San Pedro, San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez (INTERAPAS). Igualmente, la investigación permitió examinar la actuación de las inmobiliarias en los procesos de urbanización que tuvo la ciudad desde la década de 1970, y que contribuyó a la construcción de espacios de riesgos

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

de inundación, como el fraccionamiento El Aguaje. Bajo tales consideraciones esta investigación analiza los procesos de construcción de inundaciones en espacios urbanos en una ciudad media en el centro norte de México.

El texto está organizado en cuatro secciones: en la sección materiales y métodos se presenta la posición epistemológica sobre riesgos y desastres como procesos sociales en la que se enmarca la investigación, se describe la zona de estudio y se plantea la estrategia metodológica; en la sección resultados se ofrecen el análisis de las causas de las inundaciones en la zona sur de San Luis Potosí y se describen las prácticas locales frente a dichas inundaciones; a continuación se discuten los hallazgos de la investigación, y la última sección concluye.

Materiales y métodos

Lluvias, inundaciones, riesgos y desastres

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

El término inundación suele utilizarse para eventos de diversa magnitud asociados con acontecimientos de diferente tipo, por ejemplo, el desbordamiento de ríos por la lluvia intensa estacional o daños a la infraestructura, como el rompimiento de presas (Few, 2003). En su definición de inundación, el Centro Nacional de Prevención de Desastres (Cenapred) sostiene que en un evento de este tipo se provocan anegaciones o penetración de agua en lugares en los que usualmente no la hay y que causan daños a la población, a la infraestructura y se afectan las actividades económicas (Salas & Jiménez, 2014). El Cenapred además clasifica las inundaciones de acuerdo con su origen (pluviales, fluviales, costeras) o bien al tiempo que tardan en presentarse sus efectos (lentas y súbitas).

En las definiciones anteriores, la posición del organismo sobre las inundaciones remite al comportamiento físico de las lluvias, aunque se reconozca que éstas pueden originarse en deficiencias en la infraestructura hidráulica, la falta de acciones, la política pública frente a estos fenómenos y a las condiciones socioeconómicas de las poblaciones afectadas. El núcleo de la definición de inundación es generalmente naturalista y coloca a la población como indefensa cuando ocurre un desastre por inundación (Lavell, 1997); de ese modo, el desastre se posiciona en un origen natural, motivado por el fenómeno

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

hidrometeorológico, y a la población afectada como indefensa y poco actuante ante este proceso.

Empero, en los riesgos y desastres en general y en particular los que ocurren por inundaciones no acontecen en lo que se denomina la "naturaleza", pues las inundaciones se desarrollan como un proceso en las sociedades, nunca son naturales. Por lo tanto, las inundaciones son esencialmente fenómenos sociales que surgen de las relaciones sociales, ambientales, políticas, urbanas y las formas institucionalizadas que toman dichas relaciones. En ese sentido, los desastres tienen su origen en un conjunto de procesos relacionales y constitutivos de la sociedad, la cultura material, las formas económicas, cada uno con su concreción de dinámicas complejamente imbricadas en procesos locales, regionales, nacionales e internacionales (Lavell, 1997; Oliver-Smith, 1999; Valencio, 2015).

De esta forma, un desastre no aparece como un suceso repentino o inesperado resultado de algún fenómeno hidrometeorológico. Más bien su origen debe buscarse en los procesos socioambientales, las formas urbanas, las desigualdades territoriales y de las condiciones de vida, la protección social y la territorialización de los diversos grupos sociales: sus condiciones económicas y políticas que simultáneamente son las que favorecen que acontezca el desastre (Valencio, 2014). En las situaciones de desastre se presentan alteraciones agudas, representadas en la pérdida de vida y de salud de la población; la destrucción o pérdida de los

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

bienes de una colectividad y/o daños severos sobre su espacio de vida; efectos sobre la estructura socioeconómica de una región o un país (Llanes, 2003), un pueblo, barrio o colonia.

Por lo tanto, es necesario examinar cómo se ha llevado a cabo la apropiación y transformación de la base material y cómo se han geografizado las relaciones sociales al producir un espacio riesgoso; este tipo de análisis puede dar elementos más profundos y complejos en la explicación de los riesgos y desastres (Calderón, 2011). En consecuencia, una inundación no puede ser caracterizada solamente por la cantidad de agua que precipita o escurre, sino por el espacio geográfico que se ha producido como riesgoso.

Descripción del área de estudio

La ciudad mexicana de San Luis Potosí se localiza en la porción suroeste del estado del mismo nombre, en las coordenadas 100º 58’ de longitud oeste y 22º 09’ de latitud norte y a una altitud de 1 860 msnm (CEFIMSLP, 2012). La precipitación promedio anual (entre 1950 y 2019) evaluada en la estación 24069 del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) está en el

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

rango de 169 y 710 mm, con una mediana de 387 mm. El régimen anual tiene una temporada seca de noviembre a abril, con un promedio de 69 mm, y una temporada húmeda de mayo a octubre, con un promedio de 323 mm. La temperatura promedio mensual más alta se presenta en mayo (20.9 °C) y la más baja en enero (13.4 °C). Estas condiciones la caracterizan como una región de clima semiseco templado (INEGI, 2009). La ciudad se encuentra en el valle de San Luis Potosí, el cual está limitado hacia sus flancos por las sierras de Álvarez (este) y San Miguelito (sur y oeste), en una cuenca endorreica con corrientes superficiales intermitentes, entre las que destacan el río Santiago y el río Españita (INEGI, 2002).

Las investigaciones recientes de Carranco, Ramos, Almanza y Moran (2016) mencionan que la precipitación convectiva es muy frecuente en el valle de San Luis Potosí con lluvias de alta intensidad y de corta duración, las cuales son la causa principal de inundaciones en la ciudad. El estudio también menciona la ocurrencia de precipitaciones de tipo ciclónico y orográfico, estas últimas originadas en la Sierra de San Miguelito en el suroeste de la ciudad, que ocasionan los principales escurrimientos. Sin embargo, la caracterización de las lluvias puede ser deficiente debido a que en las estaciones meteorológicas por lo general no se registra la intensidad de la precipitación, y a que los registros pueden presentar inconsistencia o periodos sin datos (Santacruz & Eguía, 2016). No obstante, la diversidad de tipos de precipitaciones (y su medición y

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

registro) no explica por sí sola las inundaciones que ocurren en la ciudad, como se verá en las secciones siguientes. La Figura 1 muestra la localización de la ciudad de San Luis Potosí, sus rasgos hidrológicos y la ubicación de la zona de estudio de esta investigación.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

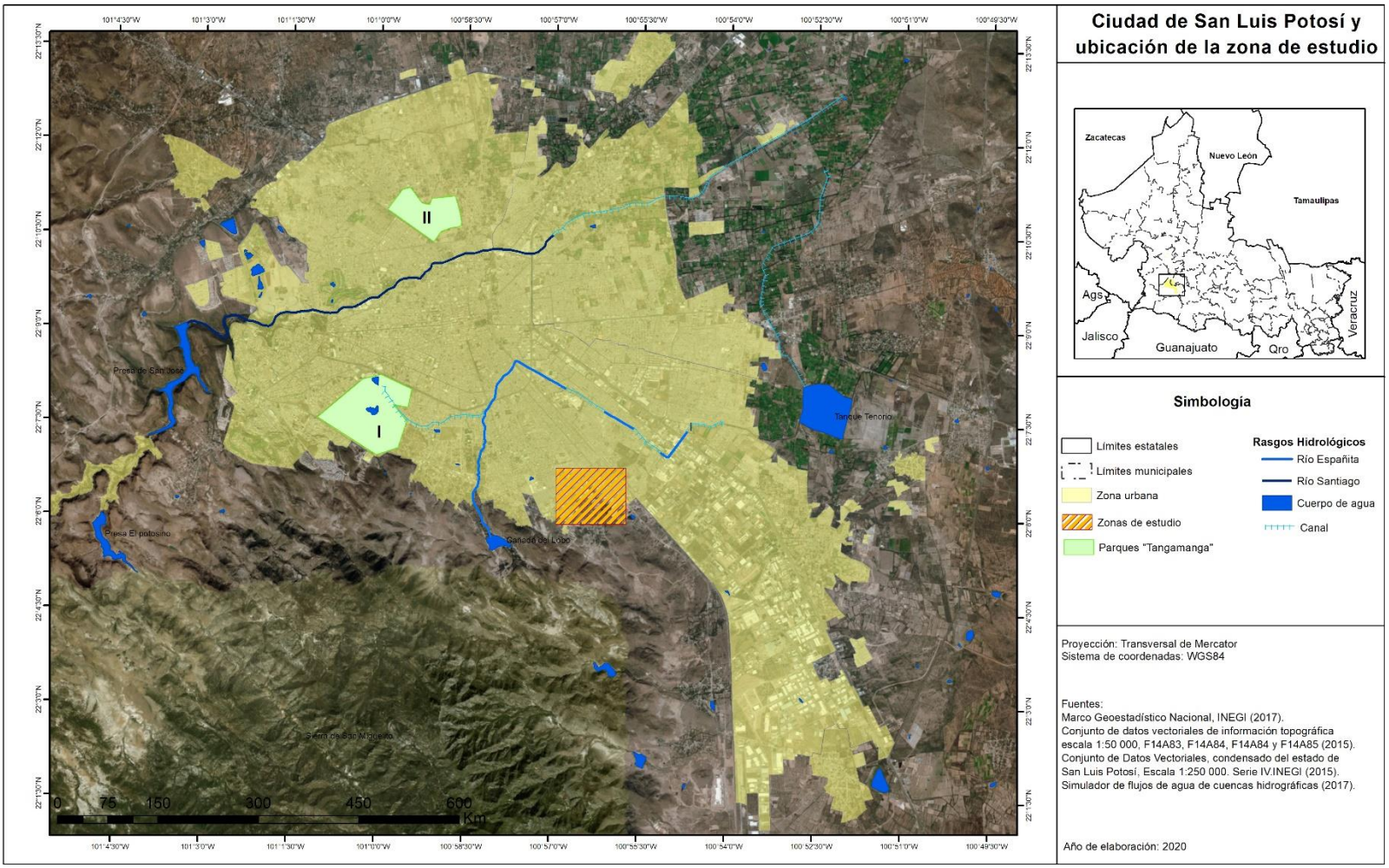


Figura 1. Localización de la ciudad de San Luis Potosí y del área de estudio.

La zona metropolitana de San Luis Potosí se localiza principalmente en el municipio del mismo nombre, y tiene una zona conurbada

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

compuesta por los municipios de Soledad de Graciano Sánchez y Zaragoza, y parte de los municipios de Mexquitic de Carmona, Villa de Arriaga, Villa de Reyes y Ahualulco (INEGI, 2018). La población es de 1 271 366 habitantes (INEGI, 2020). El núcleo urbano de la ciudad forma parte del corredor industrial del centro noreste de México, en donde se localizan empresas de productos químicos, metálicos y derivados del petróleo, procesadoras de alimentos, textiles e industria automotriz, las cuales ha actuado bajo las leyes e impulso del Tratado de Libre Comercio (TLC). Esta dinámica ha favorecido un crecimiento poblacional y la urbanización de antiguas zonas ejidales, comunales y ranchos privados con zonas agrícolas de riego y temporal. El estudio de Cirelli (2012) menciona que la población de la ciudad mostró un aumento importante a partir de los años 40 del siglo XX, que coincide con la primera fase de industrialización del país, y que durante las décadas de 1970 y 1980 la zona urbana comenzó un patrón de conurbación de localidades periféricas, el crecimiento explosivo en todas direcciones, la integración de los municipios vecinos y la construcción de fraccionamientos. La Figura 2 muestra el incremento poblacional de la zona metropolitana de San Luis Potosí de 1950 a 2020 y la Figura 3 las etapas de crecimiento de la zona urbana de 1970 a 2020.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

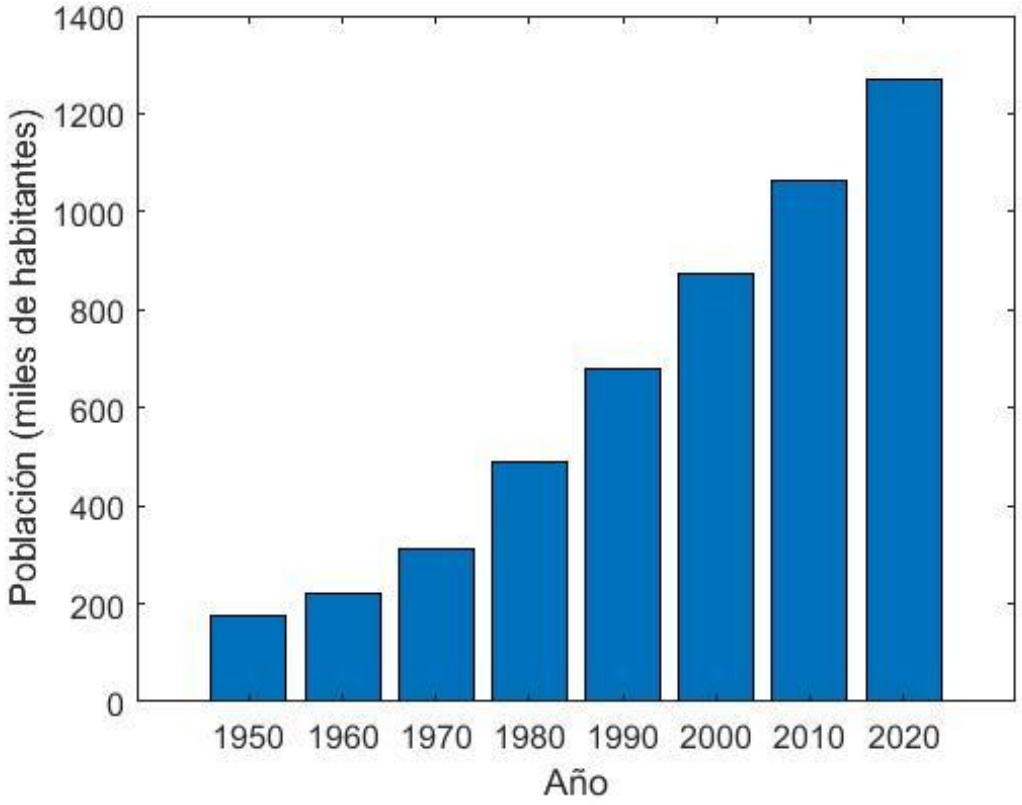


Figura 2. Incremento poblacional de la zona urbana de San Luis Potosí y su zona conurbada (1950-2020).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

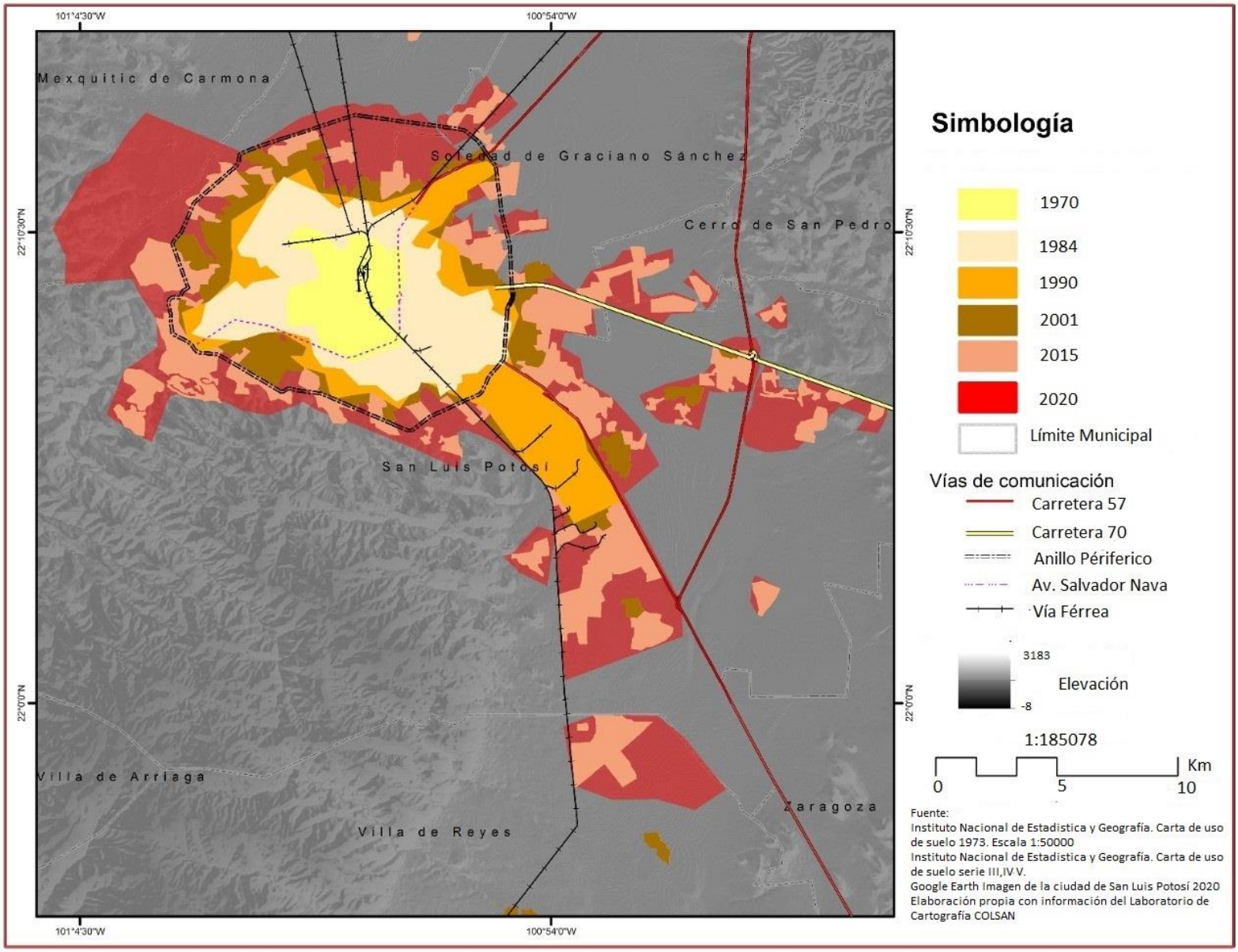


Figura 3. Etapas de crecimiento de la zona urbana de la ciudad de San Luis Potosí y su zona conurbada (1970-2020).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

El proceso de desarrollo de la ciudad reconfiguró de forma radical los cauces de ríos, arroyos y bordos que existían, y llevó a que el agua precipitase y escurriera en un nuevo espacio urbano, producto de la industrialización y urbanización. Por ejemplo, el río Santiago y el río Españita fueron pavimentados y convertidos en boulevares vehiculares en las décadas de 1980 y 1990 (López, Moreno, Alva, & Hernández, 2018). En este proceso, las empresas inmobiliarias y las políticas impulsadas por el gobierno estatal han formado parte importante en la manera en que se ha urbanizado la ciudad (Stevens, 2012). En el proceso de industrialización y transformación de la ciudad se ocuparon zonas agrícolas, ejidales y comunales. Todo este proceso estuvo aparejado por los intentos de "reconstrucción" económica, con un alto centralismo en la aplicación de las políticas de "desarrollo" y "mejoramiento" de la infraestructura nacional y estatal, con un impulso en la edificación de nueva red de drenaje, abastecimiento de agua y luz eléctrica. Fue una época que la ciudad de San Luis Potosí se afianzó como centro intermediario de servicios e industria (Castrejón & Azevedo, 2013).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Estrategia metodológica

Bajo estas consideraciones teórico-conceptuales es que se examinaron los procesos de inundación en el sur de la ciudad de San Luis Potosí. Para ello, la investigación se plateó en tres etapas y con base en una triangulación de métodos como mencionan Poteete, Janssen y Ostrom (2012): entrevistas semiestructuradas, observación y recorridos de campo, los cuales implicaron la elaboración de un diario e informes de campo y la recopilación de fotografías del lugar. Además, se revisaron cartas topográficas y de uso de suelo, imágenes satelitales e información documental relacionada con el tema y la región de estudio.

Así, en la primera etapa se recolectó la bibliografía especializada sobre inundaciones en San Luis Potosí y en particular en la ciudad, al igual que los reportes de Protección Civil del estado. Posteriormente se llevó a cabo una revisión hemerográfica en los principales periódicos que circulan en la ciudad (*Pulso Diario de San Luis*, *El Sol de San Luis*, *Plano Informativo* y *Código San Luis*) y se revisaron las páginas web de Protección Civil del estado de SLP y Protección Civil municipal, además de los grupos de Facebook de los vecinos del fraccionamiento El Aguaje. Con base en esta información se identificaron los principales espacios de inundación. En este momento se planteó el guion de entrevistas

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

semiestructuradas que después se reestructuró en la tercera etapa de la investigación.

En la segunda etapa de la investigación se hicieron recorridos de campo: la primera fase en los meses de junio y agosto de 2017 (cinco recorridos), en la época de lluvias de verano para identificar las zonas de inundación; la segunda fase de recorridos de campo fue en noviembre y diciembre del mismo año (seis recorridos) cuando se presentaron lluvias por frentes fríos. En particular se identificó en estas fechas al fraccionamiento El Aguaje como una zona de recurrentes inundaciones. En los recorridos de campo se establecieron los primeros acercamientos con los vecinos, en donde se les preguntó si era posible entrevistarlos sobre las experiencias de inundaciones en sus calles y casas.

La tercera etapa de la investigación consistió en recorridos de campo (seis recorridos) en compañía de los habitantes del fraccionamiento y se llevaron a cabo entrevistas semiestructuradas con base en un guion, en enero-febrero y marzo de 2018. En ese momento se estableció un contacto permanente y amplio con los pobladores del fraccionamiento El Aguaje que cada año se ven afectados por inundaciones, y que manifestaron que habían realizado pequeñas obras tanto al interior de sus casas como en su calle y en la colonia para enfrentar las inundaciones. Se realizaron 25 entrevistas con colonos de este fraccionamiento, quienes permitieron el acceso a sus archivos personales de fotografías de las inundaciones y los documentos que han

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

elaborado para pedir ayuda al gobierno estatal. Es importante mencionar que en el reporte de las entrevistas se usaron seudónimos para preservar la identidad de los entrevistados. La información reunida en los recorridos de campo, en conjunto con la información hemerográfica, bibliografía y cartográfica permitió producir una cartografía temática en diversas escalas que se entregó a los pobladores de la colonia. De la confluencia de las fuentes mencionadas se realizó esta investigación que examina cómo se han construido socialmente las inundaciones en la zona sur de la ciudad de SLP, específicamente en el fraccionamiento El Aguaje y, además, la manera en que la población local ha actuado para tratar de atenuar las afectaciones.

Resultados

La transformación territorial de la ciudad de San Luis Potosí y las inundaciones

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Como se describió en la sección anterior, San Luis Potosí se desarrolló en las últimas décadas como una ciudad industrial con infraestructura para comunicar y transportar mercancias (vías férreas y carreteras). Este proceso estuvo influenciado por políticas internacionales, nacionales y regionales que llevaron a una transformación del espacio urbano de la ciudad y al crecimiento sostenido del área urbanizada.

En 1967 se publicó el primer Plan Regulador para la ciudad de San Luis Potosí, presentado al gobernador Antonio Rocha Cordero (Castrejón & Azevedo, 2013). Este plan dio paso a una trasformación de diversas zonas de la ciudad y al arribo de población migrante a laborar en la zona industrial tanto de los espacios rurales del estado y de estados vecinos e incluso de la Ciudad de México. A partir de ese momento la ciudad empezó a esculpir su cariz actual en el contexto de la emergencia de las políticas del desarrollo estabilizador y posteriormente de las políticas neoliberales. En este último periodo se construyó nueva infraestructura, por ejemplo, se inició el uso del Tanque Tenorio (localizado en el suroriente de la ciudad) como reservorio de aguas residuales domésticas e industriales (ver Figura 1). Ulteriormente se pavimentó el cauce del río Santiago primero y después del río Españita (Cirelli, 2004). Sin embargo, estos ríos aún cumplen la función de llevar agua pluvial en las temporadas de lluvias y cuentan con conductos de agua residual, y en el caso de algunos tramos del río Españita, sirve como parque lineal con canchas deportivas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

En esta configuración urbana e industrial aparecieron las inundaciones recurrentes en la ciudad, como se puede advertir en la Figura 4, que muestra las zonas de inundación de la ciudad de San Luis Potosí. Si bien se pretendió canalizar y desalojar el agua de la ciudad, esto sólo se logró parciamente dado que las inundaciones se presentan cíclicamente en la temporada de lluvias, y presentan un riesgo de daño para la infraestructura urbana y un riesgo de desastre para la población.

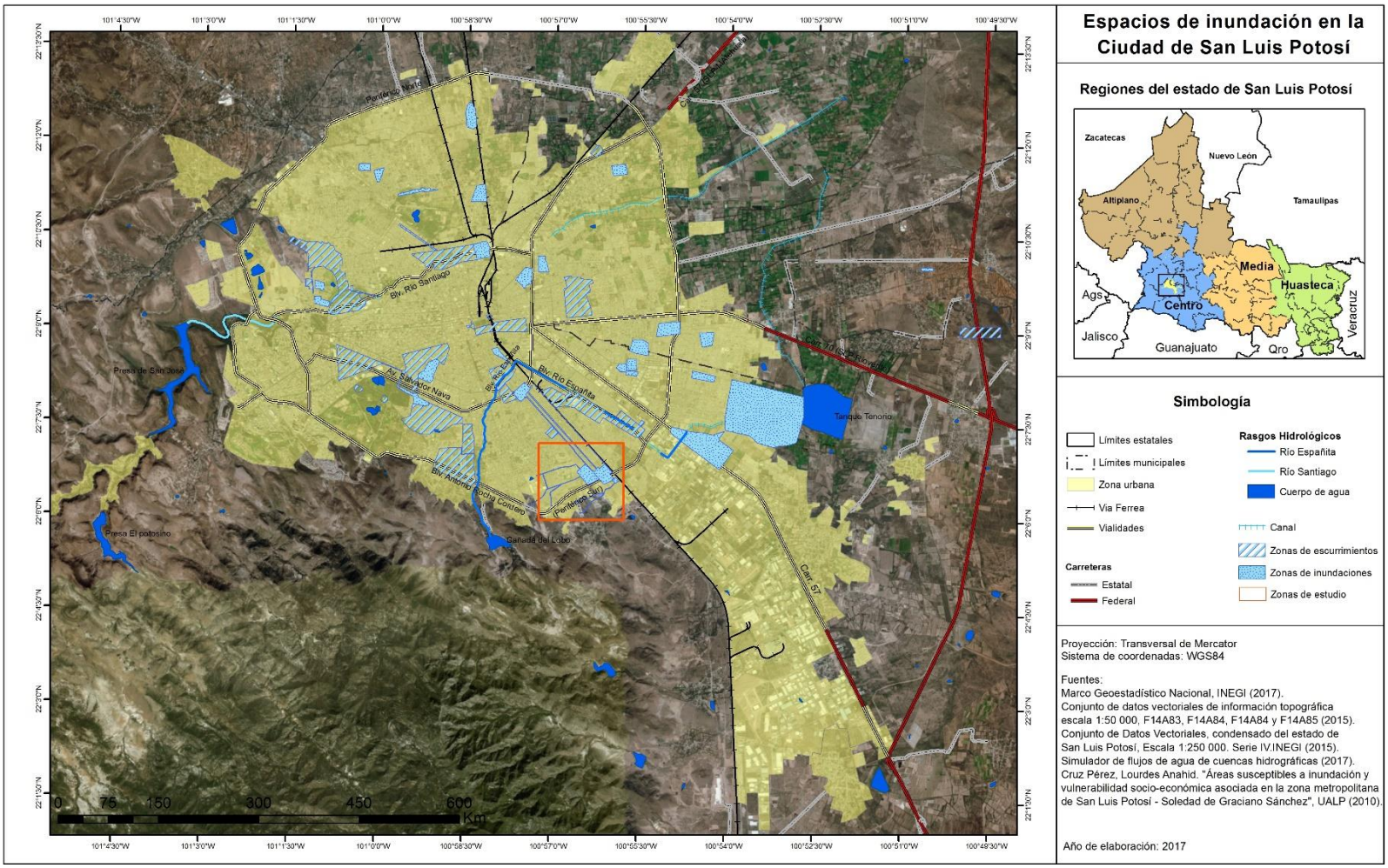
2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates


Espacios de inundación en la Ciudad de San Luis Potosí
Regiones del estado de San Luis Potosí
Zacatecas
Nuevo León
Altiplano
Tamaulipas
Media
Huasteca
Centro
Ags.
Jalisco
Guanajuato
Qro
Veracruz
Simbología
Límites estatales
Límites municipales
Zona urbana
Via Ferrea
Vialidades
Carreteras
Estatal
Federal
Rasgos Hidrológicos
Río Españita
Río Santiago
Cuerpo de agua
Canal
Zonas de escurrimientos
Zonas de inundaciones
Zonas de estudio
Proyección: Transversal de Mercator
Sistema de coordenadas: WGS84
Fuentes:
Marco Geoestadístico Nacional, INEGI (2017).
Conjunto de datos vectoriales de información topográfica escala 1:50 000, F14A83, F14A84, F14A84 y F14A85 (2015).
Conjunto de Datos Vectoriales, condensado del estado de San Luis Potosí, Escala 1:250 000. Serie IV.INEGI (2015).
Simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas (2017).
Cruz Pérez, Lourdes Anahid. "Áreas susceptibles a inundación y vulnerabilidad socio-económica asociada en la zona metropolitana de San Luis Potosí - Soledad de Graciano Sánchez", UALP (2010).
Año de elaboración: 2017
Presa de San José
Presa El potosino
Tanque Tenorio
Ranchito del Lobo
Blv. Río Santiago
Blv. Río Españita
Blv. Río Verde
Blv. Río Tamuín
Blv. Río Pánuco
Blv. Río Moctezuma
Blv. Río Tampaón
Blv. Río Tamesí
Blv. Río Tampaón
Blv. Río Tamesí
Blv. Río Tampaón
Blv. Río Tamesí

al artículo 27 constitucional. De ahí que los ejidos conurbados, bienes comunales y pequeñas propiedades fueron ocupados por nuevas colonias. Los habitantes urbanos de la ciudad de SLP trasladaron su residencia a territorios ejidales tanto en el poniente como en el sur de la ciudad (como sucedió en el ejido Simón Díaz y El Aguaje en la zona sur de la ciudad de SLP).

En este proceso hay que observar que en el decenio de 1980 se edificó el parque urbano Tangamanga I (ver localización en la Figura 1). La conformación de este parque fue determinante para el crecimiento urbano de la ciudad y la segmentación de la vivienda, dado que la zona poniente, donde se localizó, se configuró como la región de vivienda de mayor renta y con los servicios públicos más desarrollados (agua potable, drenaje doméstico y pluvial). Además, el Parque Tangamanga I sirvió como paisaje de esas zonas residenciales y como un espacio que controla las avenidas de agua que bajan de la Sierra de San Miguelito y se acumula en las represas de su interior, las cuales retienen y desalojan el agua por una serie de canales que salen del parque y se conectan con un viejo canal de uso agrícola que se une al río Españita; recientemente también las aguas se dirigieron más al colector pluvial Reforma, que se une al río Santiago (hoy boulevard).

En esta trama de modificaciones legales y transformaciones territoriales, los procesos de inundaciones formaron parte de las preocupaciones de los gobiernos e instituciones locales urbanas, como se

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

puede ver en los reglamentos de Protección Civil del Estado y del Organismo Intermunicipal Metropolitano de Agua Potable, Alcantarillado, Saneamiento y Servicios Conexos de los municipios de Cerro de San Pedro, San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez (INTERAPAS), fundado en los años de 1990.

De la misma forma se publicaron varios estudios, como el Atlas de Riesgos de los municipios de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez, y otras investigaciones que clasificaron y localizaron las inundaciones. Fue así como en el año 2000 Protección Civil documentó 42 áreas afectadas por inundación y escurrimiento, de las cuales 30 polígonos corresponden estrictamente a las inundaciones y el resto se refiere a agua corriente que ocasiona inundaciones súbitas (Cruz, 2012). Por otro lado, el trabajo de Palacio (2011) describió un patrón de comportamiento de las inundaciones urbanas en la ciudad de SLP y las clasificó debido a su comportamiento y efectos destructivos como:

- Invasivas: de movimiento lento o rápido con tirantes inferiores a 20 cm. Limitan la movilidad de peatones y vehículos ligeros.
- Obstructivas: cuando el agua se mantiene estática más de una hora y alcanza tirantes de 30 cm, obstruyendo vías de comunicación, y dañando infraestructura y vehículos bajos.
- Destructivas: asociadas con lluvias extraordinarias por fenómenos hidrometeorológicos extremos. Rebasan los 30 cm de tirante y

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

dañan infraestructura vial, de agua potable y casas habitación. El agua puede permanecer estancada por uno o más días.

De esta manera se definió y representaron cartográficamente las inundaciones. En todos los casos prevalece la idea de que es la lluvia (y sus características) la responsable de las inundaciones. A partir de ello se determinan los daños, afectaciones y declaraciones de zonas de desastre.

Este punto es importante debido a que desde tal idea se definirán oficialmente las zonas afectadas por una inundación como desastre. En este caso, la opinión y los reclamos de las personas afectadas quedan relegadas bajo estas definiciones oficiales de inundación. En la próxima sección se examina el caso de las inundaciones en el fraccionamiento El Aguaje, el cual fue un espacio rural que se transformó en un espacio en riesgo constante de desastre por inundación.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Prácticas locales frente a inundaciones en el fraccionamiento El Aguaje

Como se describió en las secciones anteriores, en los años de 1980 y 1990 el sur de la ciudad de San Luis Potosí experimentó un crecimiento poblacional motivado por el desarrollo industrial y la construcción de zonas habitacionales. Estos desarrollos habitacionales fueron construidos por diversos grupos inmobiliarios vinculados con la política pública de edificación de vivienda por parte del Estado mexicano.

El contexto de construcción de El Aguaje estuvo enmarcado en las políticas de desarrollo de vivienda de bajo costo, implementado por el Estado mexicano con la creación en 1972 del Instituto del Fondo Nacional de la Vivienda para los Trabajadores (Infonavit) y el Fondo de la Vivienda del Instituto de Seguridad y Servicios Sociales de los Trabajadores del Estado (Fovissste). Estas instituciones gubernamentales levantaron aproximadamente el 45 % de la vivienda construida en México entre los años de 1980-1990 (Boils, 2004). El fraccionamiento El Aguaje se construyó en la confluencia de cuatro procesos sociales y políticos:

1. El impulso a la construcción vivienda de los trabajadores por parte del Estado.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

2. Las modificaciones al artículo 27 constitucional que hizo posible ampliar el mercado de tierras a las inmobiliarias.

3. El crecimiento urbano de la ciudad de San Luis Potosí, motivado por el auge de las zonas industriales que se propulsaron con el Tratado de Libre Comercio (firmado en 1992).

4. El creciente desarrollo de política pública y de programas gubernamentales sobre los desastres relacionados con el agua (fomentados desde los sismos de 1985 en la Ciudad de México y posteriormente por las explosiones en la ciudad de Guadalajara, Jalisco, e inundaciones de la Ciudad de México).

El fraccionamiento El Aguaje se edificó por el grupo inmobiliario Saval (en asociación con Fovissste) para vender vivienda a trabajadores de ingresos económicos bajos. Esta nueva zona urbana ocupó un territorio donde existía pequeña propiedad agrícola y ejidal (bajo régimen de temporal y riego) con una configuración hidráulica e hidrológica (ríos intermitentes, bordos, presas y un acueducto para riego) que sostenía las actividades agrícolas y ganadera. La Figura 5 muestra la configuración del sur de la ciudad de SLP en 1970, la cual sería transformada en zonas urbanas, entre ellos el fraccionamiento El Aguaje. Las tierras agrícolas donde se construyó dicho fraccionamiento representaron un terreno con una superficie de 15.37 ha.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

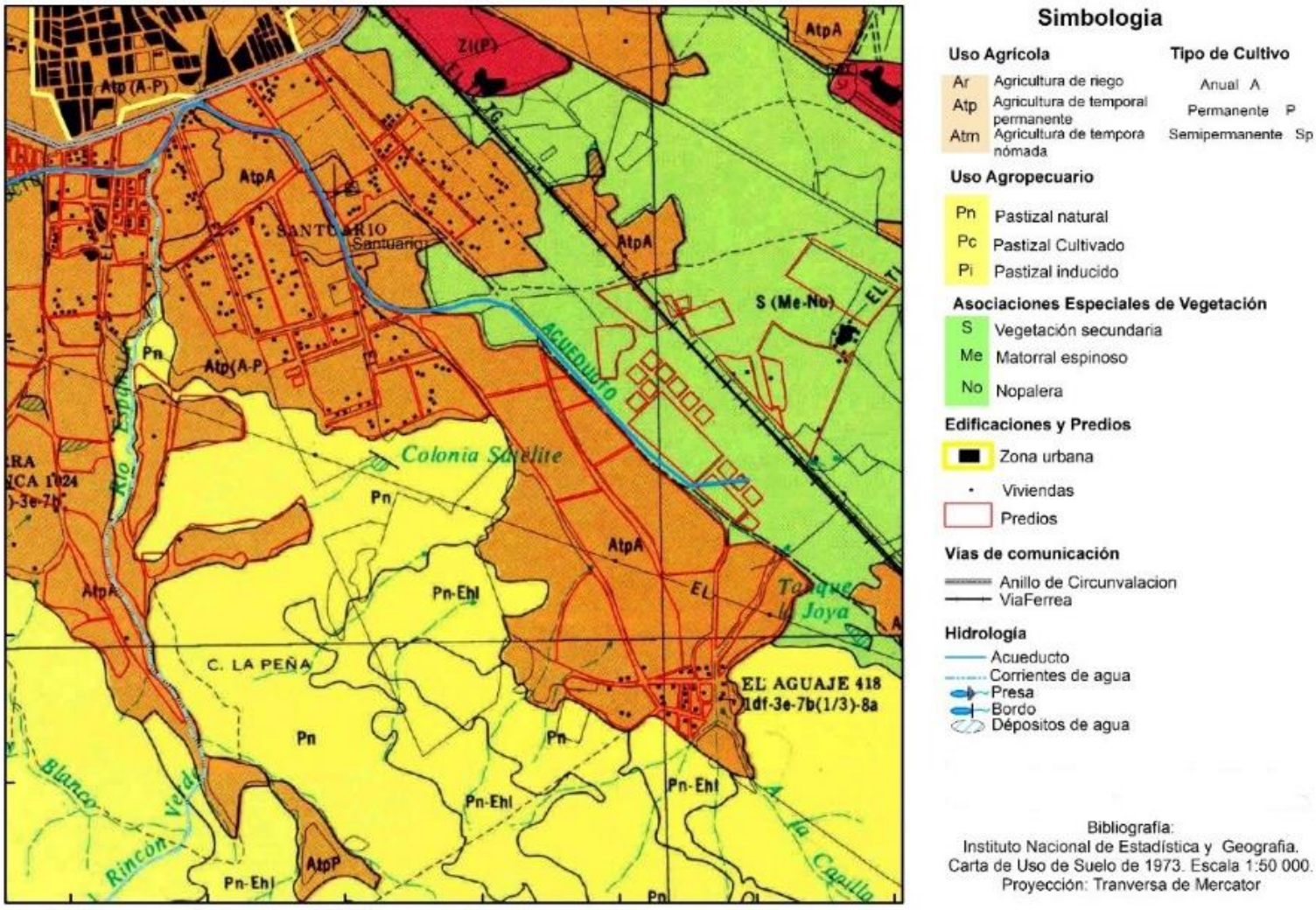


Figura 5. Configuración territorial del sur de la ciudad de SLP en 1970.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Con la construcción en este territorio de las colonias Simón Díaz, Satélite, Progreso, Nuevo Progreso y El Aguaje, las funciones de ese espacio geográfico se modificaron. El Aguaje representó la nueva forma de ocupar la ciudad y de producir el espacio urbano por diversas razones. En primer lugar, las casas se construyeron con el aval del Estado y se vendieron por medio de los fondos del Fovissste. Así lo relatan los compradores y actuales moradores de las casas; para ellos, este contexto representó la posibilidad de poseer una casa y vivienda; en segundo lugar, porque se generó la idea de que la nueva urbanización era un espacio seguro tanto en la dotación de servicios como en aspectos viales y de seguridad pública respecto otras zonas de la ciudad.

La promoción que realizó la inmobiliaria destacaba la seguridad de sus calles y la dotación de servicios: agua potable, alcantarillado y luz, parques y jardines. La promoción del fraccionamiento mencionaba que:

> "El Aguaje beneficiará a un total de 1492 familias, contando con todos los servicios necesarios, tales como: red de distribución de agua potable, red sanitaria y red de energía eléctrica, nomenclatura y señalamiento vial. Así como zona de equipamiento urbano. Cada conjunto cuenta con un máximo de 60 viviendas cumpliendo con lo asignado en la promoción respectiva" (comunicación personal, 2017).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Los compradores de las viviendas del fraccionamiento fueron trabajadores del Estado, principalmente profesores de primaria y secundaria del estado de San Luis Potosí. Una residente entrevistada mencionó que ellos "vieron la oportunidad de hacerse de una casita; todo se veía muy bien, el lugar era bonito, lleno de terrenos y cultivos; una zona tranquila para vivir, y que crecieran mis hijos alejados del pandillerismo de otras zonas de la ciudad" (Juana, 2017).

Los residentes entrevistados mencionan que las inundaciones se presentaron desde la primera temporada de lluvias:

> "Nunca pensé que cuando lloviera el agua no se iría al drenaje, y que me inundaría toda mi sala y perdería todos mis muebles; es más, a veces con poca lluvia, corría, brotaba de las coladeras, con lodo apestoso y agua que inunda mi casa" (María, 2018).

> "Un día llegue a mi casa, tenía unas semanas de haber mudado todas mis cosas; llego y no puedo entrar a la calle porque es realmente un río de agua gris, con mucha basura, árboles, tierra, hojas, bolsas, botellas de plástico, muchas cosas. Como pude entré a mi casa, ya toda mi sala,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

refrigerador, sillas, mesa estaban llenas de lodo y agua apestosa" (Esteban, 2018).

La Figura 6 muestra las zonas de inundación de la zona sur de San Luis Potosí, incluido el fraccionamiento El Aguaje; la Figura 7 muestra una fotografía de una inundación en la zona de estudio ocurrida en 2015, en donde se puede notar el nivel del agua que llega a medio cuerpo de la persona que aparece en la imagen.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Figura 6. Zonas de inundación en el sur de la ciudad de San Luis Potosí.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Figura 7. Inundación en El Aguaje. Fuente: Alamilla (2015).

Estas formas de inundaciones, como relatan los pobladores entrevistados del conjunto habitacional, fueron recurrentes desde el inicio. A partir de eso momento, los pobladores se organizaron para la limpiar las calles, alcantarillas y jardineras (Figura 8 y Figura 9), y se construyeron grandes topes en el recorrido del agua para desviarla. De la misma manera, los residentes modificaron las entradas de sus casas y elevaron con escalones el nivel de sus pisos, para que funcionaran como

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

barreras para la entrada de agua (Figura 10 y Figura 11) y agregaron pequeñas bardas a sus ventanas. Además, en la zona más alta de la calle se resguardaban los automóviles cuando se advertían las primeras gotas de lluvia.

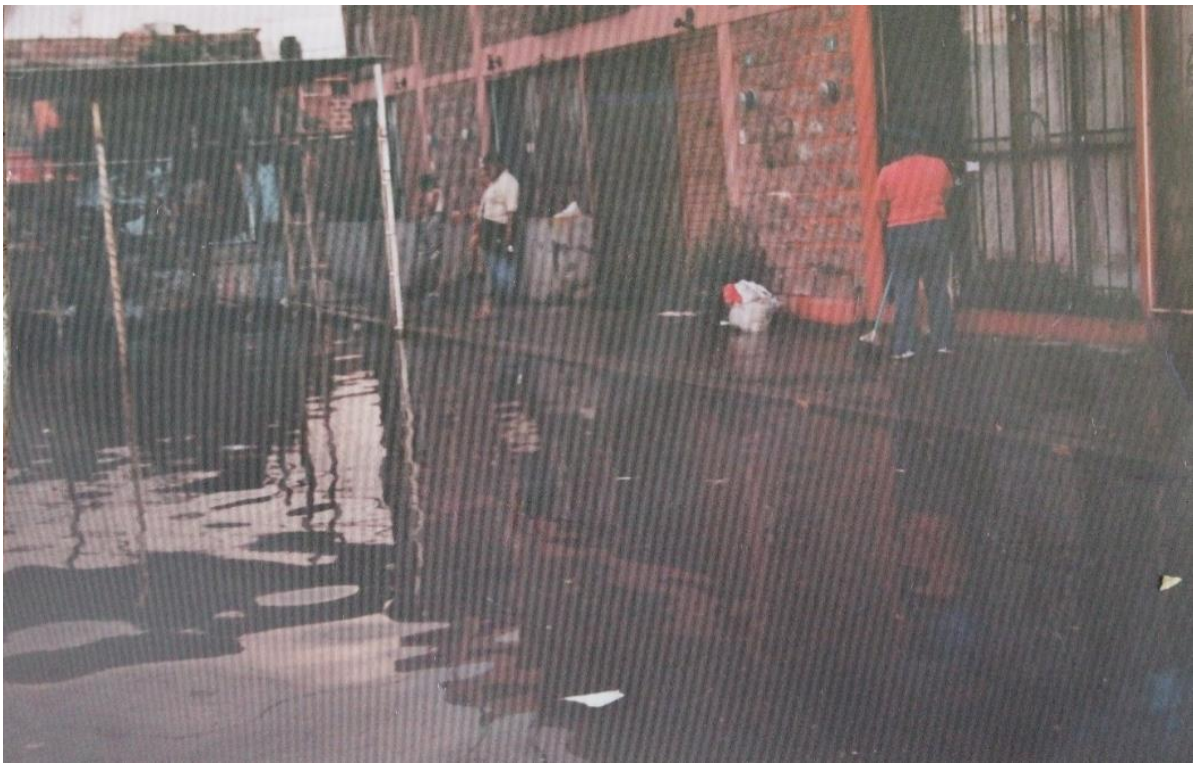


Figura 8. Limpieza de la calle. Fuente: comunicación personal (2017).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Figura 9. Limpieza de casas y calles después de una inundación. Fuente: trabajo de campo, 2018.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Figura 10. Modificaciones contras las inundaciones. Fuente: trabajo de campo, 2018.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Figura 11. Modificaciones dentro de una casa. Fuente: trabajo de campo, 2018.

Esta organización local surgió como una forma comunitaria de resolver los problemas del fraccionamiento, la cual tuvo como base las relaciones entre los habitantes, pues gran parte de ellos eran profesores de primaria y secundaria, antiguos conocidos o compañeros de trabajo. Así se hicieron asambleas en las calles y colonias para discutir las soluciones. En principio, como relata un profesor jubilado habitante de este lugar:

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

> "En un inicio todos jalamos parejo, nos pusimos de acuerdo en reclamar al gobierno estatal y municipal por el deficiente servicio de drenaje, que nos hiciera obras y ampliara el drenaje, eso incluso nos permitió bloquear la avenida Salk para nuestros reclamos; como no nos hicieron caso, cerramos el periférico; todos andábamos ahí, funcionó en cierta forma" (Andrés, 2018).

Por otro lado, el gobierno municipal y las instituciones gubernamentales como la Comisión Estatal del Agua manejaron un discurso que minimizaba la inundación, como menciona una residente de El Aguaje:

> "Para ellos es sólo unos charcos con lodo que luego se va; pero cada temporada de lluvias me inundo y pierdo algo de mi patrimonio. Ellos dicen que son las lluvias, pero si no limpian el drenaje y su recolección de la basura es muy malo, claro que el agua que corre para este lugar nos va a inundar; esto tiene solución" (Ana, 2018).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

En este sentido, los pobladores afectados por las inundaciones recurrente han cuestionado los discursos y las prácticas gubernamentales; además, los habitantes han reflexionado sobre la manera en que fue urbanizado el lugar:

> "Mire, la que tuvo la culpa fue la inmobiliaria que construyó aquí; era una zona agrícola, de terreno bajo; nunca calcularon que el nivel del terreno y todo lo demás que se edificó, junto como está el drenaje, nos llevara a inundarnos todos los años" (Pedro, 2018).

Otro de los temas de discusión entre los habitantes de El Aguaje es la poca utilidad de la infraestructura que se ha construido para aliviar el problema de las inundaciones, como la construcción de colectores pluviales:

> "El colector fue un elefante blanco. Quién sabe qué agua colecta; no lo limpian y nosotros nos seguimos inundando" (Miguel 2018).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Por otro lado, los residentes han notado pequeñas mejoras con el paso del tiempo. Uno de los entrevistados comentó:

> "Ahora veo que el agua trae menos basura; sigue trayendo lodo, pero al menos creo ya mejoraron su recolección de basura por estas colonias" (Minerva, 2018).

Los residentes del fraccionamiento El Aguaje han implementado prácticas locales para reducir las afectaciones, como adecuaciones a las entradas y ventanas de sus casas, la construcción de topes y bardas, la organización de semanas de recolección de basura, las cuales atenuaron las inundaciones, pero no las desaparecieron, dado que el proceso de inundación se despliega en una escala territorial más allá de su fraccionamiento.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Discusión

Few (2003) distingue dos enfoques para reducir los impactos negativos de las inundaciones: el enfoque estructural, que incluye la construcción de obras de ingeniería para controlar avenidas o proteger zonas inundables mediante diques o represas, y el enfoque no estructural, que a su vez puede ser a macro escala, como los sistemas formales de monitoreo y los programas institucionales de evacuación, y de microescala, como las acciones realizadas a nivel local para enfrentar inundaciones. Estas acciones se basan en conocimiento y habilidades, a partir de la experiencia para manejar el riesgo (Twigg, 2015). Si bien el enfoque ha tomado relevancia en las últimas décadas en los programas de gestión de riesgo (Lavell, 2003), las sociedades, a lo largo de la historia, han manejado el riesgo mediante estrategias adaptativas a través de hábitos, tradiciones y prácticas (García, 2006).

Las estrategias de adaptación ante riesgos y desastres pueden ser de diferente índole. Twigg (2015) las categorizó en estrategias económicas y materiales, que incluye la diversificación de ingresos; estrategias tecnológicas, como la identificación de zonas inundables para evitar construir en ellas; estrategias sociales y de organización, como lo

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

son las redes de ayuda y de soporte; y estrategias culturales, que incluyen la percepción del riesgo asociado a experiencias previas y aspectos relacionados con la religiosidad. Un trabajo reciente presentado por Ortega y Morán (2019) describe las prácticas locales ante afectaciones por fenómenos hidrometeorológicos en una comunidad indígena localizada en la región Huasteca. Entre ellas, los autores identifican diversas estrategias implementadas tanto en periodo de lluvias como en periodo de estiaje, por ejemplo: en periodo de lluvias, los habitantes de la comunidad cambian su fuente de ingreso económico por actividades que se realizan en el interior de la casa al verse impedidos para trabajar en el exterior; entre las estrategias tecnológicas se menciona que los habitantes de la comunidad han construido bordos en sus casas que impiden la circulación de agua hacia el interior y han implementado sistemas de captación de agua de lluvia en los techos de las viviendas; entre las estrategias organizativas, los autores destacan las solicitudes de apoyo a las autoridades para poner a su disposición lanchas que les permitan salir o entrar de la comunidad cuando el camino se anega; y finalmente, exponen estrategias culturales que incluyen pedimentos de agua mediante ofrendas.

Por otro lado, el trabajo de Talledos y Medina (2019) describe las prácticas locales ante riesgos de origen hidrometeorológico (asociados con lluvias, heladas e incendios principalmente) en el ejido La Trinidad, localizado en la Sierra Madre Oriental, en el estado de SLP; entre ellas,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

los autores resaltan la relocalización de viviendas fuera del área de inundación, la construcción de zanjas para desalojar el agua y canalizarla hacia un área de filtración o la reparación de techos frágiles. Los autores destacan cómo las prácticas locales se sustentan en la organización de la comunidad apoyada por las autoridades locales (p. ej., autoridades ejidales) y en autoridades externas, como la Comisión Nacional Forestal, en el caso de presentarse incendios.

El trabajo de Solis, Bocco y Granados (2019) investigó las estrategias sociales de adaptación al riesgo en una región de población indígena del estado de Michoacán. Sus resultados muestran que las comunidades de estudio, ante la nula atención institucional, recurren a la cooperación comunitaria para afrontar las amenazas, principalmente los ciclones tropicales. Las actividades se hacen con trabajo comunitario, por ejemplo, la limpieza de los drenes de caminos y la reparación de las terracerías, además del monitoreo de las zonas de inundación. Los autores destacan que los habitantes de las comunidades saben reaccionar frente a las amenazas hidrometeorológicas y activan sus capacidades para regresar a la cotidianidad.

En contextos urbanos, el trabajo de Castillo y De-Alba (2017) plantea que las estrategias sociales de adaptación son acciones que transforman el territorio (colonia, calle o casa), y que tienen la característica de no ser reconocidas por el estado o ser consideradas poco relevantes. Además, los autores afirman que este tipo de acciones

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

construyen un capital social y dan un sentido de empoderamiento a los habitantes del lugar afectado ante lo que consideran respuestas insuficientes de las autoridades para prevenir un desastre. Estas características son observadas en caso de las inundaciones en el fraccionamiento El Aguaje: para reducir las afectaciones ante las inundaciones, los residentes han modificado sus calles para tratar de desviar el agua y han construido adaptaciones en las casas para evitar la entrada de agua. Estas acciones se han realizado al margen de las acciones de la autoridad local, la cual minimiza las inundaciones y los daños. Además, los habitantes del fraccionamiento han construido una organización social para realizar trabajos de limpieza y para reclamar acciones a las autoridades para solucionar el problema.

Otro caso de estudio es el descrito por Toscana (2014), que investiga las inundaciones en Valle de Chalco Solidaridad (Estado de México) y que evidencia la organización social para realizar prácticas preventivas ante las inundaciones asociadas con la ruptura del canal que desaloja las aguas negras de la Ciudad de México. Entre éstas se encuentra el monitoreo de las paredes del canal para identificar fisuras y la elaboración de mapas de riesgo con la participación de la comunidad.

Los casos mencionados muestran que tanto comunidades rurales como urbanas en México han desarrollado, a través de la experiencia y el aprendizaje, conocimiento político, social y cultural para enfrentar los desastres, si bien estas prácticas locales han sido consideradas poco

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

relevantes en el enfoque gubernamental de la gestión del riesgo (Castillo & De-Alba, 2017). Al respecto, Lavell (2003) afirma que no es posible gestionar los desastres exclusivamente de forma centralizada, sino que es necesario contar con las capacidades locales, pues muchos desastres a nivel regional pueden considerarse como la suma de cientos pequeños desastres.

Conclusiones

En esta investigación, el primer objetivo fue analizar la construcción social de las inundaciones en el fraccionamiento El Aguaje, en la ciudad de San Luis Potosí. Para ello se evaluaron las modificaciones del territorio en el sur de la ciudad a causa del crecimiento sostenido del área urbana en las últimas décadas. Este proceso estuvo influenciado por políticas internacionales, nacionales y locales. Así, en el contexto del Tratado de Libre Comercio de América del Norte, la ciudad se convirtió en parte del corredor industrial del centro-noreste de México. El crecimiento de la ciudad también se vio influenciado por factores nacionales, como las

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

modificaciones de leyes que permitieron ampliar el mercado de tierras a las inmobiliarias y el impulso estatal de la construcción de vivienda para los trabajadores. En un nivel local, los fraccionamientos se edificaron en zonas agrícolas con una configuración hídrica que incluía arroyos, ríos y reservorios. La transformación del territorio construyó espacios riesgosos para los habitantes de estos fraccionamientos que actualmente se ven afectados por inundaciones recurrentes, como es el caso del fraccionamiento El Aguaje. Ejemplos de estas transformaciones del territorio y la creación de espacios riesgosos han sido estudiados en casos como el de Valle de Chalco (Toscana, 2014) y Ecatepec en el Estado de México (Castillo & De-Alba, 2017), y en Ciudad Valles, San Luis Potosí (Peña, 2019).

Las inundaciones en el fraccionamiento El Aguaje afectan de modo recurrente a los residentes, quienes pierden cada año parte de su patrimonio. Los reclamos de los habitantes para encontrar una solución a este problema se encuentran con el discurso de las autoridades, que asocian el origen de las inundaciones directamente en la cantidad de lluvia, lo cual refleja la aplicación de una política pública con características naturalistas (Lavell, 1997). En contraparte, los residentes han tomado acciones que buscan reducir los daños y las afectaciones.

En tal contexto, el segundo objetivo de esta investigación es evaluar las prácticas locales que han implementado los residentes de El Aguaje ante las inundaciones. Los resultados muestran que los vecinos han

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

modificado sus calles y casas con pequeñas construcciones para desviar el agua o evitar que ésta entre a sus casas. Además, los residentes se han organizado para realizar trabajos de limpieza y buscar soluciones ante las autoridades. Como mencionan Castillo y De-Alba (2017), estas estrategias construyen un capital social entre los vecinos y les dan sentido de empoderamiento sociopolítico. Por otro lado, la organización local y la toma de decisiones se han realizado dentro de un amplio debate y no está exenta de disensos, lo cuales han llevado a que hoy la organización local en las colonias afectadas por inundaciones esté copada por los partidos políticos y organizaciones gremiales.

La construcción social de las inundaciones en la ciudad de San Luis Potosí es un proceso en desarrollo. Actualmente están en planeación nuevos proyectos inmobiliarios en las laderas de la Sierra de San Miguelito, dirigidos a un sector socioeconómico alto que busca "seguridad" y "exclusividad" en urbanizaciones cerradas (Campos, 2018). La urbanización de las faldas y las pendientes de la sierra en los últimos veinte años ha generado un deterioro en el patrón de escorrentía que ha llevado a una problemática de inundaciones en las colonias aledañas al parque Tangamanga I (Stevens, 2012; IPICYT, 2018), como se muestra en la Figura 4. A pesar de la problemática ya existente, las autoridades estatales planean aprobar la urbanización de 320 hectáreas de la Sierra de San Miguelito en lo que denominan "crecimiento controlado" (Exprés, 2020). El caso de la ciudad de San Luis Potosí es un ejemplo de cómo las

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

autoridades no participan en la gestión del riesgo, pero sí contribuyen en la generación de espacios riesgosos (Toscana, 2014).

Agradecimientos

Los autores agradecen a los vecinos de El Aguaje por su colaboración en los recorridos de campo, en las entrevistas, y por compartir su archivo documental y fotográfico.

Referencias

Alamilla, F. (2015). *La Brecha información puntual. Cierres viales y caos provocan las fuertes lluvias en SLP (Galería y Video)*. Recuperado de https://labrecha.me/?p=68686

Boils, G. (2004). El Banco Mundial y la política de vivienda en México. *Revista Mexicana de Sociología*, 66(2), 345-367.

Calderón, G. (2011). Lo ideológico en los términos en los desastres. *Revista Geográfica de América Central*, (2), 1-16.

Campos, D. L. (2018). Infraestructura e hidrología urbana en la Sierra de San Miguelito. *Universitarios Potosinos*, 15(232), 14-19.

Carranco, S., Ramos, A., Almanza, O., & Moran, J. (2016). Balance hidrológico superficial del valle de San Luis Potosí. En: Santacruz, G., & Ramos, A. (coord.). *Condiciones hidrogeoquímicas y*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

explotación del sistema acuífero del Valle de San Luis Potosí. (pp. 23-44). San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis.

Castillo, O. A., & De-Alba, F. (2017). Estrategias sociales de adaptación frente a las inundaciones en la metrópolis de México. *Ponto Urbe Revista do Núcleo de Antropología Urbana da USP*, 20, 1-23. DOI:10.4000/pontourbe.3471

Castrejón, A., & Azevedo, E. M. (2013). Urbanismo moderno en México: Plan Regulador de San Luis Potosí en los años sesenta y la creación de lugares en los años setenta. *Dearq, Revista de Arquitectura*, 12, 76-92. DOI:10.18389/dearq12.2013.08

CEFIMSLP, Coordinación Estatal para el Fortalecimiento Institucional de los Municipios. (2012). *Monografías de los municipios de México. San Luis Potosí*. Recuperado de http://www.cefimslp.gob.mx/monografias_municipales/2012/sanluispotosi/files/san%20luis%20potosi.12.pdf

Cirelli, C. (2004). *Agua desechada, agua aprovechada. Cultivando en las márgenes de la ciudad.* San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis A.C.

Cirelli, C. (2012). Urbanización y conflictos por los efluentes urbanos en San Luis Potosí. En: Vargas, S., Mollard, E., & Güitrión, A. (coord.). *Los conflictos por el agua en México: caracterización y prospectiva*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(pp. 112-148). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Programa contra Contingencias Hidráulicas para la Zona Urbana de Tamazunchale, San Luis Potosí. Región Hidrológico-Administrativa IX, Golfo Norte*. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/281337/ZONA_URBANA_TAMAZUNCHALE__SLP.pdf

Cruz, A. (2012). *Áreas suseptibles de inundación y vulnerablidad socio-económica asociada en la zona metropolitana de San Luis Potosí-Soledad de Graciano Sánchez* (tesis de licenciatura en Geografía). Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.

Exprés. (2020). *Podrían urbanizarse 320 hectáreas de la Sierra de San Miguelito. San Luis Potosí, México*. Recuperado de https://elexpres.com/2015/nota.php?story_id=238385

Few, R. (2003). Flooding, vulnerability and coping strategies: Local responses to a global threat. *Progress in Development Studies*, 3(1), 43-58. DOI:10.1191/1464993403ps049ra

García, V. A. (2006). Estrategias adaptativas y amenazas climáticas. En: Urbina, J., & Martínez, J. (comp.). *Más allá del cambio climático: las dimensiones psicosociales del cambio ambiental global* (pp. 29-46).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

México, DF, México: Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2020). *Panorama sociodemográfico de San Luis Potosí. Censo de Población y Vivienda 2020*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=7028251 9797

INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2018). *Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2015*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenido/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825006792.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos San Luis Potosí, San Luis Potosí Clave geoestadística 24028*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/24/24028.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2002). *Estudio hidrológico del estado de San Luis Potosí*. Recuperado de http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825224097/702825224097.pdf

IPICYT, Instituto Potosino de Ciencia y Tecnología. (2018). *Integración de los elementos técnicos para actualizar el Estudio Técnico de Factibilidad para el establecimiento del Área Natural Protegida Reserva Estatal "Sierra de San Miguelito" San Luis Potosí*. Recuperado de https://www.slp.gob.mx/segam/Documentos%20compartidos/LEGISLACI%C3%93N/ETF%20ANP%20Sierra%20San%20Miguelito%20versi%C3%B3n%20final%202%20agosto2018.pdf

Lavell, A. (2003). *La gestión local del riesgo. Lecciones y precisiones en torno al concepto y la práctica*. Ciudad de Guatemala, Guatemala: Centro de Coordinación para la Prevención de los Desastres en América Central y República Dominicana, y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

Lavell, A. (1997). Comunidades urbanas, vulnerabilidad a desastres y opciones de prevención y mitigación: una propuesta de investigación acción para Centroamérica. En: Lavell, A. (comp.). *Viviendo en riesgo. Comunidades vulnerables y prevención de desastres en América* (pp. 39-57). Lima, Perú: La RED.

Llanes, C. (2003). Los desastres nunca serán naturales. *Boletín del Instituto de la Vivienda*, 47(18), 41-53.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

López, L. M., Moreno, F. A., Alva, B. F., & Hernández, J. (2018). From asset to liability: The sustainability of waterscape transformations in the Santiago River. In: Filho, W., Noyola R., Medellín, P., & Vargas, V. (eds.). *Sustainable Development Research and Practice in Mexico and Selected Latin American Countries* (pp. 339-355). Cham, Switzerland: Springer.

Oliver-Smith, A. (1999). "What is a Disaster?": Anthropological Perspectives on a Persistent Question. In: Oliver-Smith, A., & Hoffman, S. (eds.). *The Angry Earth. Disaster in Anthropological Perspective* (pp. 19-34). New York, USA: Routledge.

Ortega, L., & Moran, J. D. (2019). Ciclos hidrometeorológicos y la vida comunitaria en el barrio de Mantezulel, Aquismón, San Luis Potosí. En: Peña, F. (coord.) *Aguas turbulentas y prácticas locales y comunitarias en la Huasteca. Riesgos hídricos y organización social* (pp. 147-190). San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis A.C.

Palacio, G. (2011). La gestión integral del riesgo para la planificación urbana en San Luis Potosí, México. *Revista de Geografía de América Central*, 2, 1-9.

Peña, F. (2019). Ríos urbanos en ciudades pequeñas: prácticas locales y resultados territoriales de riesgo. En: Peña, F. (coord.) *Aguas turbulentas y prácticas locales y comunitarias en la Huasteca.*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 352-407. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-08

Riesgos hídricos y organización social (pp. 93-120). San Luis Potosí: El Colegio de San Luis A.C.

Poteete, A. R., Janssen, M. A., & Ostrom, E. (2012). *Trabajar juntos. Acción colectiva, bienes comunes y múltiples métodos en la práctica*. Recuperado de http://ru.iis.sociales.unam.mx/bitstream/IIS/4415/1/Trabajar%20juntos.%20Accion%20colectiva%20bienes%20comunes.pdf

Salas, M. A., & Jiménez, M. (2014). *Inundaciones (Fascículo).* México, DF, México: Centro Nacional de Prevención de Desastres (Cenapred).

Santacruz, G., & Eguía, J. M. (2016). La importancia socioambiental de la precipitación pluvial en la cuenca endorreica, semiárida y urbanizada de San Luis Potosí, México. En: Santacruz, G., & Ramos, A. (coord.). *Condiciones hidrogeoquímicas y explotación del sistema acuífero del Valle de San Luis Potosí* (pp. 45-66). San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis.

Solis, B., Bocco, G., & Granados, J. (2019). Estrategias sociales y gestión del riesgo en la etno-región nahua de la sierra costa de Michoacán. *Investigaciones Geográficas*, (99). DOI:10.14350/rig.59835

Stevens, G. S. (2012). La vulnerabilidad hídrica en la ciudad de San Luis Potosí. Un análisis espacial. *Revista de El Colegio de San Luis*, (4), 130-159.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Talledos, E., & Medina, E. (2019). Prácticas locales y riesgos en el ejido La Trinidad, Xilitla, San Luis Potosí. En: Peña, F. (coord.) *Aguas turbulentas y prácticas locales y comunitarias en la Huasteca. Riesgos hídricos y organización social* (pp. 191-214). San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis A.C.

Toscana, A. (2014). Actores sociales en la gestión local del riesgo de desastre en Valle de Chalco Solidaridad, Estado de México. *Espacialidades*, 4(1), 137-169.

Twigg, J. (2015). *Disaster risk reduction*. London, UK: Humanitarian Policy Group Overseas Development Institute.

Valencio, N. F. L. da S. (2015). *The Brazilian context of humanistic discussion over the de-naturalization of disaster. Working Paper*, 2(17). Sao Paulo, Brasil: Waterlat-Gobacit.

Valencio, N. F. L. da S. (2014). Desastres: tecnicismo e sofrimento social. *Ciência & Saúde Coletiva*, 19(9), 3631-3644. DOI: 10.1590/1413-81232014199.06792014

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

Articles

Assessment of the tsunami hazard on the Algerian coast: Scenario study of a tsunami generated by an earthquake on the Bay of Algiers

Evaluación del peligro de tsunami en la costa argelina: estudio de escenario de un tsunami generado por un terremoto en la bahía de Argel

Mostefa Snoussi[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-9143-2890

Mustapha Kamel Mihoubi[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7858-0127

[1]Mobilisation et Valorisation des Ressources en Eau (MVRE), Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique (ENSH), Blida, Algeria, m.snouci@ensh.dz

[2]Mobilisation et Valorisation des Ressources en Eau (MVRE), Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique (ENSH), Blida, Algeria, mihkam@ensh.dz

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Corresponding author: Mostefa Snoussi, m.snouci@ensh.dz

Abstract

The western Mediterranean coasts have been hit by tsunamis in the past and can be opposed to this risk at any time. The North African margin is the main area prone to destructive earthquakes that sometimes trigger tsunamis and potentially harm human life and coastal city property. The present study consists of numerical modeling of a wave of tsunami acting on the Algerian coasts for an earthquake of magnitude Mw 7.55 with length and width of the fault (73.3 x 29.9 km) and a vertical slip of 3.5 meters. This numerical modeling is based on a code of calculations developed based on the two-dimensional hydrodynamic model sources Telemac-2D, making it possible to map the heights of the waves and maximum speeds generated by the tsunami. The simulation indicates that the maximum values for the surface heights are about 1.2 meters and 30 to 50 m/s for the flow velocities. The results show that our study area is more exposed to the inundation hazard by a tsunami causing significant damage to basic infrastructure. The results obtained are exported to a GIS information platform allowing the development of an illustrative cartography of the hydraulic characteristics of the tsunami's wave generated and the arrival time and displacement of the inundation with the location of vulnerable areas to inundation. This constitutes a decision-making tool for land use planning decision-makers and a means of Risk

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

mitigation in the event of potential earthquakes causing tsunamis in the region.

Keywords: Height, inundation, Numerical modeling, speed, Telemac.

Resumen

Las costas del Mediterráneo occidental han sido afectadas por tsunamis en el pasado y pueden oponerse a este riesgo en cualquier momento. El margen del norte de África es una zona principal propensa a terremotos destructivos que a veces desencadenan tsunamis y plantean un peligro potencial para la vida humana y los bienes de las ciudades costeras. El presente estudio consiste en un modelado numérico de una ola de tsunami que actúa sobre las costas argelinas para un terremoto de magnitud Mw 7.55 con longitud y anchura de la falla (73.3 x 29.9 km) y un deslizamiento vertical de 3.5 metros. Este modelado numérico basado en un código de cálculos desarrollado sobre la base de las fuentes de modelos hidrodinámicos bidimensionales Telemac-2D permite mapear las alturas de las ondas y las velocidades máximas generadas por el Tsunami. La simulación indica que los valores máximos para las alturas de superficie son de aproximadamente 1.2 metros y de 30 a 50 m/s para las velocidades de flujo. Los resultados obtenidos muestran que el área de estudio está más expuesta al riesgo de inundación por un tsunami que causa daños significativos a la infraestructura básica. Los resultados obtenidos se exportan a una plataforma de información SIG que permite

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

el desarrollo de una cartografía ilustrativa de las características hidráulicas de la ola generada por el tsunami, y de la hora de llegada y desplazamiento de la inundación con la ubicación de zonas vulnerables a la inundación. Esto constituye una herramienta de toma de decisiones para los tomadores de decisiones de planificación del uso de la tierra y también un medio de mitigación del riesgo en el caso de los posibles terremotos que causan tsunamis en la región.

Palabras clave: altura, inundación, modelado numérico, velocidad, Telemac.

Received: 24/05/2021

Accepted: 30/08/2021

Introduction

Due to the collision between the African and Eurasian plates, the region of Algiers is under a regime of compression with a field of constraints directed to NNW-SSE (Domzig *et al*., 2006). This region has moderate

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

seismicity and sometimes earthquakes greater than 6 (Amir, Cisternas, Dudley, McAdoo, & Pararas-Carayannis, 2013). These earthquakes are localized in the marine environment (Boumerdès in 2003) or nearby (El-Asnam in 1954 and 1980) (Heddar *et al*., 2012) and are therefore able to generate tsunamis by the simple transmission of the coseismic deformation to the mass of overlying water or neighbor (Domzig *et al*., 2006; Yelles-Chaouche, 1991). As was the case during the earthquake of Boumerdès of 2003 of magnitude Mw 6.8, registered in many places in the western Mediterranean, on the Algerian coast, and the Balearic Islands (Sahal *et al*., 2009). In this context, this study relates to the numerical modeling of the wave of a tsunami from the scenario of an earthquake of magnitude Mw 7.55 to the Algerian coast with length and width of the fault (73.3 x 29.9 km) and a vertical slip of 3.5 meters. The epicenter is here located at 2.98E, 36.98N. The numerical simulation of the tsunami is done by the resolution of equations of Saint Venant (continuity equation and the equation of conservation of the quantities of movement) according to the linear and non-linear approximations "shallow water" (Thual, 2003; Tan, 1992), it is considered that the fluid is incompressible, homogeneous and non-viscous (the density of the fluid is constant), this assumption allowed us to integrate the value (ρ = constant) in the continuity equation to simplify the equation of momentum (Allgeyer *et al*., 2012). We also assume that the acceleration of vertical motion is negligible compared to the acceleration due to gravity. This hypothesis allows us to translate the pressure in terms of

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

depth of immersion (Hervouet, 2001; Thual, 2003). Solving the equations describing the propagation of the tsunami is carried out using a diagram digital finite element (Hervouet, 2003), in spherical or cartesian coordinates (Mader, 2004), in a system of nested grids. With the approach of the coasts, the period of the waves and the wavelength decreases strongly. The energy conservation led to an increase in the height of the waves. Modeling tsunamis near coastal areas require fine meshing to take into account the strong irregularities in the bathymetry and accurately assess the flood zones. On the other hand, modeling far from the coast does not require such precision. The mesh used is constructed by integrating bathymetric data and topographic data.

Materials and methods

To achieve the objectives of this study, an approach based on integrating the geographic information system Quantum-GIS (https://docs.qgis.org/3.16/en/docs/user_manual/), and the TELEMAC system was used; this approach is represented by the following flowchart (figure 1).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

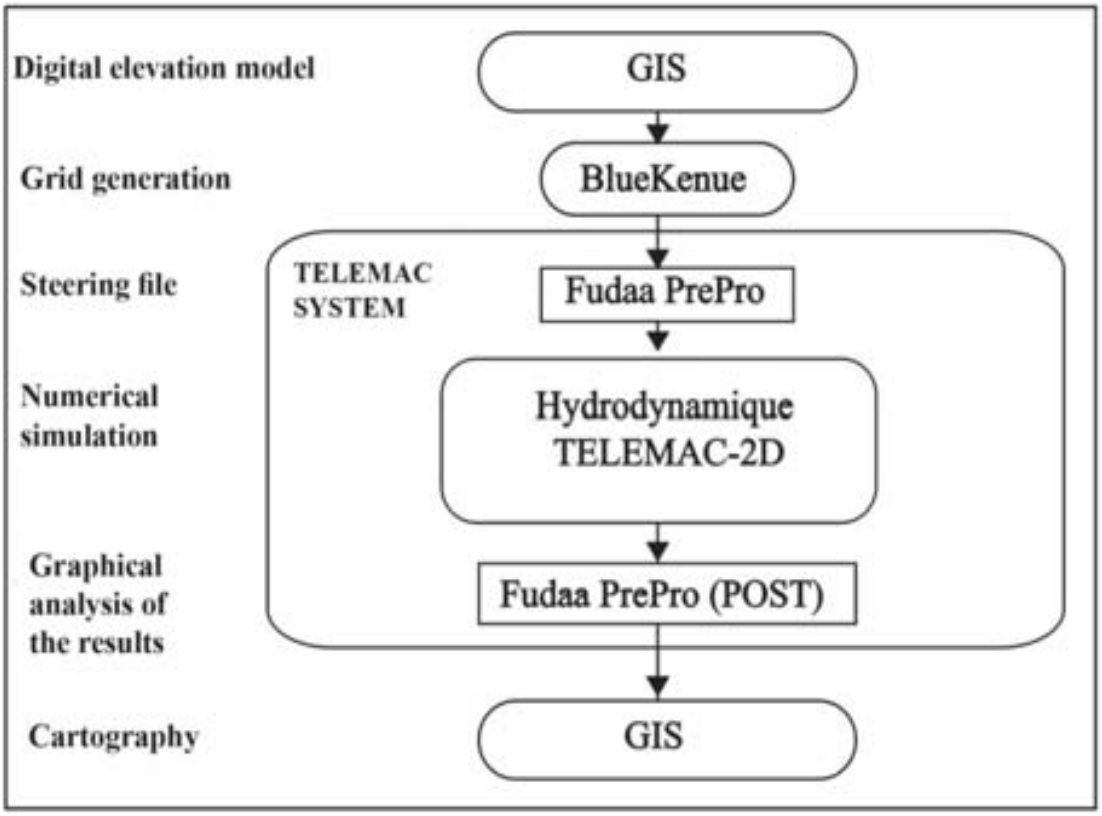


Figure 1. Flowchart showing the employed methodology.

Blue Kenue

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

Blue Kenue is an advanced data preparation, analysis, and visualization tool for hydraulic modeling. It allows to prepare and integrate of the geometric data (grid generation) with the input data and to visualize the results once the simulation is completed (Government of Canada, 2022); it provides visualization by dynamic 1D, polar, 2D, and 3D views. Indeed, one of the advantages of Bluekenue is that it is compatible with many data formats (.xyz, .shp, ...) Thus, we were able to import the isolines corresponding to the isobathymetry lines in the form of a GIS shape file. A mesh has been created, which is based on the isobathymetric lines. The grids obtained have meshes of 200 x 200 m for the bathymetry and 30m x 30 m for the topography.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

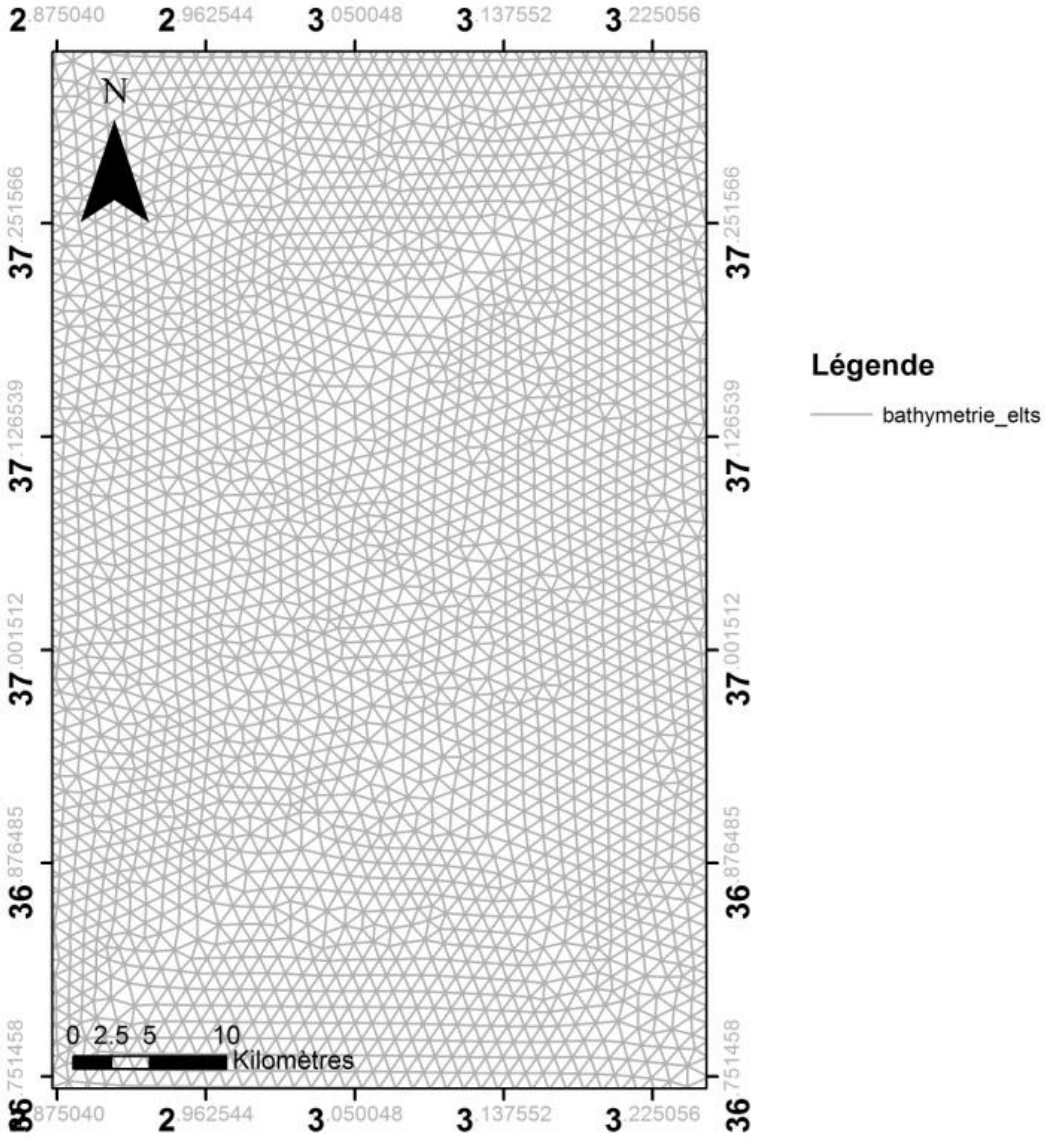


Figure 2. Triangular mesh of the study area with BlueKenue software.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Hydrodynamic modeling

Fudaa prepro

FUDAA PREPRO is a pre-processing and post-processing tool for many hydraulic models; it allows the users to define the parameters to introduce in the hydraulic model (*e.g.*, initial and boundary conditions) (Atlassian, n.d.).

Telemac-2d

The model used to simulate tsunami propagation is a code based on the open sources of the TELEMAC-2D code (Wiki, 2022).

The equations governing the dynamics of free surface flows are described by the equations of Saint-Venant, in the non-

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

dispersive medium. Consequently, the temporal evolution of the wave height and the horizontal currents is calculated at any point in the study area. The calculation is based on solving the following hydrodynamic equations (Hervouet, 2007):

Continuity equation :

$$\frac{\partial h}{\partial t} + u.\nabla h + h\,\mathrm{div}(u) = S_h \quad (1)$$

Momentum along x :

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u.\nabla u = -g\frac{\partial Z}{\partial x} + S_x + \frac{1}{h}\,\mathrm{div}(h\nu_t.\nabla u) \quad (2)$$

Momentum along y :

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u.\nabla v = -g\frac{\partial Z}{\partial y} + S_y + \frac{1}{h}\,\mathrm{div}(h\nu_t.\nabla v) \quad (3)$$

Where:

h (m) is the height of the water.

u and *v* are components of the velocity (m/s).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

v_t diffusion coefficients of the velocity and the tracer (m^2/s).

Z is the coast of the free surface (m).

t is time (s).

x and y are horizontal space coordinates (m).

S_h is the source or fluid wells (m/s).

S_x and S_y (m/s^2) are source terms or wells of the dynamic equations.

h, u, and v are the unknown.

Initial conditions and limits

The initial conditions used in the simulation consist in initializing the free surface elevation to zero, in which Telemac-2D automatically calculates the initial depths of the water by the difference between the free surface and the bottom.

A Thompson boundary condition is applied at the coast level to allow outgoing waves to propagate freely across the domain, in which case Telemac-2D automatically calculates the boundary values. The Thompson method is to use the characteristics method to try to

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

calculate the missing information. This technique is also useful when the model is over-constrained, meaning that too much information is provided at the limit. In this case, if the speed and level of information are inconsistent, there is a tendency to draw too much or not enough energy into the model. In this case, the Thompson method makes it possible to recalculate a speed and adjust the information imposed on the limit very slightly to make it consistent (EDF-DRD, 2010).

Further, a Manning coefficient has been set at 0.025 for depths below zero and 0.06 for dry land modeling.

Bathymetric data

The bathymetric data used for the study area come from the international database GEBCO 30 (British Oceanographic Data Centre & National Oceanography Centre, n.d.) is supported by the International Hydrographic Organization (IHO), by the United Nations (UNESCO) as well as by the Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC). The bathymetric information is the result of a compilation at the scale of the globe of bathymetric surveys and data from satellite altimetry. They are

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

issued free of charge (British Oceanographic Data Centre & National Oceanography Centre, n.d.).

An extraction was performed for the area covering the whole of the western Mediterranean basin (Figure 3).

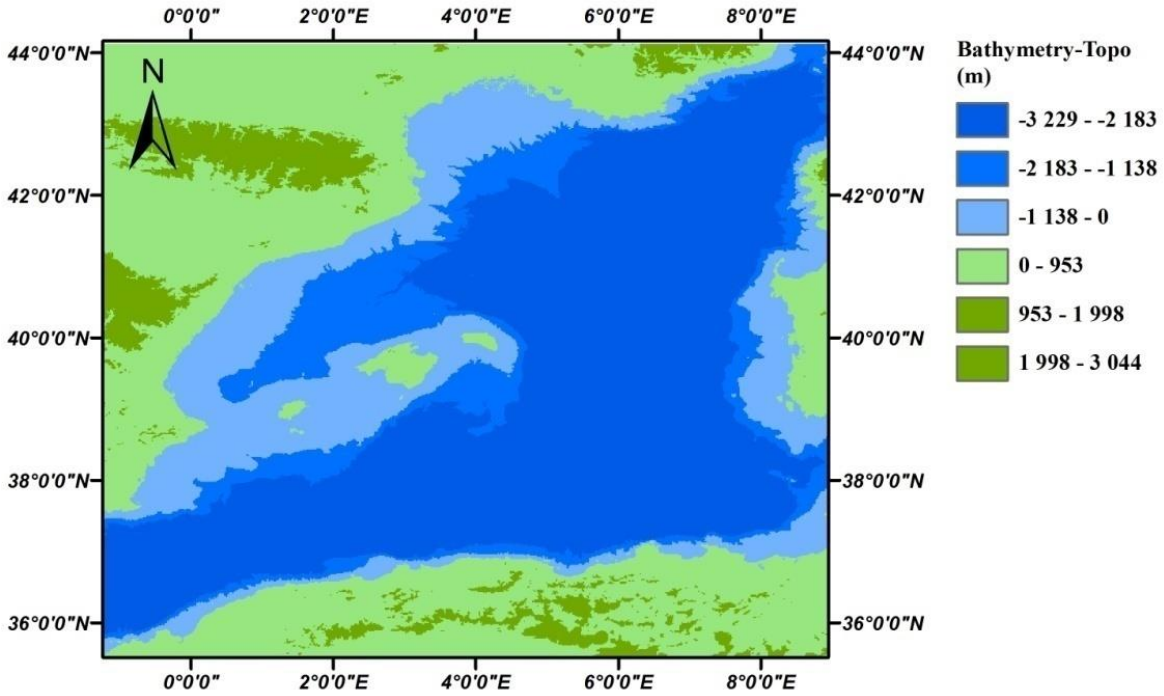


Figure 3. Extract the GEBCO30 file: bathymetry with an average mesh of 1'x1' (National Oceanography Centre & British Oceanographic Data Centre, 2022).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The study area extends from 2.85° E to 3.29° E to the latitude and 36.68° N to 37.38° N for the longitude.

Construction of digital elevation model grids

The various sources of topo-bathymetric data were used to construct the grids necessary for the calculations with meshes of 200 m x 200 m and 30 x 30 m for the finest. The DEM was produced using the Blue Kenue software using the linear interpolation triangulation method. This interpolation method is chosen because most of the data used already mesh and the large number of values considered. The quality of the data interpolated by this method was tested by cross-validation. This technique involves removing the measured data one by one and then predicting it from the interpolation of the neighboring data. Cross-validation errors are then obtained by subtracting the predicted values of the measured values. This procedure made it possible to locate significant punctual errors at the border of the SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) and GEBCO data. This is due to the combination of data from multiple sources at very different scales and of several types: meshes and probes. Once located,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

these erroneous points were removed, and new interpolations were made. The final mesh of the compute domain has 90240 nodes.

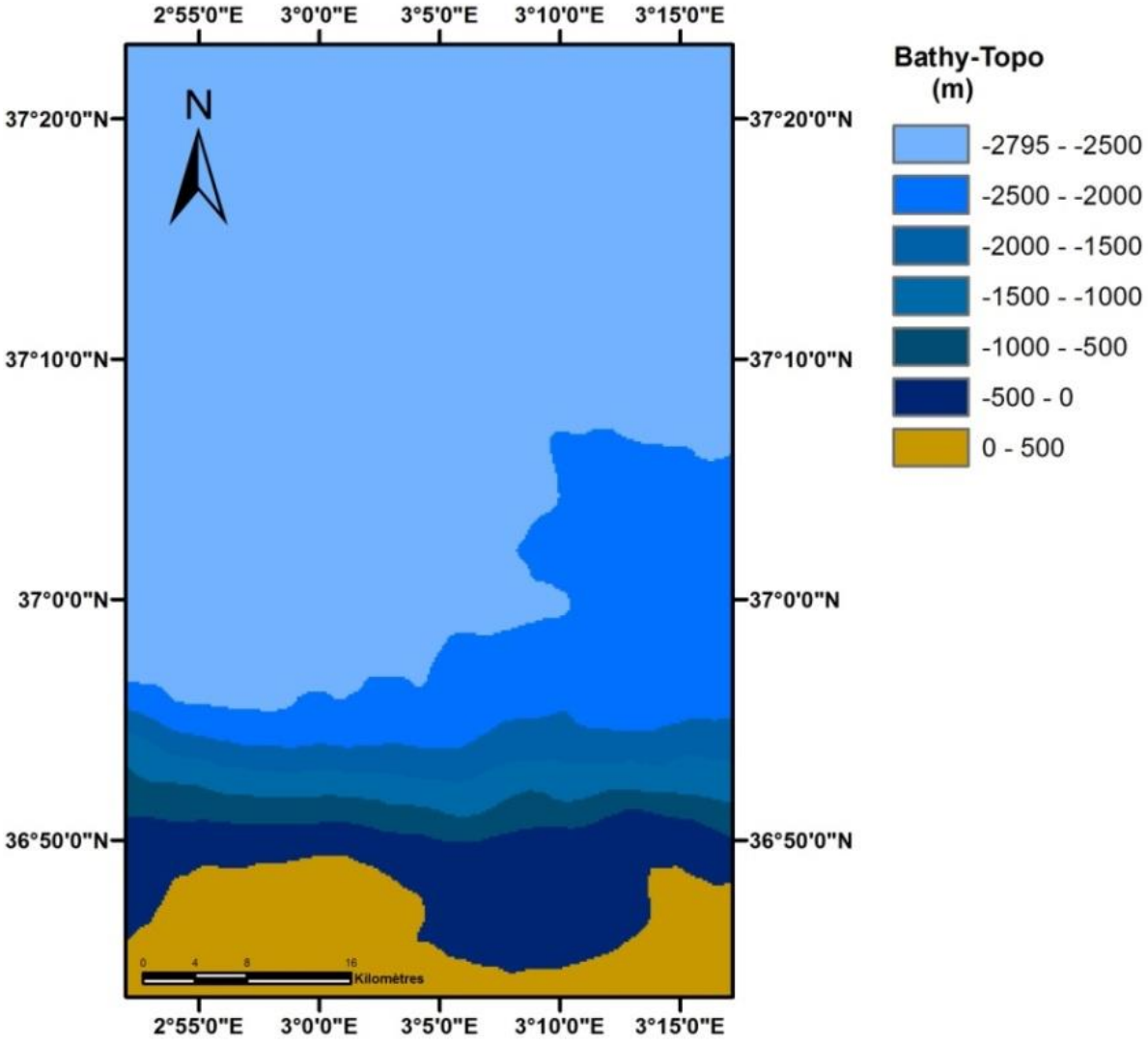


Figure 4. Mesh of the study area built from SRTM / GEBCO30 data.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

The result of the modeling will depend strongly on the quality of bathymetric data.

Parameters of source-earthquakes

In this work, earthquake parameters and seismic zoning are based on previous studies (Terrier, 2007). In this context, a scenario of an earthquake of magnitude Mw 7.55 is chosen for modeling the tsunami. The epicenter of this earthquake is located at 2.98 E, 36.98N at 20 km north of the Algerian coast; the fault's length and width (73.3 x 29.9 km) with a vertical slip of 3.5 meters and the focal depth of seism are 07 km. The exact source of the earthquake is generated by the movement of a blind reverse fault-oriented NE-SW (Yelles *et al*., 2009). The scenario corresponds to the maximum credible event for return periods probably several hundred to several thousand years.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

Results and discussion

Initial deformation

This model consists initially in calculating the initial deformation associated with a seismic failure using the TOMAWAC calculation code (Wiki, 2014) using the algorithms developed by (Okada, 1992), which correspond to the method commonly used by the various models based on the elastic half-space theory (Allgeyer *et al*., 2012; George & Leveque, 2006).

These algorithms allow us to calculate the deformation of the ocean floor from the characteristics of the flaw, which is the origin of the earthquake, to allow this deformation to propagate to the free surface (Figure 5).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

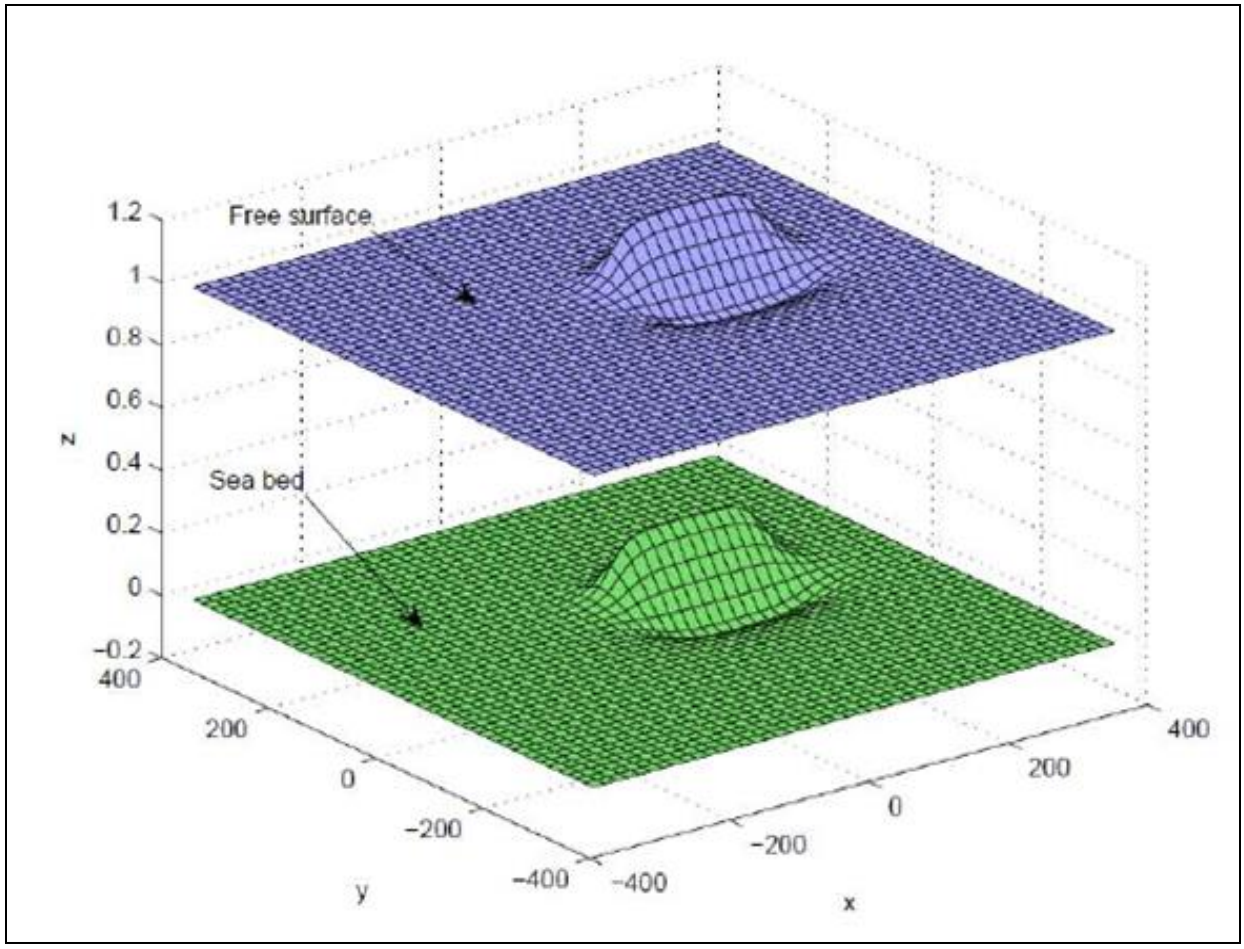


Figure 5. Calculation principle is the initial deformation associated with a seismic rupture.

The result shows a maximum deformation of 1.6 meters in the free surface (Figure 6).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

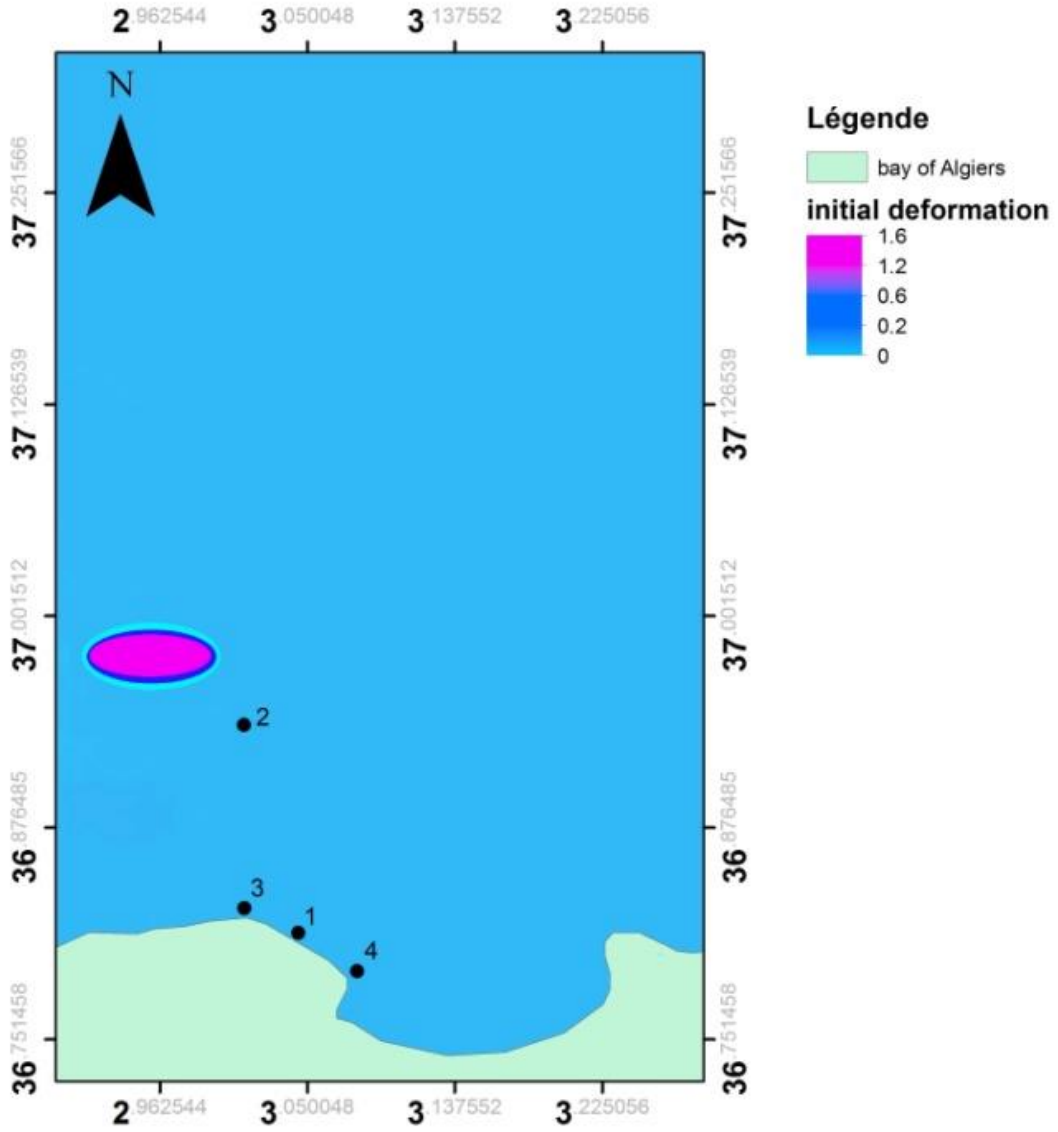


Figure 6. Initial deformation of the water surface simulated for an earthquake of Mw 7.55.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

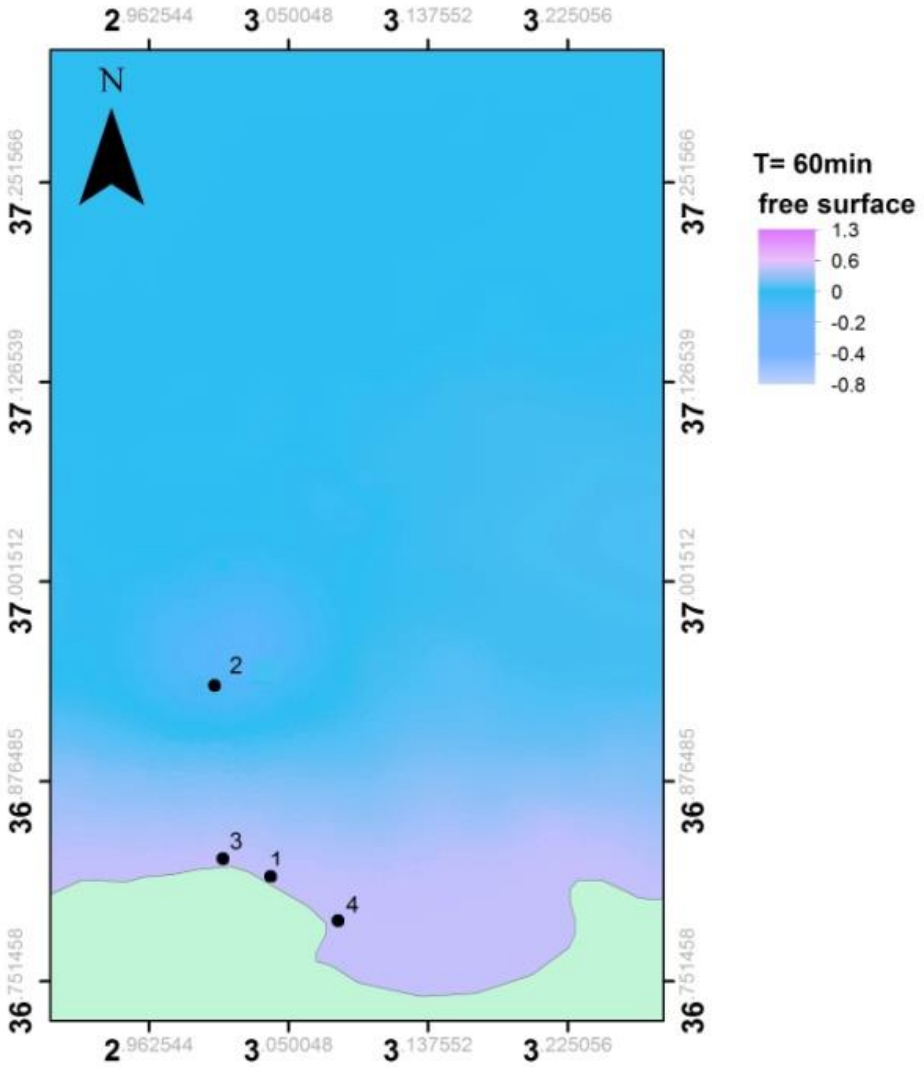


Figure 7. Illustration of the tsunami propagation generated by an earthquake of magnitude Mw 7.55 after 60 min in the North-West region of the Bay of Algiers.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

In this study, we present the maximum height and horizontal velocity simulated for four different measurement points located along the coast of Algiers over one hour, summarized in Table 1. These four measurement points are established according to the morphometric properties of Algiers Bay.

Table 1. Location of the points chosen for the region of Algiers.

ID Point	Latitude (N°)	Longitude (E°)
1	3.0467	36.8144
2	3.0163	36.9232
3	3.0121	36.8292
4	3.0782	36.7935

The hydraulic results obtained by digital simulation show that the peak of the tsunami reaches the coasts of the Bay of Algiers after 10 minutes of the earthquake. Figure 8, Figure 9, Figure 10, and Figure 11 present the wave heights simulated for the four points.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

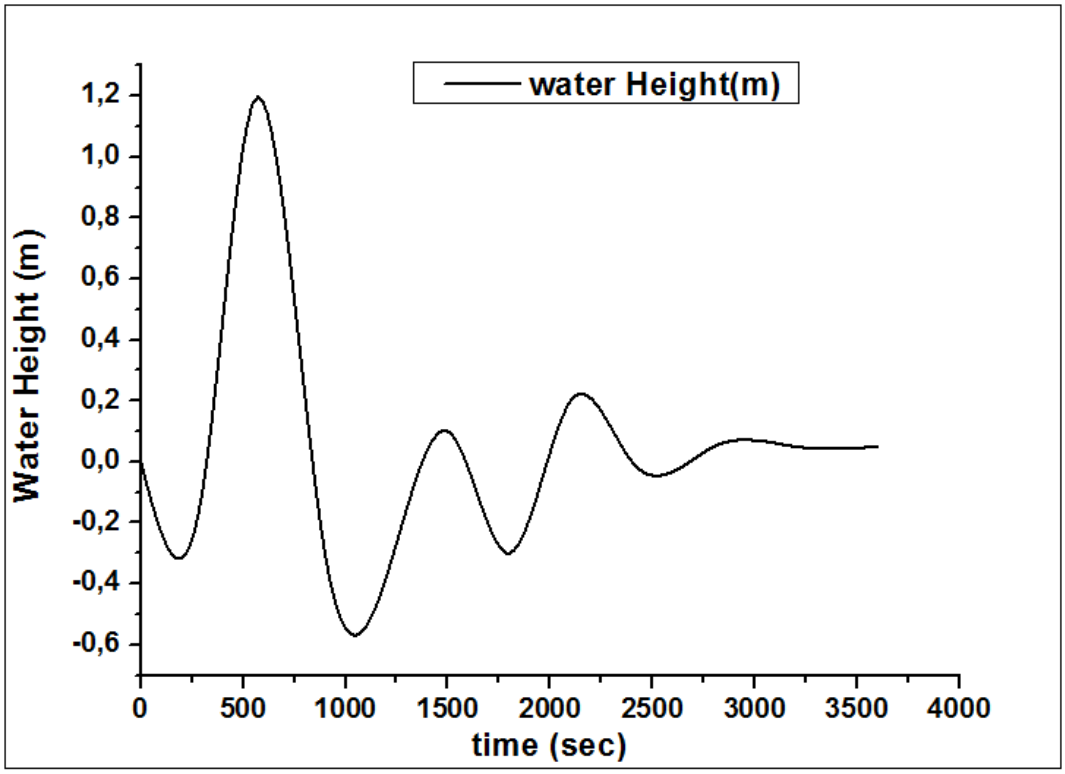


Figure 8. Wave heights simulated in Point 1.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

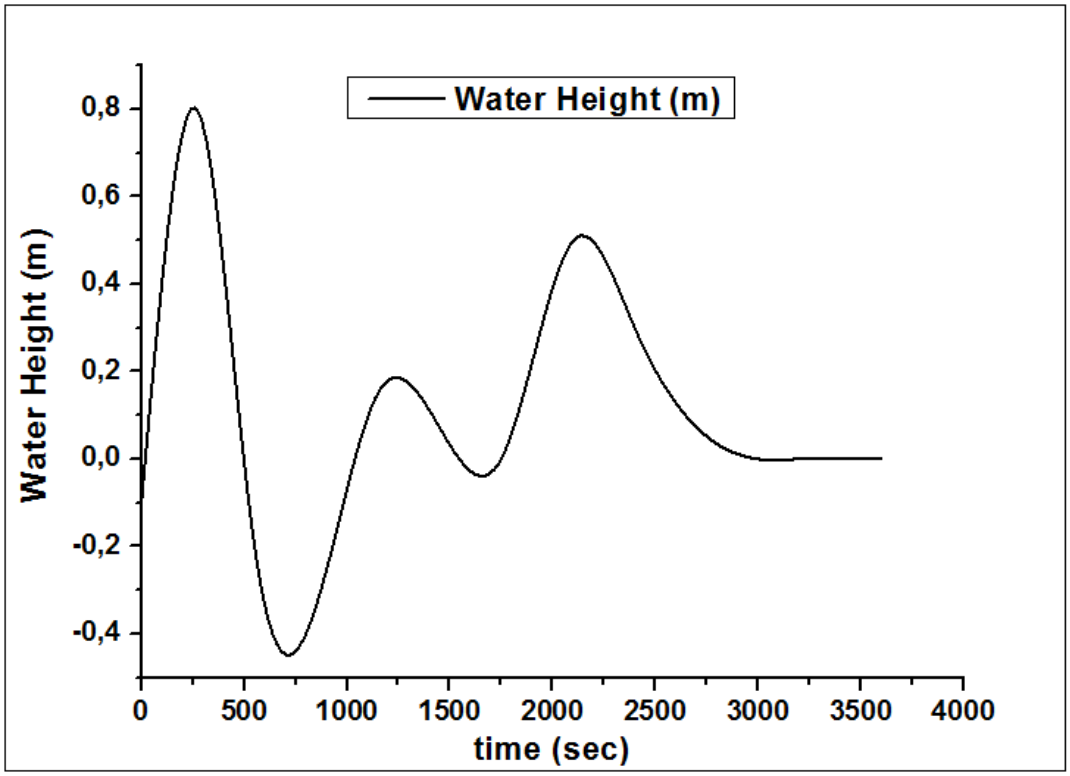


Figure 9. Wave heights simulated in Point 2.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

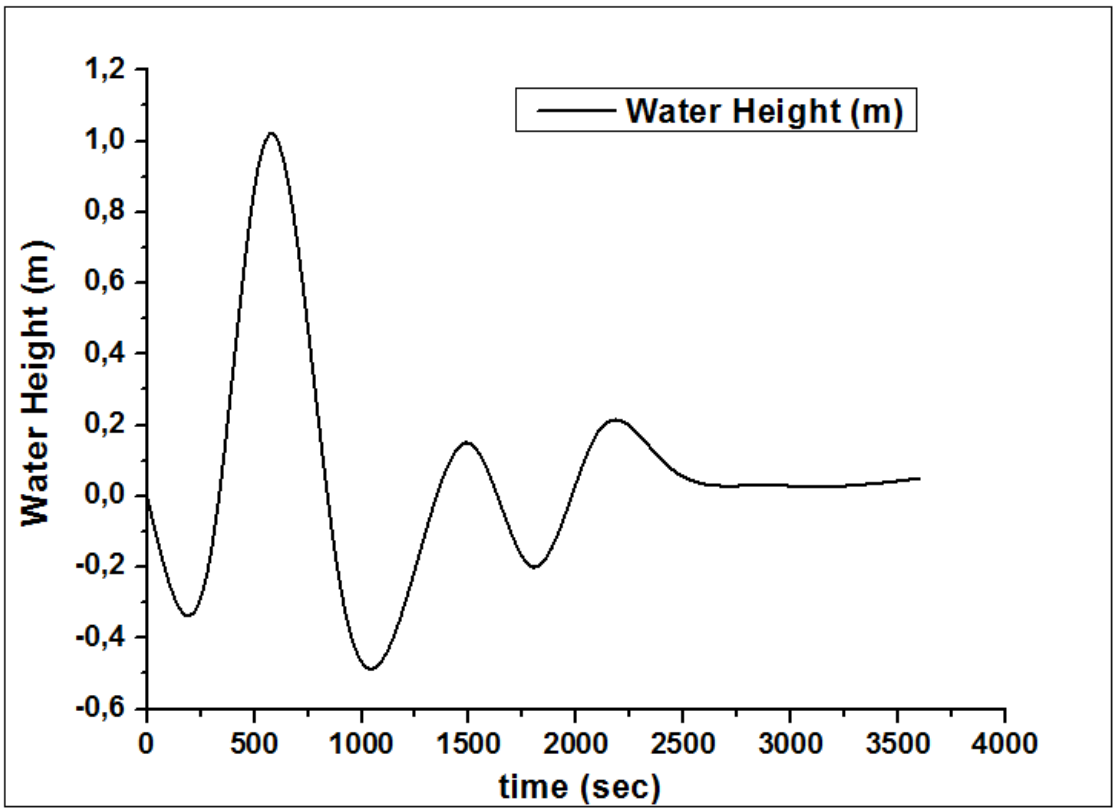


Figure 10. Wave heights simulated in Point 3.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

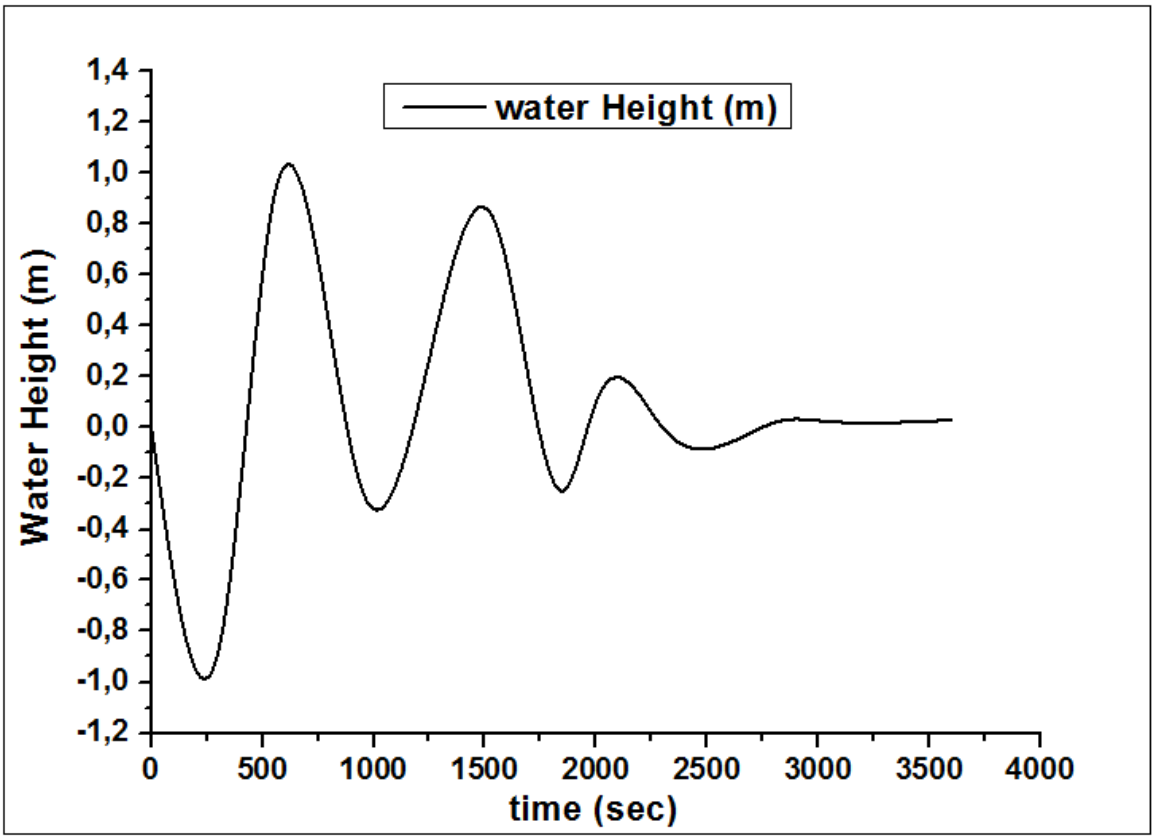


Figure 11. Wave heights simulated in Point 4.

Wave heights greater than one meter are obtained for points 1, 3, and 4. These three points are located precisely near the coast of the Bay of Algiers.

When approaching the coasts (points 1, 3, and 4), the speed of the tsunami and the wavelength decrease but its amplitude increases (shoaling effect) with the decrease in depth. There is then a transfer

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

between the declining kinetic (velocity) energy and the increasing potential (wave height) energy (Lavigne *et al*., 2011).

The maximum wave height is obtained at point 1, equal to 1.2 meters.

At point 2, located near the epicenter, the height of the swell obtained is 0.8 meters. This is lower than what is observed closest to the coast of Algiers.

According to this simulation, the peak in points 1, 3, and 4 would be produced 8 minutes after the earthquake, against the peak in point2 would be 4 minutes after the earthquake. The maximum wave height reaches around 1.2 meters in the Bay of Algiers.

This bay is in the shape of a semicircle, with a maximum length of approximately 35 km and a maximum width of about 7.0 km, open to the north, and the bottom is in a gentle, uniform slope in the order of 1.1 % of the 0 m isobath to that of the 100 m. The morphology and orientation of the bay also contributed to the amplification of the tsunami.

Figures 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18 , and 19 present the evolutions of horizontal and vertical velocities (u,v) calculated for the four points.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

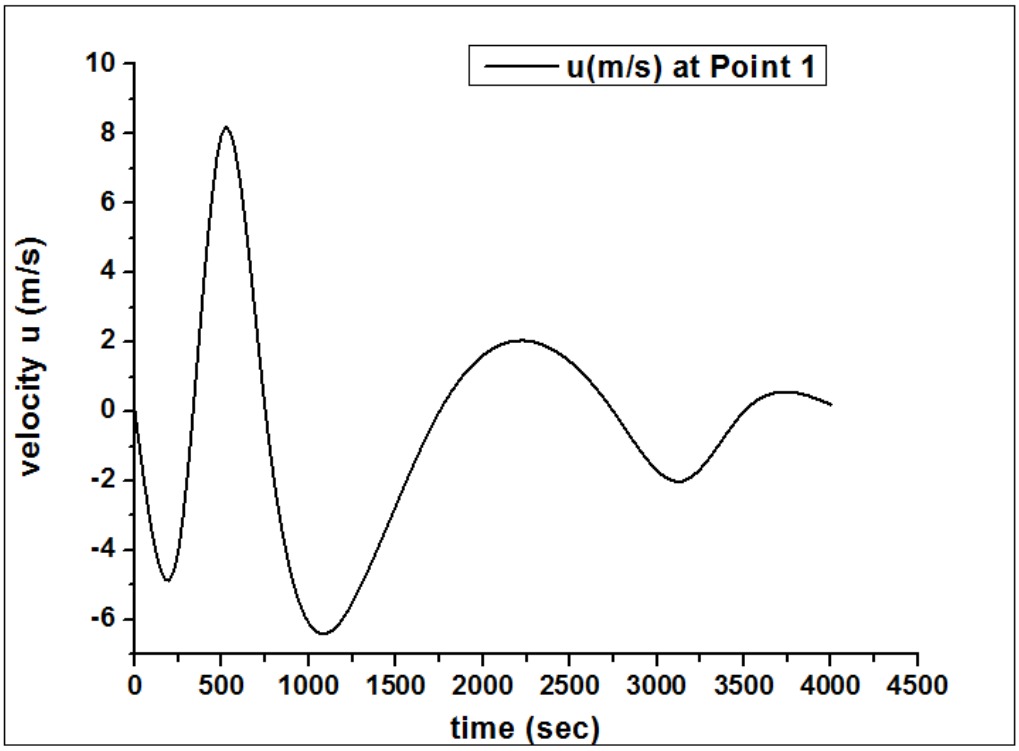


Figure 12. Evolution of Horizontal velocity *u* (m/s) for Point1.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

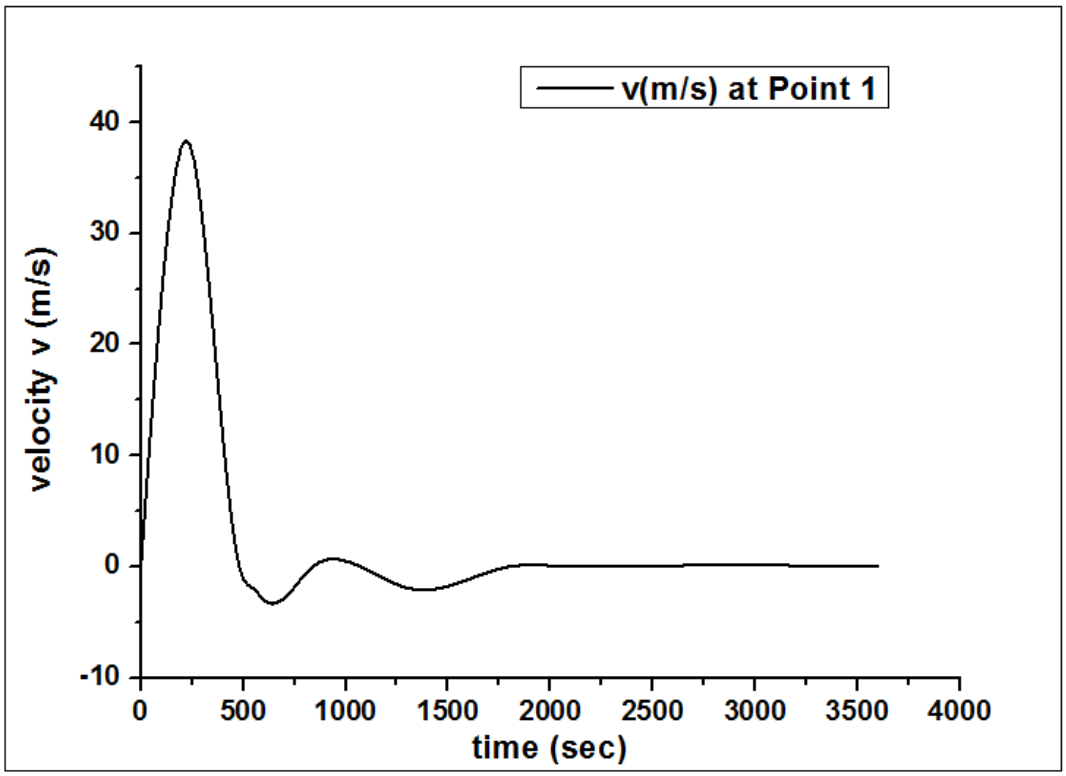


Figure 13. Evolution of Vertical velocity *v* (m/s) for Point1.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

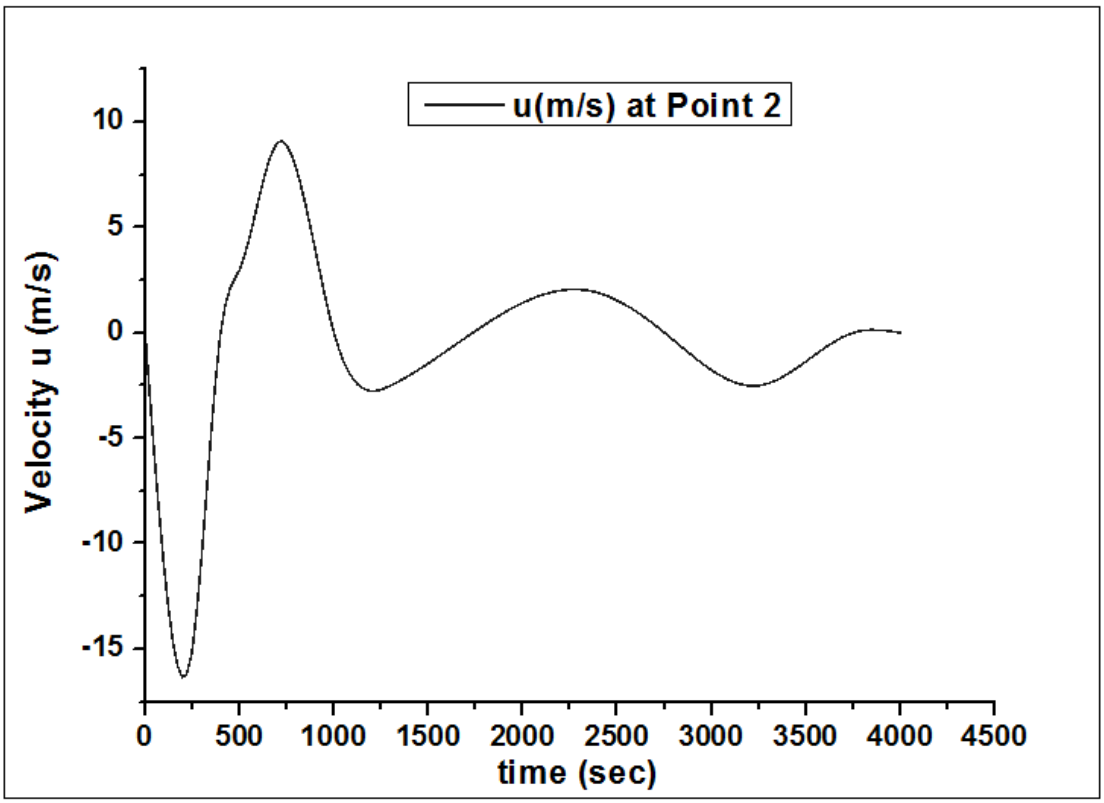


Figure 14. Evolution of Horizontal velocity *u* (m/s) for Point2.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

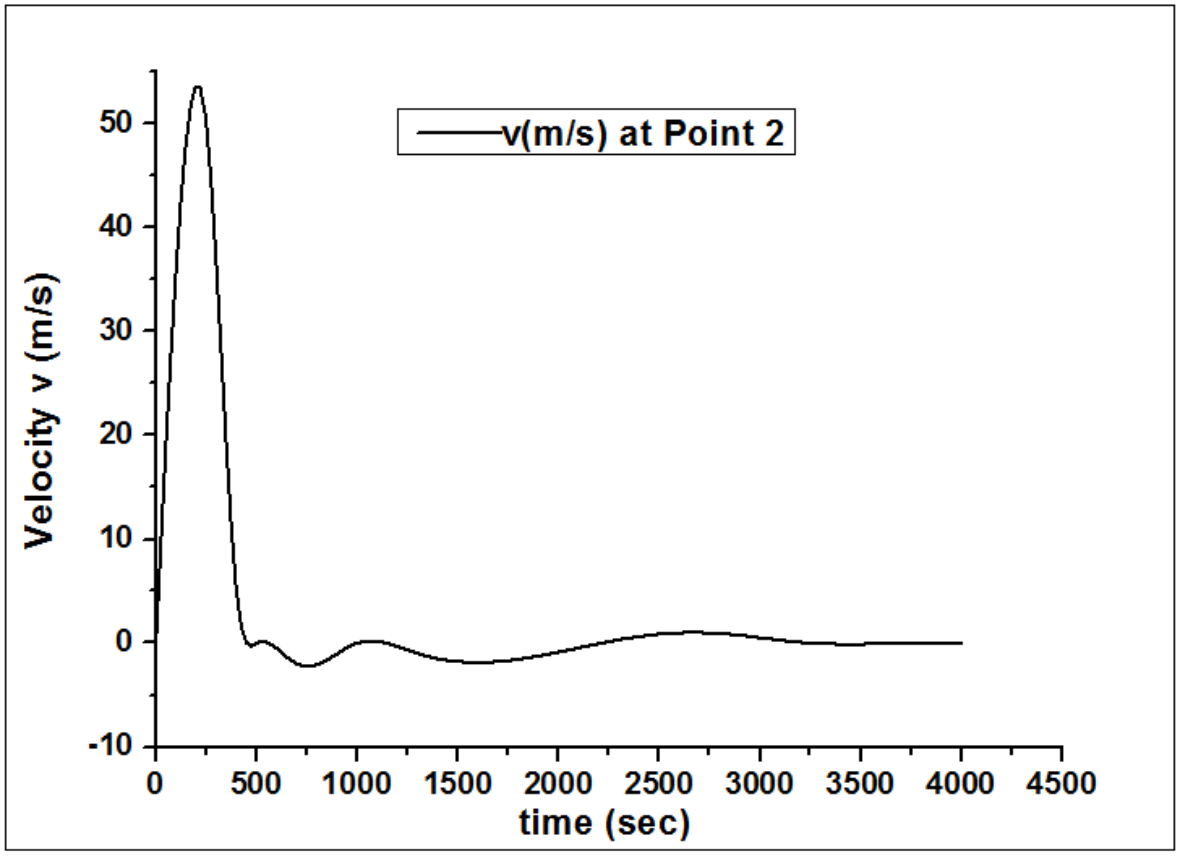


Figure 15. Evolution of Vertical velocity *v* (m/s) for Point2.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

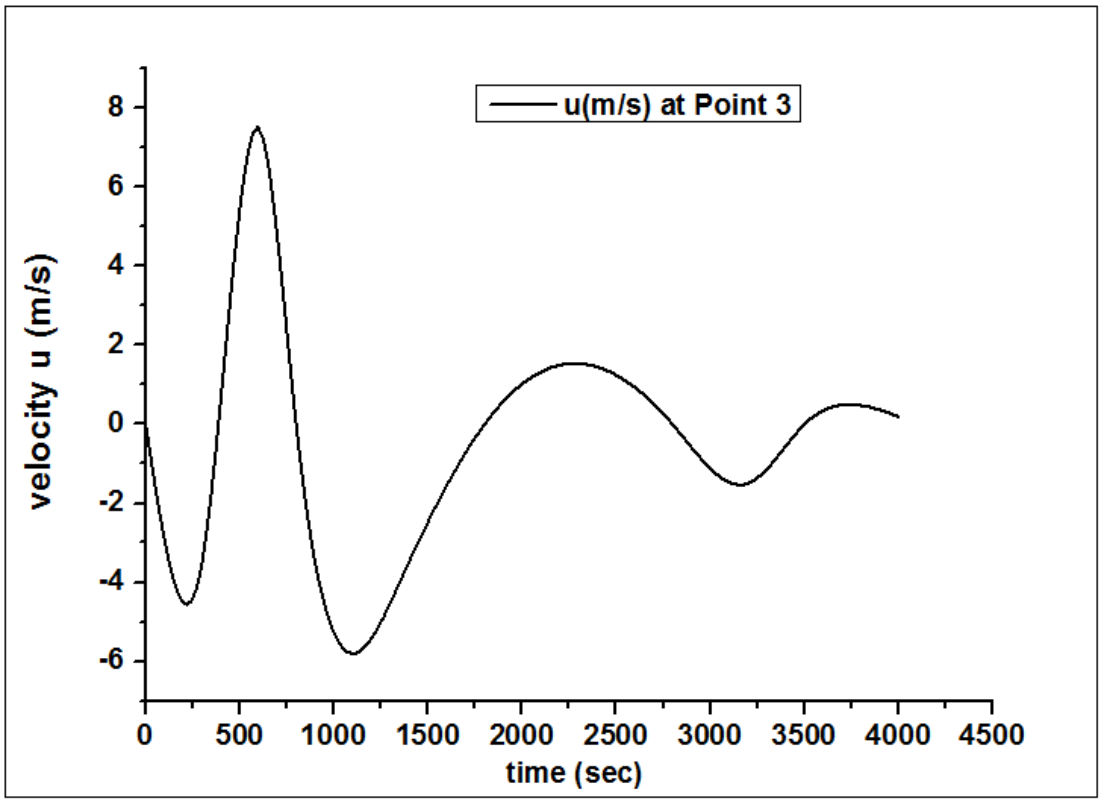


Figure 16. Evolution of Horizontal velocity *u* (m/s) for Point3.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

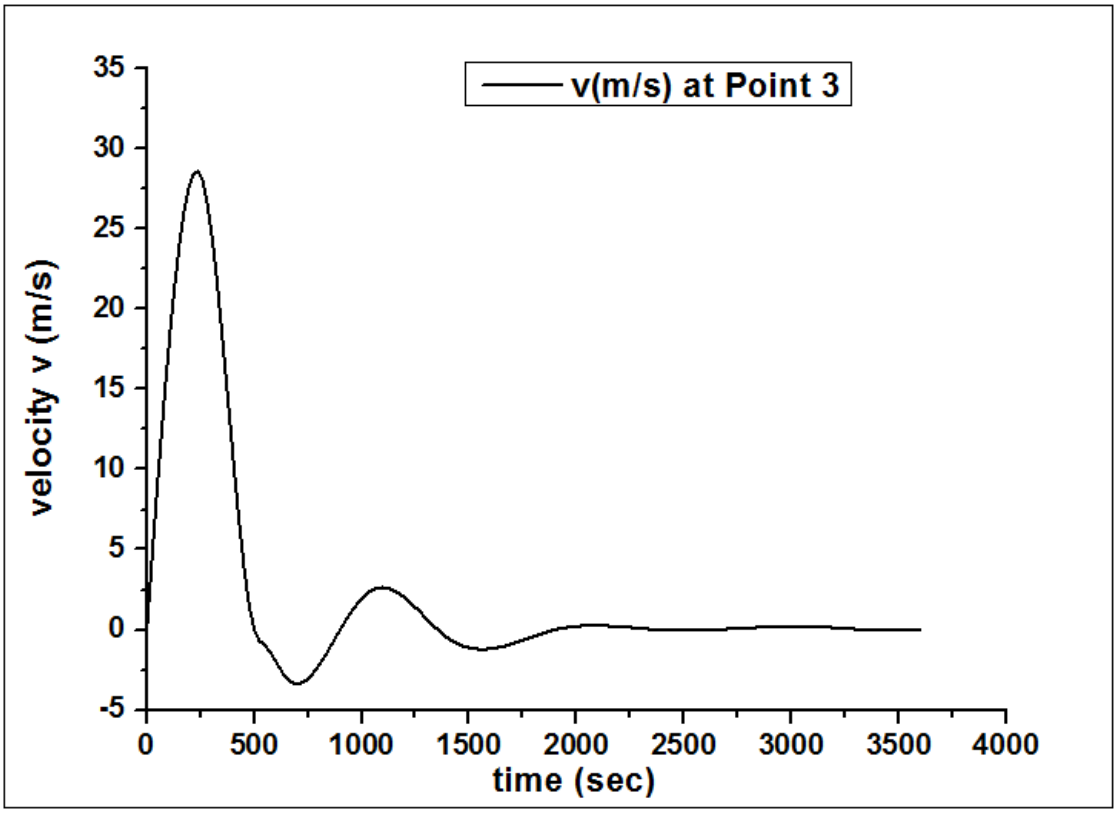


Figure 17. Evolution of Vertical velocity *v* (m/s) for the Point3.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

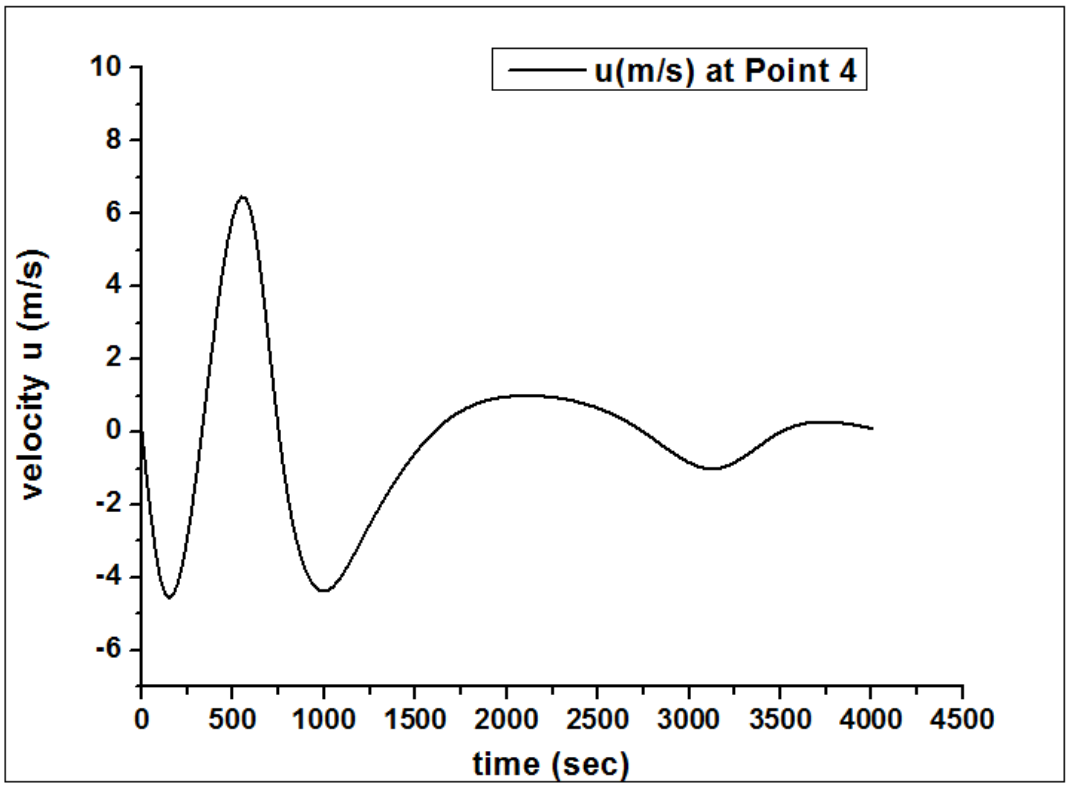


Figure 18. Evolution of Horizontal velocity *u* (m/s) for Point4.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

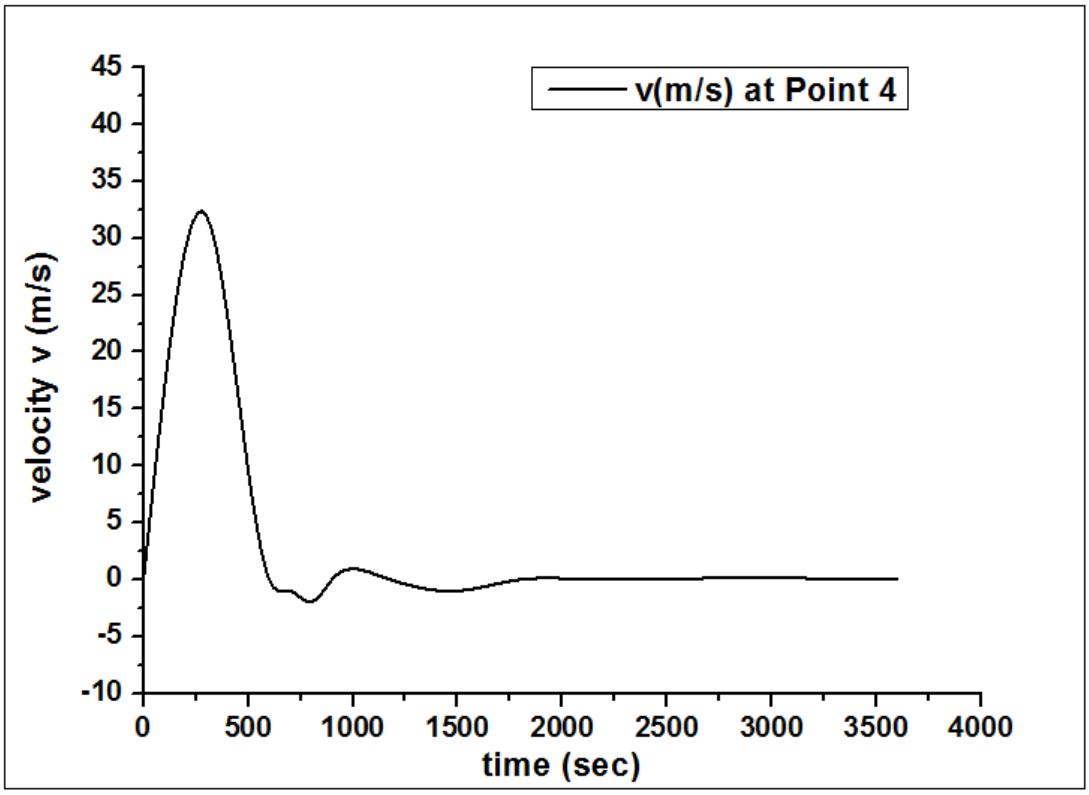


Figure 19. Evolution of Vertical velocity *v* (m/s) for Point4.

The results show that the speed *v* is greater than the speed u for all the points.

The highest value for the velocity *v* is obtained e the level of point 2 to about 50 m/s.

Comparable velocities are estimated for points 1, 2, and 3 to about 8 m/s for the u component and 30 to 50 m/s for the component v.

The lowest speed for the u component corresponds to point 4.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

The tsunami wave reached the front of the bay of Algiers (point4) after 10 minutes of an earthquake with a velocity of 32.65 m/s. The direction of the tsunami wave in Algiers Bay is NW-SE.

The energy conservation led to an increase in the height of the waves and a decrease in velocity near the coast (point 1).

Figure 20 presents the simulated wave heights for point 1 with and without considering the coefficient of friction of the bottom.

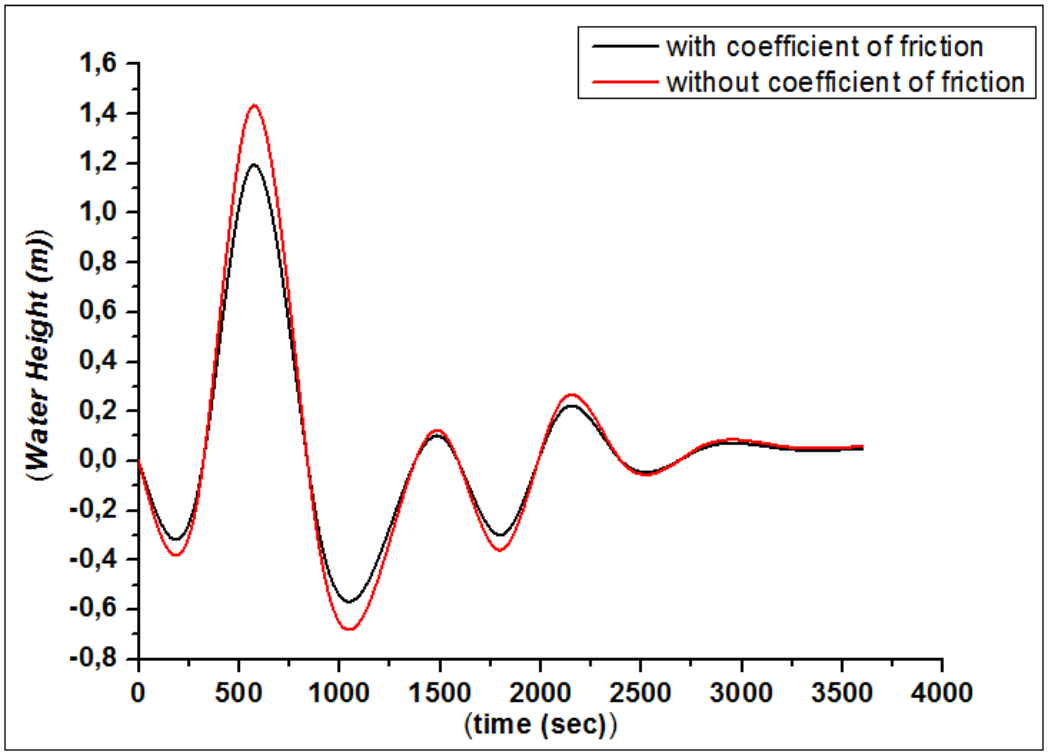


Figure 20. Comparison of the wave height result simulated at point1, with friction, and without friction effect.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

The results show that the roughness parameter is important in wave-shore interaction, including shallow water. The friction effect could lead to an overestimated wave amplitude of around 20 % but obscure debris flow dynamics.

Validation of results

To validate our model, we will compare our results with those obtained from another model (Amir, Dahlab, Douaifia, & McAdoo, 2015) in a synthetic case with similar initial conditions.

The question test proposes to use the same principle of bathymetry described and illustrated in the previous paragraph (figure 3); the study area extends from 2.85° E to 3.29° E for latitude and 36.68° N to 37.38° N for the longitude. With the same parameters of the earthquake of our study (an earthquake of magnitude of 7.6 with the length and the width of the fault (73.3 x 29.3 km) and a vertical slip of 3.5 meters), the epicenter is located at 2.98E, 36.98N (Heddar *et al*.,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

2012). Further, a Manning coefficient has been set at 0.025 for depths below zero. The modeling was set to 01 hour.

The results obtained were compared with the work on the study of a new tsunami hazard assessment scale for establishing a warning system for the bay of Algiers (Lavigne *et al*., 2011).

Figure 21 shows the result of the simulated wave height change over time, simulated for the comparison point located at 3.1E, 36.85N. In general, qualitatively, the results of the two models are pretty compatible, especially near the vicinity of the flooding phase on the coastal part; the TELEMAC2D model displays an offset of 0.2 m. The resulting discrepancies between the two models come primarily from the definition of momentum.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

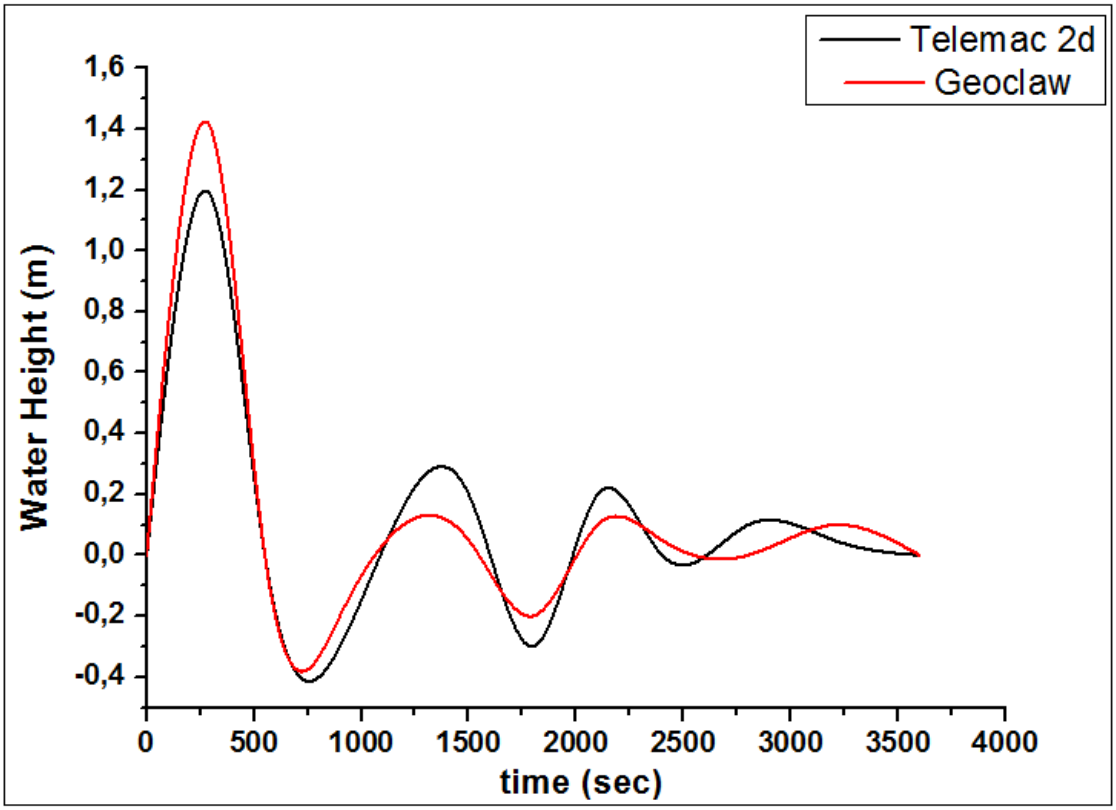


Figure 21. Comparison of the simulated wave height result between two tsunami models, the Geoclaw package model in red and the TELEMAC-2D model in black.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

Conclusion

The numerical modeling of tsunamis on the coasts of Algiers was carried out using a two-dimensional model. The study made it possible to produce precious maps showing the maximum wave heights, speeds, and tsunami arrival times over the whole field of calculation. The results of the simulations indicate that the maximum wave height values are about 1.2 meters, and the speed vary from 30 to 50 m/s. The results also show that the maximum speed is higher as close as possible to the coast of Algiers, which means our area is more prone to infrastructure damage.

The amplification and maximum flood distance depend on the bathymetry, topography, shape of the bay, and roughness, reducing the flood depth.

The results obtained allow the mapping of coastal areas vulnerable to tsunami flooding, using the results of the calculation of maximum wave heights and tsunami wave speeds.

Prevention mapping is the subject of the establishment of a decision support tool based on a geographic information system (GIS) based on the calculation of a hybrid index resulting from a crossing of the Flood Vulnerability Index (FVI) and Structural Vulnerability Index (SVI). With

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

this new approach, it is possible better to characterize the risk of tsunami flooding in urban areas.

The exploitation of the results is substantial for developing a Tsunami inundation hazard mitigation plan and initiating an emergency action plan (PAE), in which the appropriate measures to be taken are identified by authorities to reduce damage to human life and property in the event of a Tsunami.

References

Allgeyer, S., Daubord, C., Hébert, H., Loevenbruck, A., Schindelé, F., & Madariaga, R. (2012). Could a 1755-like tsunami reach the French Atlantic coastline? Constraints from twentieth-century observations and numerical modeling. *Pure and Applied Geophysics*, 1-17.

Amir, L., Cisternas, A., Dudley, W., McAdoo, B. G., & Pararas-Carayannis, G. (2013). A new tsunami risk scale for warning systems - Application to the bay of Algiers (Algeria, West Mediterranean). *Science of Tsunami Hazards*, 32(2), 116-131.

Amir, L., Dahlab, A., Douaifia, M. B., & McAdoo, B. (2015). Coastal risk in the Algiers region (Algeria): Insights from tsunami velocities, seismic ground motion and remote sensing. *Science of Tsunami Hazards*, 34, 173-188.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

Atlassian. (n.d.). *It's possible with teamwork*. Recovered from https://fudaaproject.atlassian.net/wiki/spaces/PREPRO/overview?homepageId=262 55

British Oceanographic Data Centre & National Oceanography Centre. (n.d.). *General Bathymetric Chart of the Oceans-British Oceanographic Data Centre (GEBCO–BODC)*. Recovered from https://www.bodc.ac.uk/projects/data_management/international/gebco/

Domzig, A., Yelles, K., Le-Roy, C., Deverchere, J., Bouillin, J.-P., Bracene, R., & Pauc, H. (2006). Searching for the Africa-Eurasia Miocene boundary offshore western Algeria (MARADJA'03 cruise). *Comptes Rendus Geosciences*, 338, 80-91.

EDF-DRD. (2010). *Systeme de modelisation Telemac*. Recovered from http://www.opentelemac.org/downloads/Archive/v6p0/telemac2d_manuel_utilisateur_v6p0.pdf

George, D. L., & Leveque, R. J. (2006). Finite volume methods and adaptative refinement for global tsunami propagation and local inundation. *Science of Tsunami Hazards*, 24(5), 326-328.

Government of Canada. (2022). *Blue Kenue™: Software tool for hydraulic modellers. Visualization and animation*. Recovered from https://nrc.canada.ca/en/research development/productsservices/software-applications/blue-kenuetm-software-tool-hydraulic-modellers)

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Heddar, A., Authemayou, C., Djellit, H., Yelles, A., Deverchere, J., Gharbi, S., & Van-Vliet-Lanoe, B. (July 17, 2012). Preliminary results of a paleo seismological analysis along the Sahel fault (Algeria): New evidence for historical seismic events. *Quaternary International*, 302, 210-223. Recovered from https://doi.org/10.1016/j.quaint.2012.09.007

Hervouet, J. M. (2007). *Hydrodynamics of free surface flows: Modelling with the finite element method*. Recovered from https://docs.qgis.org/3.16/en/docs/user_manual/

Hervouet, J. M. (2003). *Hydrodynamique des écoulements à surface libre: Modélisation numérique avec la méthode des éléments finis*. Paris, France: Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

Hervouet, J. M. (2001*). Hydrodynamique des écoulements à surface libre, modélisation numérique avec la méthode des éléments finis* (Thèse Habilitation à diriger des recherches). Caen, France, Université de Caen.

Lavigne, F., Paris, R., Grancher, D., Wassmer, P., Flohic, F., De-Coster, B., Leone, F., Gunawan, T., Fachrizal, N., Setiawan, A., Syahnan, N., Triyono, R., Cahyadi, R., Brunstein, D., Gomez, C., & Sri-Hadmoko D. (2011). Le tsunami du 26 décembre 2004: Chronologie et reconstitution de la catastrophe dans la région de Banda Aceh. In: Lavigne, F., & Paris, R. *Tsunarisque: Le tsunami du 26 décembre 2004 à Aceh, Indonésie* (pp. 27-48). Paris, France: Publications de la Sorbonne.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Mader, C. L. (2004). *Numerical modeling of water waves* (2nd ed.). Boca Raton, USA: CRC Press.

National Oceanography Centre & British Oceanographic Data Centre. (2022). *General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO)*. Recovered from https://www.bodc.ac.uk/projects/data_management/international/gebco/).

Okada, Y. (1992). Internal deformation due to shear and tensile faults in a half-space. *Bulletin of the Seismological Society of America*, 82, 1018-1040.

Sahal, A., Roger, J., Allgeyer, S., Lemaire, B., Hébert, H., Schindelé, F., & Lavigne, F. (2009). The tsunami triggered by the 21 May 2003 Boumerdès-Zemmouri (Algeria) earthquake: Field investigations on the French Mediterranean coast and tsunami modelling. *Natural Hazards and earth System Sciences*, 9, 1823-1834.

Tan, W. Y. (1992). *Shallow water hydrodynamics*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.

Terrier, M. (2007). Réalisation d'un zonage sismique de la Méditerranée occidentale à 1/2000000 préalable aux choix de scénarios de tsunamis, Rapport intermédiaire, Rapport BRGM/RP - 55353-Fr. In: *Tsunamis: étude de cas au niveau de la côte méditerranéenne française.* Recovered from http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-55353-FR.pdf

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

Thual, O. (2003). *Dérivation des équations de Saint-Venant (Ondes de surface et ressauts)*. Recovered from https://www.enseignementsup-recherche.gouv.fr/ressources-pedagogiques/notice/view/oai%253Awww.unit.eu%253Aunit-ori-wf-1-2889

Wiki. (2022). *TELEMAC-2D - Two-dimensional hydrodynamic*. Recovered from http://www.opentelemac.org/index.php/presentation?id=17

Wiki. (2014). *TOMAWAC User Manual*. Recovered from http://wiki.opentelemac.org/doku.php?id=user_manual_tomawac

Yelles, A., Domzig, A., Deverchere, J., Bracene, R., Mercier-de-Lepinay, B., Strzerynski, P., & Djellit, H. (2009). Plio-Quaternary reactivation of the Neogene margin off NW Algiers, Algeria: The Khayr al Din bank. *Tectonophysics*, 475, 98-116.

Yelles-Chaouche, A. (1991). Coastal Algerian earthquakes: A potential risk of tsunamis in western Mediterranean? Preliminary investigation. *Science of Tsunami Hazards*, 9, 47-54.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 408-452. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-09

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Artículos

Un enfoque de balance hídrico para la gestión sostenible en el acuífero de San Salvador

A water balance approach to the sustainable management in the San Salvador Aquifer

Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-7627-150X

Jaime Garfias[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-6388-2109

Richard Martel[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4219-5582

Javier Salas-García[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1297-7893

[1]Universidad Autónoma del Estado de México-Universidad de El Salvador, El Salvador/Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, Estado de México, México, marcia.barrera@ues.edu.sv

[2]Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, Estado de México, México, jgarfiass@gmail.com

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[3]Institut national de la recherche scientifique (INRS Ete), Universidad de Quebec, Quebec, Canadá, richard.martel@ete.inrs.ca

[4]Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, Estado de México, México, proyectos@javiersalasg.com

Autora para correspondencia: Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón, marcia.barrera@ues.edu.sv

Resumen

Una exhaustiva comprensión de la interacción entre las distintas componentes que integran todas las fases del ciclo hidrológico es crucial y de vital importancia en el uso, conservación y protección del agua. En ambientes urbanos, la cuantificación de los componentes del balance hídrico se vuelve particularmente retador. Este estudio presenta el análisis espacial de sostenibilidad del acuífero de San Salvador, un típico acuífero urbano, que provee parte del suministro del Área Metropolitana de San Salvador (AMSS), en conjunto con tres sistemas de importación de agua. Para ello, se ha caracterizado el sistema hidrogeológico y sus sistemas de flujo; asimismo, se han identificado, depurado y cuantificado los componentes del balance de agua, definiendo las entradas, salidas y retornos al sistema, y se ha planteado la ecuación de balance hídrico del acuífero en función de estos componentes. Los resultados indican que el

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

acuífero se encuentra en un "aparente estado de sostenibilidad", que es soportado por la recarga urbana, la cual representa millones de dólares al año en costos de bombeo. Ese dinero podría reorientarse a minimizar las fugas en el sistema de agua potable y a disminuir las extracciones en el acuífero. Así, el volumen de agua ahorrado podría utilizarse para mejorar el abastecimiento de agua a la ciudad, almacenar una reserva para enfrentar años secos o recuperar ecosistemas. Además, el desarrollo urbano de la ladera norte del volcán de San Salvador, que refleja las zonas con mayor disponibilidad de agua, debe realizarse con cautela, pues conlleva reducción en la recarga de agua subterránea; esto implicaría la disminución del caudal base en los ríos San Antonio y El Ángel, los cuales representan importantes fuentes de abastecimiento de agua para los usuarios del AMSS.

Palabras clave: balance hídrico, sostenibilidad del agua subterránea, modelo conceptual, gestión integral de recursos hídricos (GIRH), acuífero de San Salvador.

Abstract

A thorough understanding of the interaction between the different components, that integrate all the phases of the hydrological cycle, is crucial and of vital importance in the use, conservation and protection of water. In urban environments, quantification of water balance

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

components becomes particularly challenging. This study presents the spatial analysis of the sustainability of the San Salvador aquifer, a typical urban aquifer, which provides part of the water supply of the San Salvador Metropolitan Area (AMSS) in conjunction with three water import systems. Thus, the hydrogeological system and its flow systems have been characterized, likewise the components of the water balance have been identified, refined and quantified, defining the inputs, outputs and returns to the system. At the same time, the water balance equation has been proposed for the aquifer based on these components. Results show that the San Salvador aquifer is in an "apparent state of sustainability" that is supported by urban recharge, which represents multi-million-dollar annual pumping costs. That money could be reoriented to minimize water system leakage as well as to reduce withdrawals in the aquifer. Thus, the volume of water saved could be used to improve the water supply to the AMSS, store a reserve to face dry years or the recovery of dependent ecosystems. Additionally, the urban development of the northern slope of the San Salvador volcano, which reflects the areas with the highest water availability, must be carried out with caution since it entails a reduction in groundwater recharge. This would imply a decrease in base flow of the San Antonio and El Ángel rivers, which represent important sources of water supply for the AMSS users.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Keywords: Water balance, groundwater sustainability, conceptual model, integrated water resources management (IWRM), San Salvador Aquifer.

Recibido: 25/05/2021

Aceptado: 11/09/2021

Introducción

El agua subterránea es un recurso esencial para la vida y el desarrollo del planeta, y posee gran importancia económica, especialmente en áreas urbanas (Shrestha, Bach, & Pandey, 2016; Stavridis, Patsakidou, & Katsifarakis, 2017). En estos casos, uno de los problemas más significativos en los acuíferos es el descenso de la cantidad de agua subterránea (Aksever, Davraz, & Karaguzel, 2015) y la disminución de su calidad (Barrett *et al*., 1999; Carlson, Lohse, McIntosh, & McLain, 2011; Kruse *et al*., 2013), lo cual afecta el abastecimiento de los usuarios. Dentro de las causas de esta reducción de agua en calidad y cantidad se

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

encuentra la disminución de las áreas de recarga de agua subterránea por el avance del urbanismo (Carlson *et al*., 2011); variaciones en los patrones climáticos (Herbert & Döll, 2019); recarga urbana (Lerner, 1990; Lerner, 2002; Garcia-Fresca & Sharp, 2005), y extracciones no sostenibles (Schwartz, Liu, & Yu, 2020). Toda esta problemática destaca la alta necesidad de un mejor manejo del agua subterránea (Hassing, Ipsen, Clausen, Larsen, & Lindgaard-Jorgensen, 2009; Marlow, Moglia, Cook, & Beale, 2013; Jakeman *et al*., 2016).

En ese sentido, una de las grandes preocupaciones de los gestores del agua es el desarrollo sostenible de los recursos hídricos, que asegure el abastecimiento a los usuarios y que, a su vez, genere los menores impactos en la disponibilidad de agua en el acuífero (Custodio, Kretsinger, & Llamas, 2005; Alley, 2007; Bredehoeft & Alley, 2014; Yihdego & Waqar, 2017) sin afectar el abastecimiento futuro. En particular, cuando el nivel de explotación de un acuífero es elevado, se generan conflictos por los derechos de agua entre los usuarios (Izady *et al*., 2014). Tal situación demanda adecuados planes de manejo del agua subterránea, que se fundamenten en una simulación confiable del comportamiento del sistema y que tomen en cuenta los parámetros hidráulicos y geológicos del acuífero; esto se consigue, cuando es posible, a través de la modelación (Nastev, Rivera, Lefebvre, Martel, & Savard, 2005; Barazzuoli, Nocchi, Rigati, & Salleolini, 2008), para lo cual es fundamental la construcción de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

un buen modelo conceptual (Anderson & Woessner, 1992; Barazzuoli *et al*., 2008; Davis & Putnam, 2013).

Un modelo conceptual es definido por Konikow y Bredehoeft (1992) como una hipótesis del funcionamiento de un sistema o proceso. Así, Anderson y Woessner (1992) establecen tres pasos para la construcción de un modelo conceptual de agua subterránea: (1) definición de las unidades hidroestratigráficas; (2) elaboración del balance hídrico, y (3) definición del sistema de flujo. Ello denota que elaborar un modelo conceptual no es asunto fácil ni rápido (Bredehoeft, 2005); requiere un profundo análisis e interpretación de datos muchas veces desorganizados y limitadamente disponibles, sobre todo en países en desarrollo (Izady *et al*., 2014), que deben complementarse a través de una fuerte colecta y verificación de información de campo (Konikow & Bredehoeft, 1992).

Las unidades hidroestratigráficas fueron definidas por Maxey (1964) como cuerpos rocosos, de considerable extensión lateral, que conforman un marco geológico para un sistema hidrológico razonablemente distintivo. Varios autores en diversas partes del planeta han concentrado sus esfuerzos en la definición de las unidades hidroestratigráficas de acuíferos particularmente importantes (Sanz *et al*., 2009; Monreal, Rangel-Medina, Grijalva-Montolla, Minjarez-Sosa, & Morales-Montaño, 2011; Di-Salvo *et al*., 2012; Bajc, Russell, & Sharpe, 2014; Friedel, 2016), lo cual ha requerido de intenso trabajo de campo, combinado con

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

un profundo conocimiento de la geología y el comportamiento del flujo en el sistema de agua subterránea.

El balance hídrico es utilizado ampliamente para contabilizar el flujo y cambio en el almacenamiento de varios sistemas hidrológicos, como ríos, lagos, cuencas hidrológicas, superficie del suelo y sistemas de agua subterránea (Alley, La-Baugh, & Reilly, 2005). Este balance es la base para el análisis de la sostenibilidad del agua subterránea (Wright & Xu, 2000; Mitchell, McMahon, & Mein, 2003; Menció, Folch, & Mas-Pla, 2010; Bredehoeft & Alley, 2014; Aksever *et al*., 2015; Touhami *et al*., 2015) y un elemento clave para la definición de acciones para su gestión sostenible; en tanto que la conceptualización de un sistema de flujo puede requerir sólo de datos hidrológicos físicos; sin embargo, es recomendable y usual en la actualidad el uso de datos hidrogeoquímicos, pues robustecen al modelo conceptual (Anderson & Woessner, 1992; Prasanna, Chidambaram, Shahul-Hameed, & Srinivasamoorthy, 2010; Sappa, Barbieri, Ergul, & Ferranti, 2012; Rman, 2016; Wang, Dong, Xu, & Qiao, 2017).

Cuando un sistema de agua subterránea ha sido estudiado lo suficiente como para conocer su hidroestratigrafía, sistema de flujo y balance hídrico, es posible interpretar de forma conjunta la información y proponer un modelo conceptual del funcionamiento del sistema. (Anderson & Woessner, 1992; Izady *et al*., 2014; Kpegli, Alassane, van-der-Zee, Boukari, & Mama, 2018) y, a la vez, analizar su sostenibilidad a

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

través de su balance hídrico (Menció *et al*., 2010; Aksever *et al*., 2015). Este artículo forma parte de una serie de publicaciones realizadas en torno al funcionamiento del acuífero de San Salvador (Barrera-de-Calderón, Garfias, Martel, & Salas-García, 2021a; Barrera-de-Calderón, Garfias, Martel, & Salas-García, 2022; Barrera-de-Calderón, Garfias, Martel, & Salas-García, 2021b), un acuífero urbano fuertemente presionado por la expansión e interacción urbana y el aumento en las extracciones de agua subterránea sin un fundamentado conocimiento sobre su perspectiva de sostenibilidad. Así, el objetivo principal de este artículo es realizar un análisis de la sostenibilidad del acuífero a partir de su balance hídrico y su modelo conceptual para el periodo de análisis de 2012 a 2015.

Descripción del área de estudio

La subcuenca alta del río Acelhuate cubre un área de unos 362 km^2, donde se localiza el Área Metropolitana de San Salvador (AMSS), cuya población al año 2014 se estimaba en 1.6 millones de habitantes (COAMSS-OPAMSS, 2013). En el AMSS, la demanda de agua se satisface a partir de cuatro principales fuentes de agua, de las cuales, tres tienen influencia directa en el acuífero. Según Barrera-de-Calderón *et al*. (2022), al año

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

2015, un 41 % de este abastecimiento de agua (sin contar a los pozos privados) se produjo en el acuífero de San Salvador, sobre el cual se asienta la ciudad; el resto se importaba de otras subcuencas (Figura 1).

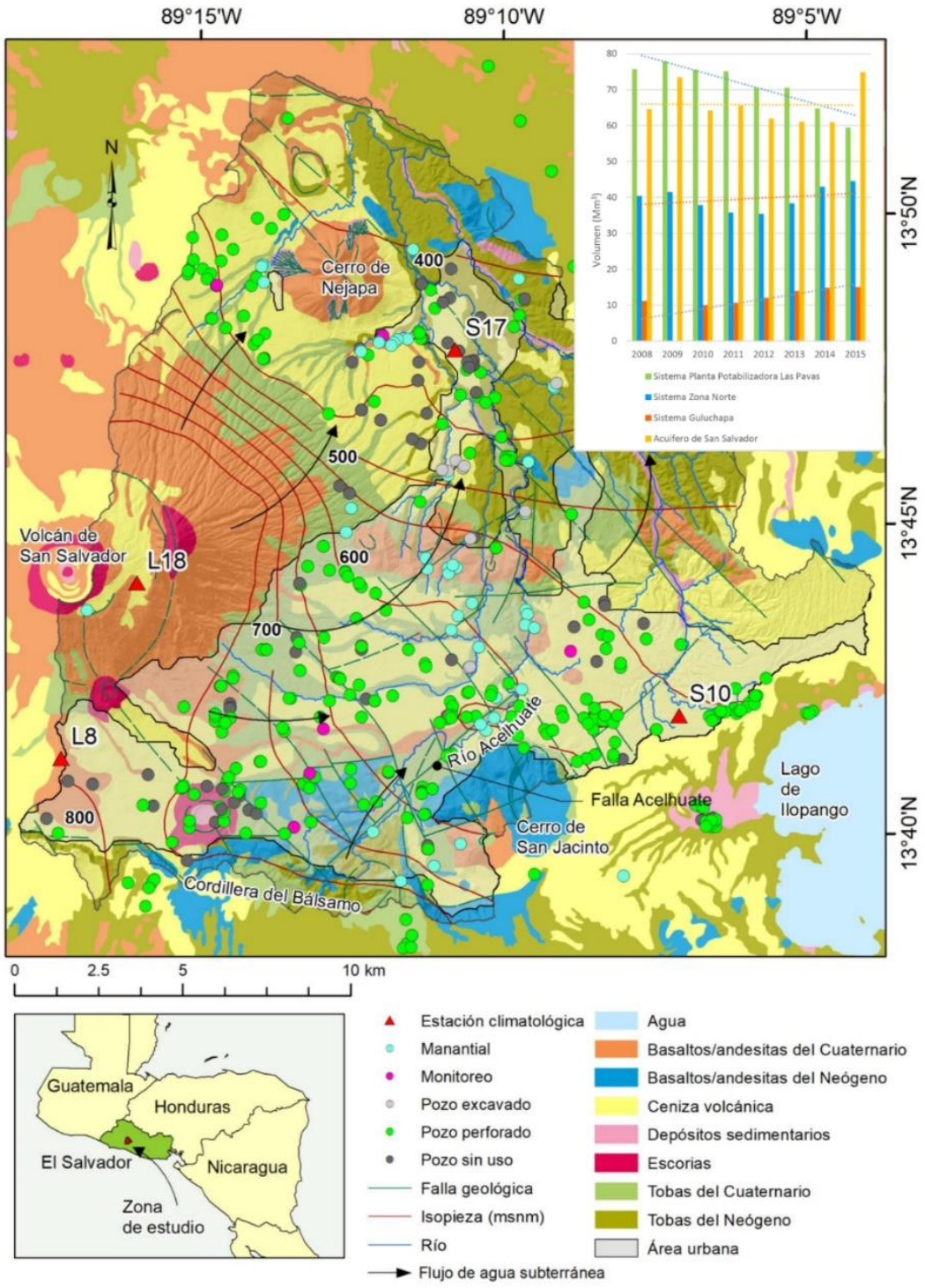
2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates



2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 1. Ubicación de la zona de estudio mostrando la geología superficial simplificada, dirección de flujo y piezometría, así como la distribución de pozos y manantiales, y el aporte de los sistemas de producción de agua la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) (no incluye otros usuarios).

Esta significativa cantidad de agua importada que circula en el sistema de distribución de agua potable y alcantarillado del AMSS ha alterado la química natural del acuífero, indicando que la recarga urbana está presente (Cunningham *et al*., 1984; Barrera-de-Calderón *et al*., 2021b), lo cual es concordante con el 49.1 % de agua no facturada reportada por la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) (ANDA, 2016b).

La geología de la zona es de origen volcánico reciente; consiste de tres formaciones originadas entre el Neógeno y el Cuaternario: Bálsamo, Cuscatlán y San Salvador (Williams & Meyer-Abich, 1955; Meyer-Abich, 1960; Weyl, 1961; Weber, Wisemann, Wittekindt, 1974; Reynolds, 1980; Lexa, Šebesta, Chavez, Hernández, & Pécskay, 2012) (Figura 1). En estos estratos, el agua subterránea circula a través de materiales fracturados (lavas basálticas y andesíticas), con un fuerte dominio del flujo debido a las fallas geológicas que actúan como conductos y barreras de flujo (Barrera-de-Calderón *et al*., 2021a). En estos materiales, la conductividad hidráulica puede variar entre 1 y 103 m/d; mientras que en los materiales

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

porosos, tobas con distinto grado de consolidación, la conductividad es menor, variando entre 10^{-2} y 1 m/d; en dichos materiales las fallas no han mostrado influencia en el flujo de agua subterránea (Barrera-de-Calderón *et al*., 2021a).

El clima de la zona es tropical; posee una precipitación promedio anual que varía entre 1 731 y 2 141 mm/a; la temperatura media anual oscila entre 16.3 y 23.4 °C. De acuerdo con MARN y OPAMSS (2012), la zona de estudio es predominantemente urbana, comercial e industrial (41.65 %), aunque una importante cantidad de café y bosques siempre verdes están presentes principalmente en las zonas más altas de la cuenca (22.24 %), mientras que en la parte baja se presentan granos básicos y cultivos asociados (18.46 %), frutales y monocultivos (13 %), el resto es utilizado por vegetación herbácea, playas, y zonas de extracción de arena.

En adición a lo anterior, la textura del suelo en la zona es predominantemente franca, lo cual favorece la infiltración. Conforme a Rico, Bourne y Menéndez (1965), el 63 % posee materiales franco arenosos, coincidiendo con las zonas altas y vegetadas, así como con gran parte de la zona urbana; el 19% corresponde a materiales francos al pie del volcán de San Salvador y al norte de la zona de estudio; el 13 % es material franco limoso localizado al norte de la zona de estudio, en tanto que el 5 % restante es material de menor permeabilidad que aparece

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

cubriendo accidentes geográficos como el cerro de Nejapa (al norte) y las faldas del cerro de San Jacinto (al sur).

Metodología

Balance hídrico en el acuífero de San Salvador

El balance hídrico tiene su fundamento en la ley de conservación de la masa (Scanlon, Healy, & Cook, 2002). Consiste en la contabilización de las entradas y salidas, cuya diferencia iguala el cambio en el almacenamiento de un sistema hidrológico, como por ejemplo un acuífero para un periodo de tiempo determinado (Wright & Xu, 2000; Mitchell *et al*., 2003; Alley *et al*., 2005). En su forma más básica puede expresarse como:

$$\sum Q_{in} - \sum Q_{out} = \Delta V \qquad (1)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Donde Q_{in} corresponde a la suma de todas las entradas; Q_{out}, representa las salidas, y ΔV es el cambio en el almacenamiento del sistema hidrológico analizado; todos los términos están en unidades de volumen sobre tiempo (L^3/T). En esta ecuación, dependiendo de la condición del sistema, pueden incluirse los componentes naturales y artificiales. Así, en condiciones naturales, para un periodo de análisis lo suficientemente largo, bajo condiciones de equilibrio, las entradas promedio igualan a las salidas promedio, significando que el cambio en el almacenamiento del acuífero es nulo (Wright & Xu, 2000; Alley *et al*., 2005; Menció *et al*., 2010).

Sin embargo, en acuíferos afectados por la actividad humana, tal condición no siempre se cumple, ya que el sistema está sujeto a la influencia de intervenciones antrópicas que modifican su estado natural (Alley *et al*., 2005), por ejemplo, las extracciones por bombeo típicas en acuíferos urbanos. Según Theis (1940), el agua extraída del acuífero debe provenir de un descenso en el almacenamiento del acuífero, una reducción en las descargas, un incremento en la recarga o una combinación de ellas:

$$Bombeo = aumento\ en\ la\ recarga + agua\ removida\ del\ almacenamiento + descenso\ en\ la\ descarga \quad (2)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

En la Ecuación (2), de acuerdo con Theis (1940), la suma del aumento en la recarga y la disminución en la descarga se conoce como captura. Luego de que las extracciones artificiales en el acuífero inician, su carga hidráulica se reduce y continúa reduciéndose hasta que como una opción de manejo sustentable esta diferencia puede compensarse con la captura. Eventualmente, el sistema alcanza un nuevo equilibrio (Bredehoeft & Alley, 2014).

Así, para un sistema urbano que ha alcanzado una nueva condición de equilibrio, la ecuación de balance hídrico puede reescribirse como:

$$Q_{in} = Q_{out} \tag{3}$$

$$R_n + R_u + Q_{in-sub} = S_n + B + Q_{out-sub} \tag{4}$$

Donde R_n es la recarga natural por precipitación; R_u, la recarga urbana procedente de las actividades humanas desarrolladas en la zona de estudio, por ejemplo, fugas en los sistemas de alcantarillado y agua potable; Q_{in-sub} representa los flujos de entrada subterráneos en el acuífero, ya sea entradas laterales o filtraciones verticales, las cuales son nulas para el acuífero de San Salvador; S_n representa a las salidas

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

naturales del sistema, que incluye descargas a manantiales y flujo base de ríos; B corresponde a las extracciones por bombeo en el acuífero; y $Q_{out-sub}$ son las salidas subterráneas laterales o verticales a otros acuíferos o cuencas.

Estimación de los componentes de la recarga urbana

En un acuífero urbano como el de San Salvador, cuyo aprovechamiento, a través de pozos y manantiales, es complementado con agua importada para suplir la demanda de agua de la ciudad a los diversos usuarios (Schirmer, Leschik, & Musolff, 2013), es necesario replantear la ecuación de balance hídrico (Wakode, Baier, Jha, & Azzam, 2018). En consecuencia, partiendo de los términos que conforman las salidas del sistema de agua subterránea en la Ecuación (4), pueden subdividirse las salidas naturales (S_n) en: (a) descargas naturales a ríos y manantiales que integran el caudal base del río (Q_b); y (b) descargas naturales en manantiales aprovechados para suplir la demanda de agua de la ciudad y que no contribuyen directamente al caudal base del río (M_A). Éstos, a su vez, pueden subdividirse en manantiales cuyo aprovechamiento se incorpora a la red pública de distribución de agua (M_{RP}) y manantiales de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

otros usuarios (M_{OU}), cuyo aprovechamiento es local, ya sea para actividades industriales o pequeños sistemas de distribución de agua administrados por juntas de vecinos:

$$S_n = Q_b + M_A \tag{5}$$

$$S_n = Q_b + M_{RP} + M_{OU} \tag{6}$$

De manera similar, es posible subdividir el bombeo en dos subcomponentes: (a) pozos aprovechados en el acuífero en estudio, que son inyectados a la red de distribución de agua de la ciudad (P_{RP}); y (b) pozos aprovechados por otros usuarios (P_{OU}), para actividades industriales, comerciales, de servicios, o pequeñas redes de suministro de agua manejadas de forma similar a los M_{OU}:

$$B = P_{RP} + P_{OU} \tag{7}$$

Si se retoma las ecuaciones (6) y (7), y la Ecuación (3), las salidas (en unidades de l^3/T) del sistema de agua subterránea pueden escribirse como:

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

$$Q_{out} = Q_b + M_{RP} + M_{OU} + P_{RP} + P_{OU} + Q_{out-sub} \quad (8)$$

Agrupando términos en la Ecuación (8) es posible distinguir dos tipos de aprovechamiento de agua en la ciudad: (a) aprovechamiento de la red pública de agua, la cual está sujeta a la presencia de pérdidas comerciales y físicas significativas debido a factores como la magnitud de la red, la falta de equipos de control de eficiencia de sistemas de agua, la escasez de recursos y agilidad para atención a fugas, entre otros; y (b) aprovechamiento de otros usuarios, cuyo consumo es local, como industrias, comercios o pequeñas zonas habitacionales, donde las pérdidas físicas y comerciales pueden considerarse insignificantes comparadas con las primeras debido a que los controles son locales y, por lo tanto, más fáciles de identificar y superar. En ambos casos, la generación de aguas residuales está presente:

$$Q_{out} = Q_b + (M_{RP} + P_{RP}) + (M_{OU} + P_{OU}) + Q_{out-sub} \quad (9)$$

$$Q_{out} = Q_b + A_{RP} + A_{OU} + Q_{out-sub} \quad (10)$$

Donde A_{RP} es la suma del bombeo y caudales de manantiales aprovechados en el acuífero para la en la red pública de agua; mientras

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

que A_{OU} es el aprovechamiento de pozos y manantiales extraídos del acuífero y utilizados por otros usuarios del acuífero en sus actividades domésticas, productivas y de servicio. Ambos aprovechamientos tienen dos subcomponentes: (a) el consumo sin retorno o uso consuntivo, que corresponde al agua evaporada, transpirada, incorporada en productos o cultivos, consumida por las personas o el ganado, u otras remociones de un ambiente inmediato de agua (Shaffer & Runkle, 2007); y (b) las aguas residuales, que corresponden al volumen de agua que retorna al sistema hidrológico, con una calidad modificada debido a los usos a que ha estado sujeta.

Esta agua es retornada a los ríos desde los puntos de consumo por medio de colectores de agua residual de forma directa o posterior a su depuración en plantas de tratamiento de aguas residuales que luego la descargan a ríos (Horn, Moore, Hayes, & Flanagan, 2008). De esta forma, la Ecuación (10) representa las salidas en el acuífero en función de su destino. El otro término de la Ecuación (3) corresponde a las entradas al sistema de agua subterránea, las cuales pueden escribirse como:

$$Q_{in} = R_n + R_u + Q_{in-sub} \quad (11)$$

Lerner (2002) define a la recarga urbana como aquella que proviene de las fugas en las redes de abastecimiento de agua potable,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

alcantarillado de aguas negras y aguas lluvias. Al respecto, varios autores coinciden en la complejidad de su determinación (Lerner, 2002; Garcia-Fresca & Sharp, 2005; Carlson *et al*., 2011; Kruse *et al*., 2013; Schirmer *et al*., 2013) y se identifica como la más significativa en términos cuantitativos a la recarga urbana proveniente de la red de abastecimiento de agua potable; mientras que en términos cualitativos, la que más impacto puede ocasionar es la recarga proveniente de las fugas en los sistemas de alcantarillado sanitario (McGrane, 2016).

Para la zona de estudio, la recarga urbana se incorporó en el balance hídrico como la correspondiente a las pérdidas físicas de la red de agua potable. Las pérdidas físicas constituyen una porción del agua no facturada en el ámbito de la gestión de sistemas de agua potable, el resto se contabiliza como pérdidas comerciales y consumo autorizado sin cobro (Kingdom, Liemberger, & Marin, 2006). Para el caso del AMSS, el sistema de abastecimiento público de agua está integrado por el agua importada y el aprovechamiento del acuífero de San Salvador a través del bombeo en los pozos y manantiales localizados en la zona de estudio, por lo tanto:

$$Q_{RP} = A_{RP} + AI \qquad (12)$$

En la Ecuación (12), AI corresponde al caudal de agua importada; mientras que Q_{RP} es el caudal total que ingresa a la red pública de agua

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

conformado por el aprovechamiento del acuífero para la red pública y el agua importada. De este caudal, una porción corresponde al agua no facturada (A_{NF}), la que, a su vez, se divide en pérdidas físicas contabilizadas como recarga urbana (R_u) en este estudio y otras pérdidas (A_{OP}) integradas por las pérdidas comerciales y el consumo autorizado no cobrado; el resto corresponde al agua facturada (A_F):

$$Q_{RP} = A_{NF} + A_F \tag{13}$$

$$Q_{RP} = R_u + A_{OP} + A_F \tag{14}$$

Para obtener la recarga urbana es necesario conocer primero el porcentaje de pérdidas que tiene el sistema de agua potable, que puede definirse como el factor de agua no facturada F_{ANF}; el resto $(1 - F_{ANF})$, corresponde al factor de agua facturada F_{AF}. Luego, del agua no facturada debe deducirse el porcentaje de pérdidas físicas en la red pública de agua, F_{PF}. Este factor de pérdidas físicas multiplicado por el factor de agua no facturada corresponde al factor de recarga urbana F_{RU}. El resto corresponde al porcentaje de otras pérdidas, definido acá como factor de otras pérdidas F_{OP}. La Ecuación (14) puede reescribirse entonces como:

© BY NC SA 2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

$$Q_{RP} = F_{ANF}F_{PF}Q_{RP} + F_{ANF}(1 - F_{PF})Q_{RP} + (1 - F_{ANF})Q_{RP} \quad (15)$$

$$Q_{RP} = F_{RU}Q_{RP} + F_{OP}Q_{RP} + F_{AF}Q_{RP} \quad (16)$$

Puede definirse la Ecuación (16) como la ecuación de entregas y pérdidas de agua en la red pública en unidades de L^3/T, donde $F_{RU} + F_{OP} + F_{AF} = 100$, y se encuentra en porcentaje. En el caudal total que conforma la red pública tanto el agua facturada como el agua de otras pérdidas es entregada a los usuarios del sistema; por lo tanto, una parte de este caudal se convierte en consumo sin retorno (agua consuntiva) que sale del sistema; el resto del consumo es agua residual descargada al río Acelhuate, la cual se incorpora al flujo base aportado por la descarga del acuífero. Por otra parte, el aprovechamiento de otros usuarios (A_{OU}) está integrado por el agua consuntiva de A_{OU} y el retorno de aguas residuales al sistema hídrico superficial, que a su vez se adiciona al flujo base del río Acelhuate.

De acuerdo con Fröhlich, Fröhlich y Wittenberg (1994), el flujo base puede considerarse como la salida principal de un reservorio de agua subterránea, el cual alimenta a los ríos en periodos sin lluvia. Si se cuenta con un registro de caudales medios mensuales en el río a la salida de la cuenca de estudio (Q_{rio}) que permita deducir el caudal base (Q_b) sin y con el efecto del caudal de aguas residuales (Q_{ar}), es posible utilizar dicho

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

registro como parámetro de comparación de los resultados del balance hídrico en un acuífero urbano:

$$Q_{rio} = Q_b + Q_{ar} \quad (17)$$

Construcción del modelo conceptual del acuífero de San Salvador

El desarrollo de un modelo conceptual requiere de una rigurosa incorporación de gran cantidad de información procedente de fuentes diversas (Izady *et al*., 2014), como informes, investigaciones y mediciones puntuales en el acuífero. Dada la invisibilidad del acuífero, como punto de partida se tienen mediciones puntuales de niveles, flujos o interpretaciones de características geológicas o geofísicas, entre otras, que son interpoladas o extrapoladas, según sea el caso, para presentar una probable concepción del comportamiento hidrogeológico de un acuífero (Rojas, Feyen, & Dassargues, 2008) y de su estado cuantitativo. Según estos autores, se está sujeto a sesgos, errores o interpretaciones

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

incompletas, que podrían mejorar conforme se avance en el entendimiento de un sistema hidrogeológico.

Para construir el modelo conceptual del acuífero de San Salvador, la distribución de las unidades hidroestratigráficas y la influencia de la geología estructural en el flujo de agua subterránea se retomaron de Barrera-de-Calderón *et al*. (2021a). Los flujos preferenciales de agua subterránea y el impacto del urbanismo en la recarga de agua ingresando al sistema fue retomado del trabajo realizado por Barrera-de-Calderón *et al*. (2021b); por su parte, las variables del ciclo hidrológico interactuando con el sistema de agua subterránea se retomó a partir de Barrera-de-Calderón *et al*. (2022). De forma complementaria, se recopiló información para definir las entradas adicionales y salidas del sistema de agua subterránea para construir el balance hídrico del acuífero, e incluirlo en el modelo conceptual.

Resultados y discusión

Recarga natural de agua subterránea

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Se han llevado a cabo varios esfuerzos para cuantificar la recarga de agua subterránea en el acuífero de San Salvador. Los valores oscilan entre 70.67 y 203.5 Mm^3/a. Los valores menores se obtuvieron con el método de separación de hidrogramas (PNUD, 1972); los valores intermedios, entre 115.61 y 121.77 Mm^3/a fueron calculados con balances de humedad de suelos a escala mensual en una base multianual (Servicio Hidrológico Nacional, 2005; MARN, 2016); mientras que un balance de humedad de suelo a escala diaria proporcionó valores entre 118.3 y 203.5 Mm^3/a (Barrera-de-Calderón *et al*., 2022).

Para un balance hídrico como el del acuífero de San Salvador es importante considerar la variabilidad temporal de la recarga (Scanlon *et al*., 2002; Dripps & Bradbury, 2009; Manna *et al*., 2019), retomando tanto los valores extremos como el valor medio. Por ello, en este estudio se adoptaron los resultados obtenidos por Barrera-de-Calderón *et al*. (2022) para los años 2012-2015. Dentro de sus análisis, los autores consideraron la variabilidad espacial y temporal de la recarga de agua subterránea, tomando en cuenta el aporte de lluvias intensas (Manna *et al*., 2019) y las condiciones de humedad antecedente; esta recarga generalmente es subestimada cuando se determina a escalas temporales mensuales o

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

mayores (Rushton & Ward, 1979; Westenbroek, Kelson, Dripps, Hunt, & Bradbury, 2010; Westenbroek, Engott, Kelson, & Hunt, 2018).

Análisis del estado de equilibrio en el acuífero de San Salvador

Un registro de ocho años en la producción de cinco de los principales manantiales localizados en el acuífero de San Salvador muestra que las descargas del sistema responden estacionalmente a la precipitación, con desfases que no reflejan un comportamiento cíclico en la respuesta entre ellos. Esto puede estar relacionado con la variabilidad de la precipitación de la zona, así como con el tiempo de tránsito del agua subterránea en cada manantial (Figura 2b).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

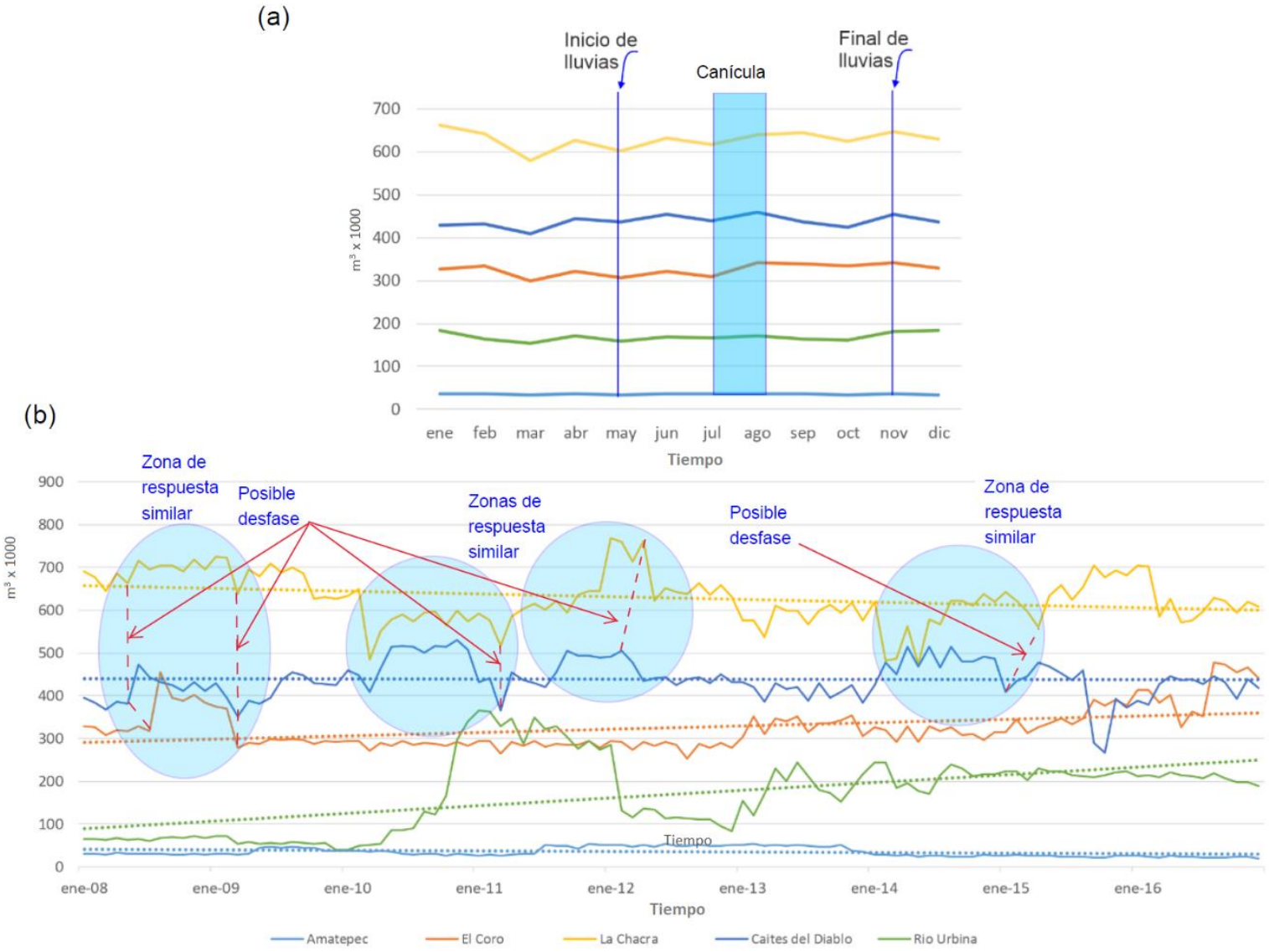


Figura 2. Producción mensual de manantiales de mayor descarga en el acuífero de San Salvador: a) promedios mensuales del periodo 2008-2016; b) registro mensual de descarga entre enero de 2008 y diciembre

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de 2016 (ANDA, 2009; ANDA, 2010; ANDA, 2011; ANDA, 2012; ANDA, 2013; ANDA, 2014; ANDA, 2015; ANDA, 2016a; ANDA, 2017). Las líneas continuas reflejan los valores medidos, y las discontinuas la recta de regresión lineal de cada serie temporal.

En general, los datos de caudal mensual de los manantiales reflejan una tendencia que puede considerarse estable, partiendo de que aunque las líneas de tendencia indican ligeros ascensos o descensos, los coeficientes de determinación de las regresiones lineales en las series temporales resultan inferiores a 0.285; por lo tanto, es posible asumir que el efecto de la variabilidad de la descarga del acuífero es insignificante.

De manera similar, el reporte de niveles piezométricos en pozos de monitoreo equipados con Data Loggers Ecolog 500 distribuidos en la subcuenca, cuyo registro varía entre 5 y 10 años, muestra que en los pozos localizados en el acuífero fracturado (1, 2, 3 y 4), el sistema de agua subterránea responde estacionalmente a la precipitación (Figura 3).

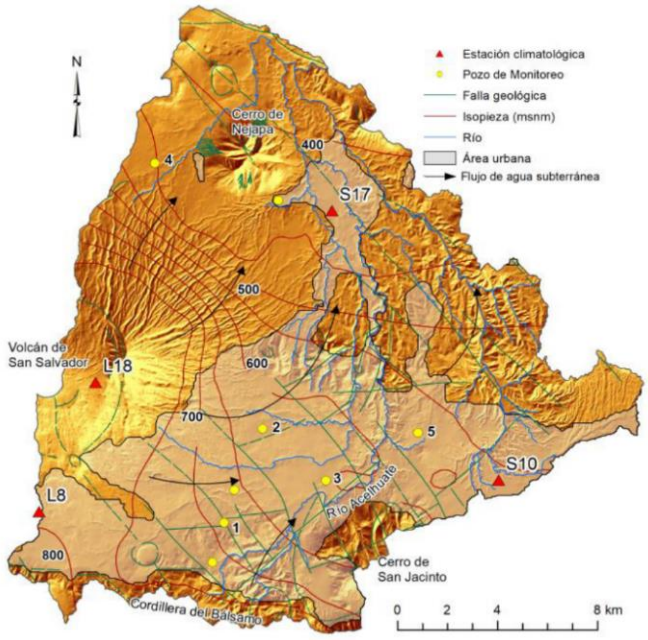
2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

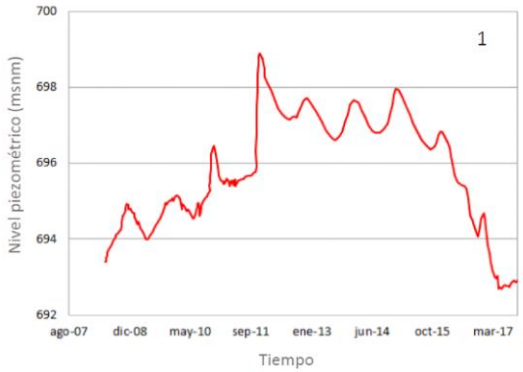
Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

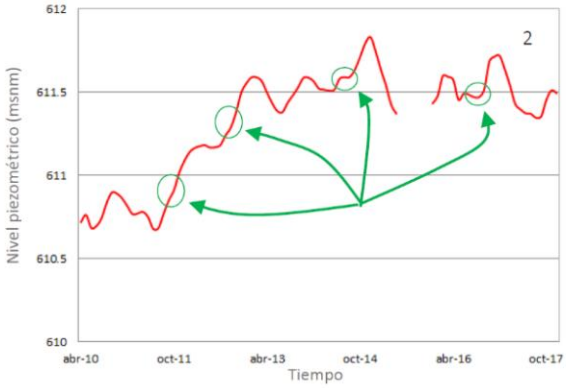
Tecnología y Ciencias del Agua

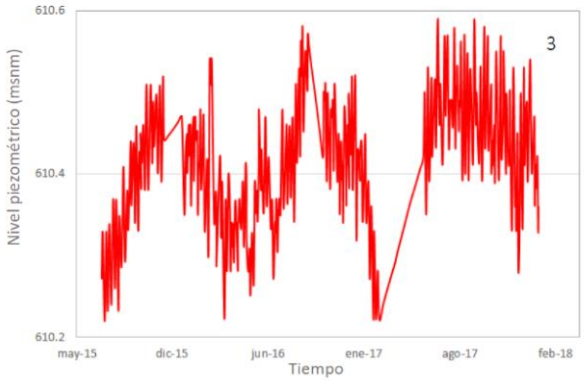
OPEN ACCESS

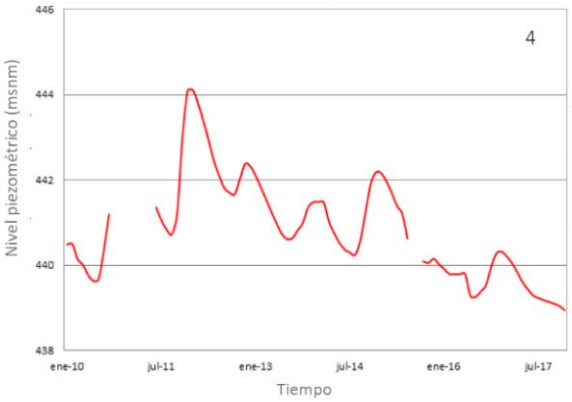
Check for updates

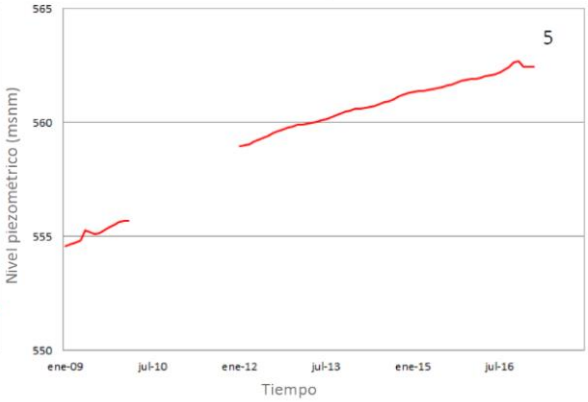












2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 3. Nivel piezométrico en pozos de monitoreo al interior del acuífero de San Salvador entre los años 2007 y 2018: (a) localización de pozos de monitoreo; (b) variación del nivel piezométrico registrado en cada pozo.

El pozo 5 localizado en el acuífero poroso no refleja dicho efecto. Así, en los primeros se reflejan máximos y mínimos para cada ciclo hidrológico anual. A su vez, la tendencia de esta respuesta estacional para el periodo reportado tiende a ser estable, mostrando descensos, pero también recuperación de los niveles en el acuífero; ello confirma que el sistema presenta variabilidad en la recarga dependiente de la precipitación, coincidiendo con lo planteado por Barrera-de-Calderón *et al*. (2022).

Para todo el registro puede observarse que en los pozos 1 y 4 de la Figura 3 se presentan las variaciones máximas, alcanzando hasta 6 m. En los pozos 2 y 3, las variaciones de nivel pueden reducirse hasta un orden de magnitud; sin embargo, puede observarse un comportamiento cíclico estable. La fuerte variabilidad del nivel en el pozo 3 obedece a la influencia de pozos de extracción cercanos; pese a ello, el efecto estacional es visible.

El pozo 5 es el único que refleja una recuperación de los niveles del acuífero. Esto puede estar relacionado con la salida de operación de algunos pozos de la zona durante y previo al registro, y el traslado de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

importantes industrias hacia otros sectores de la ciudad, lo cual ha permitido esa recuperación local de la carga hidráulica en el sistema de agua subterránea. La hidrogeología de esta zona del acuífero requiere un estudio más detallado.

A partir de tal comportamiento, para efecto de cuantificación del balance hídrico del acuífero, es posible asumir que el sistema tiende al equilibrio. Bajo este escenario, en términos globales para el periodo analizado, la Ecuación (2) deja como fuente de suministro para las extracciones por bombeo a la recarga urbana, lo cual confirma la identificación de dicha contribución al acuífero en el trabajo de Barrera-de-Calderón *et al*. (2021b).

Componentes de la recarga urbana de agua subterránea

Con el objeto de determinar la recarga urbana del acuífero, primero fue necesario distinguir y cuantificar las fuentes de suministro que abastecen a la red pública de la ciudad, así como aquellos aprovechamientos de otros usuarios que no ingresan a la red. La red pública de abastecimiento de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

agua está integrada por un suministro local que consiste de un conjunto de pozos y manantiales administrados por la ANDA y tres sistemas de importación de agua: Guluchapa, Zona Norte y Las Pavas (Figura 1).

Los registros de producción de agua reportados por la ANDA en su Boletín Estadístico Anual (https://www.anda.gob.sv/boletines-estadisticos/) para los años 2012-2015 indican que, en promedio, un total de 120.58 Mm^3/a de agua se importó para complementar el suministro de agua del AMSS. En adición, localmente se extrajeron en promedio 64.71 Mm^3/a de agua subterránea para el mismo periodo. Totalizando, según la Ecuación (12), el aprovechamiento de la red pública fue de 185.29 Mm^3/a. De igual forma, la ANDA publica en el mismo boletín el porcentaje de agua no facturada anual (F_{ANF}). Así, para los años 2012-2015, el promedio de agua no facturada fue de 48 % del abastecimiento público de la ciudad (ANDA, 2013; ANDA, 2014; ANDA, 2015; ANDA, 2016a).

Esto incluye pérdidas físicas, comerciales y consumo autorizado sin cobro del total reportado por la Administración. En el balance hídrico del acuífero es de interés conocer qué porcentaje de esta agua no facturada se suma al balance como recarga urbana, lo cual corresponde al factor de pérdidas físicas (F_{PF}). Sin embargo, dicho dato no está disponible para el país. De acuerdo con Kingdom *et al*. (2006), el porcentaje de pérdidas físicas en países no desarrollados se estima como el 60.3 % del agua no facturada; el resto, 39.7 %, corresponde a pérdidas comerciales y

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

consumo autorizado no cobrado. Con base en lo anterior y retomando la Ecuación (16), puede calcularse el caudal de recarga urbana aproximadamente como:

$$R_u = (0.48)(60.3)\ (185.29) = \ 53.63\ Mm^3/a \qquad (18)$$

Cerrando el balance hídrico urbano del acuífero de San Salvador

Desde el punto de vista práctico, el resto del agua no facturada es utilizada por los usuarios y se contabiliza junto al agua facturada ($F_{OP}\,Q_{RP} + F_{AF}\,Q_{RP}$), sumando para el periodo de análisis un total de 131.66 Mm^3/a. La Figura 4 muestra la distribución de los volúmenes de agua de acuerdo con su uso. En el AMSS, el 81.04 % del agua se emplea para abastecimiento poblacional en pozos propios y de la red pública de agua; en consecuencia, se ha adoptado un coeficiente de consumo sin retorno del 20 % del caudal suministrado en la red pública, retomando valores sugeridos por Shaffer y Runkle (2007), los cuales coinciden con la

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

normativa local (ANDA, 1997). Esta salida del sistema resulta en 26.33 Mm^3/a; mientras que un caudal de 105.33 Mm^3/a (el 80 % restante) es descargado como agua residual al río Acelhuate e incorporado a su flujo.

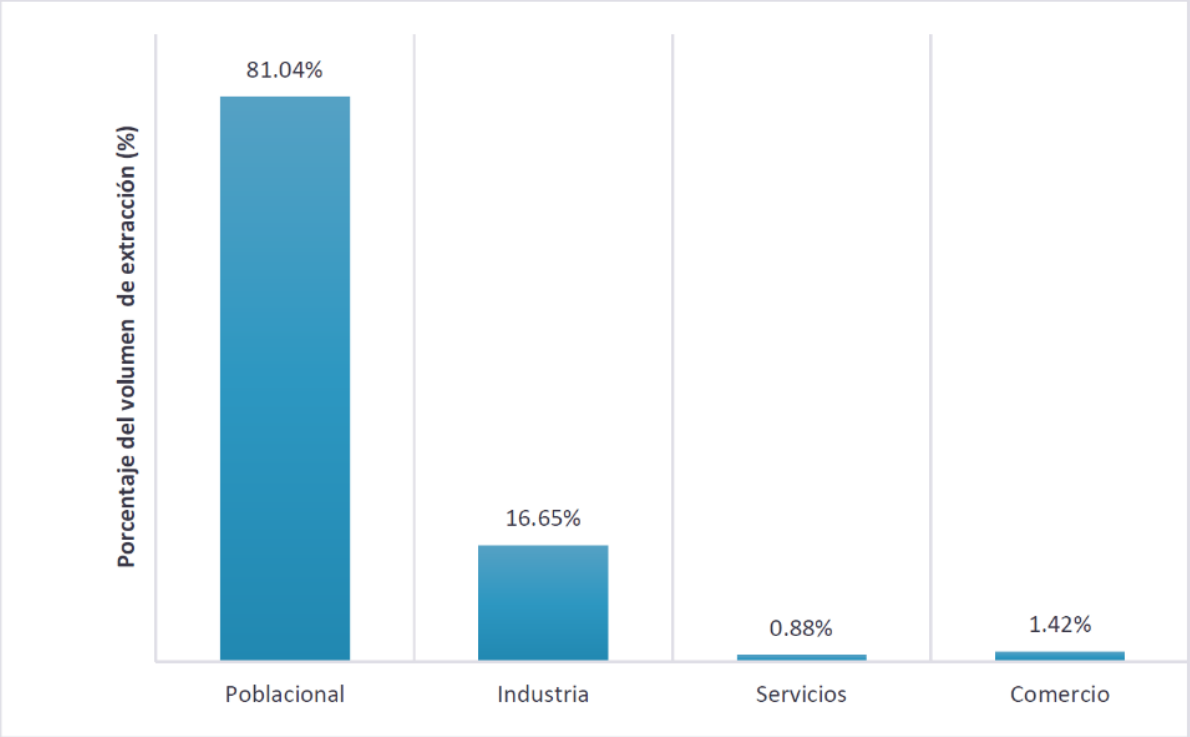


Figura 4. Distribución de los usos del agua en el AMSS con base en el volumen utilizado.

Además, para contabilizar el aprovechamiento de otros usuarios, integrado por el bombeo de pozos y manantiales, se depuró y actualizó la

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

base de datos antigua compilada por instituciones públicas y mejorada a partir de estudios de la zona (p. ej., PNUD, 1972; Servicio Hidrológico Nacional, 2005; Barrera-de-Calderón & Juárez, 2013; MARN, 2016; Barrera-de-Calderón, 2010; Barrera-de-Calderón *et al*., 2021a). Para ello, se ordenó la información y se clasificó de acuerdo con su uso; se identificaron y eliminaron pozos duplicados a partir de un análisis geoespacial; y se visitaron los puntos con información incierta para mantener o descartar el registro del pozo.

Cuando fue posible, la información de caudales de aprovechamiento se determinó a partir de bitácoras de extracción o macromedidores instalados a la salida de la fuente, informes operacionales anuales entregados al MARN e informes de perforación de pozos. En total, el aprovechamiento de otros usuarios suma 68.19 Mm^3/a (26.9 % del suministro total del AMSS y 51.3 % de las extracciones totales), los cuales, con base en los datos colectados, se utilizaron para abastecimiento de pequeñas comunidades, el comercio, la industria, y servicios públicos y privados.

Este volumen de agua aprovechada no se consideró como significativo en la recarga urbana, principalmente porque corresponde a pozos o manantiales cuyo control suele ser más estricto. Por ejemplo, pozos industriales, comerciales y de abastecimiento a pequeñas comunidades; con personal específico asignado a su manejo, donde las fugas de agua se atienden de forma ágil, ya que representan elevados

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

costos de electricidad sin beneficios para el administrador. Además, por las características de estos sistemas, las conexiones ilegales prácticamente no existen. Sin embargo, siempre se tiene un retorno de aguas residuales descargadas al río Acelhuate, el cual, retomando los porcentajes asumidos para el aprovechamiento público, asciende a 54.55 Mm^3/a, mientras que el consumo sin retorno se contabilizó en 13.64 Mm^3/a.

Integración del flujo del río Acelhuate

El río Acelhuate es el cuerpo de agua superficial que colecta las aguas residuales y pluviales del AMSS, así como parte de las descargas del acuífero de San Salvador que constituyen su flujo base. Así, el flujo medio en época seca (noviembre-abril) que transita por este río se calculó a partir de los registros de caudal medio mensual monitoreados por el MARN, y que fue de 7.41 m^3/s para los periodos secos entre 2013-2015, donde se tenía el registro más completo. Si se deduce a este caudal el valor de los caudales de agua residual anteriormente determinados y originados del aprovechamiento de la red pública, es posible obtener el

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

valor medio aproximado de su caudal base para ese periodo, el cual representa un valor de 2.34 m^3/s.

Si se compara la descarga de caudal base anteriormente determinada con el flujo base de época seca del río Acelhuate de 2.93 m^3/s para el periodo preimportación de agua a la cuenca (1967-1978), puede deducirse que en promedio el caudal base del río se redujo un 20 % durante 37 años. Dicho resultado parece razonable si se considera que una importante cantidad de pozos fueron perforados durante esos años, pues la ciudad se expandió un 281 % durante los años 1975-2015 (Barrera-de-Calderón *et al*., 2021b).

Balance hídrico del acuífero de San Salvador

A partir de la integración y contabilización de los componentes del balance hídrico urbano utilizando las ecuaciones (5) a (16) para el acuífero de San Salvador (Figura 5) fue posible establecer tres escenarios para estimar la condición del acuífero en términos de su exceso o déficit (Tabla 1). De esta forma, considerando que la recarga natural por precipitación es el componente del balance de agua subterránea que presenta mayor

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

variabilidad, se evaluaron las tres condiciones de recarga natural: (1) recarga mínima de 118.3 Mm^3/a; (2) recarga media de 167.16 Mm^3/a, y (3) recarga máxima de 203.50 Mm^3/a.

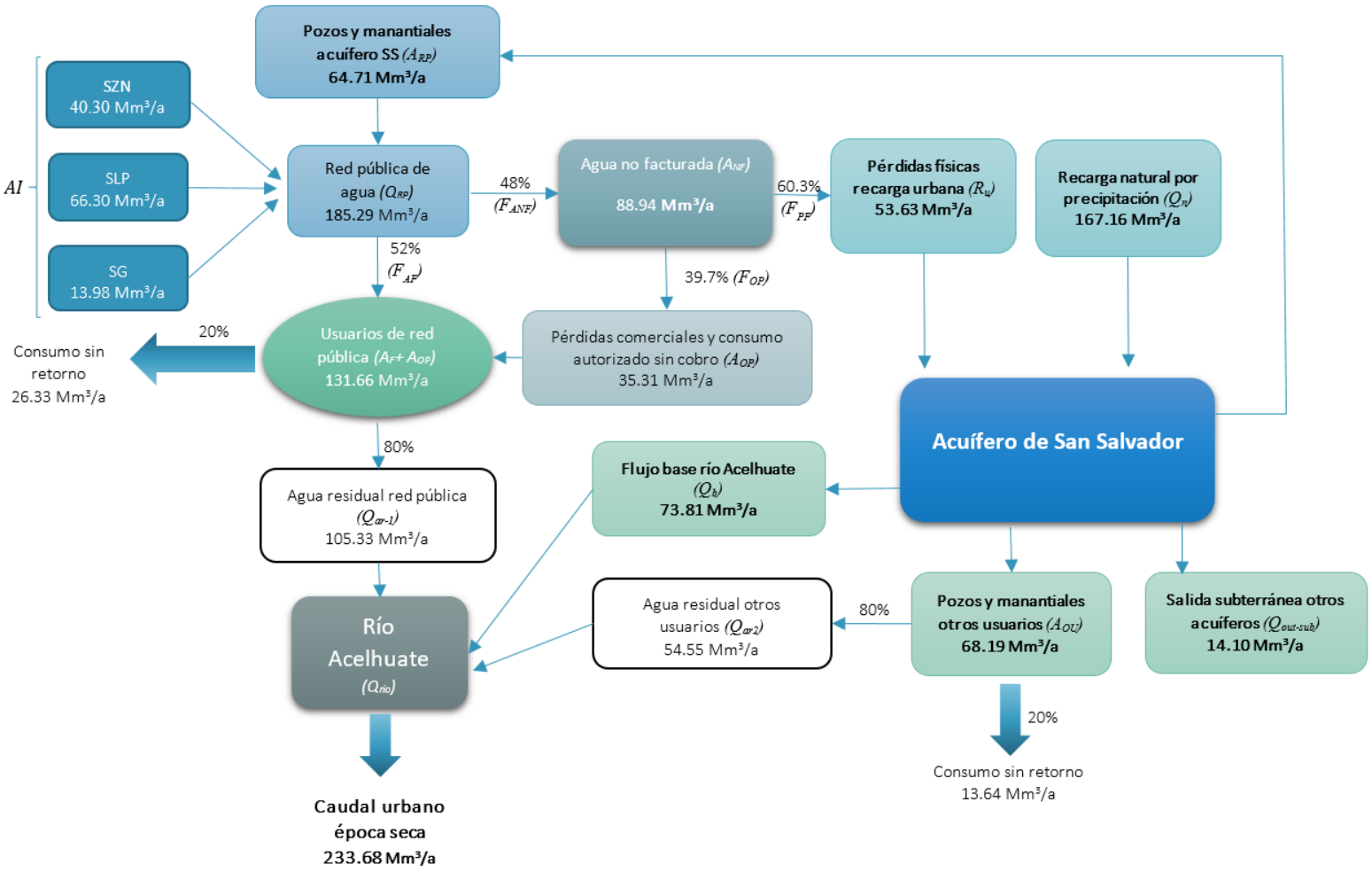


Figura 5. Balance hídrico urbano del acuífero de San Salvador.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 1. Balance de agua subterránea para el acuífero de San Salvador, considerando escenarios mínimo, medio y máximo de recarga natural por precipitación.

Escenario	Recarga natural (Mm^3/a)	Recarga urbana (Mm^3/a)	Extracciones red pública de agua, otros usuarios (Mm^3/a)	Flujo base río Acelhuate (Mm^3/a)	Exceso (+) o déficit (-) de agua en el acuífero (Mm^3/a)
Recarga mínima	118.30	53.62	132.90	73.81	-34.79
Recarga media	167.16	53.62	132.90	73.81	14.10
Recarga máxima	203.50	53.62	132.90	73.81	50.41

El resto de componentes se consideró constante; la recarga urbana se cuantificó anteriormente en 53.63 Mm^3/a. Por su parte, las extracciones del acuífero totalizaron 132.90 Mm^3/a, integradas por el aprovechamiento de agua mediante pozos y manantiales para el abastecimiento de la red pública de la ciudad, que sumó 64.71 Mm^3/a; y los pozos y manantiales que representan el aprovechamiento de otros

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

usuarios con distribución localizada, los cuales totalizaron 68.19 Mm^3/a. Además, se incorporó el flujo base del río Acelhuate, estimado en 73.81 Mm^3/a, considerando la importancia de esta salida del acuífero en términos ambientales dentro del enfoque de sostenibilidad (Wright & Xu, 2000; Alley & Leake, 2004).

Los resultados indican que el acuífero puede presentar un déficit hasta de 34.79 Mm^3/a frente a una condición de recarga mínima, la cual se presenta en años secos; mientras que para años húmedos podría llegar a alcanzarse un exceso de hasta 50.41 Mm^3/a. Estos datos son consistentes con el comportamiento del acuífero reflejado en la variación del nivel piezométrico en los pozos de monitoreo del 1 al 4 (Figura 3), donde se reflejan esas caídas y ascensos de niveles como respuesta del acuífero a la variabilidad de la recarga anual.

Con base en estos resultados y a la Ecuación (2) es posible identificar que en periodos cortos de tiempo, para años secos consecutivos, los niveles tenderán a descender también de forma consecutiva, sosteniéndose de forma temporal el bombeo a partir del almacenamiento del acuífero. Sin embargo, para periodos de años húmedos, los niveles ascienden, supliendo las tasas de bombeo, a partir del aumento en la recarga, sosteniéndose el bombeo a partir de la captura y alcanzando el equilibrio. Sin embargo, los valores de recarga no se reflejan año con año de forma inmediata, pues lleva un tiempo que el volumen infiltrado se integre al almacenamiento. Destaca la necesidad de profundizar con

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

estudios relacionados con los tiempos de tránsito, que a la fecha no se han realizado.

Sumado a lo anterior, estos resultados permiten destacar dos aspectos fundamentales para la sostenibilidad del acuífero de San Salvador. El primero corresponde a la fuerte dependencia que tiene el sistema de agua subterránea en la recarga urbana, dejando ver que el exceso reflejado en términos medios y máximos de la recarga (Tabla 1) no existiese o fuese muy bajo si se realizaran esfuerzos institucionales por reducir el porcentaje de pérdidas físicas en la red de distribución de agua potable; en ese caso podrían presentarse descensos continuos en zonas de alta concentración de bombeo, afectando el abastecimiento a los usuarios.

El segundo se refiere a los efectos del cambio climático en la recarga de agua subterránea. En este caso, los escenarios climáticos del país prevén una reducción de la precipitación nacional de entre el 15 y 25 %, ante cualquier escenario para el periodo 2021-2030 (MARN, 2018). Asimismo, se prevén aumentos en la temperatura media de entre 0.8 y 1.0 °C para el mismo periodo (MARN, 2018). Con base en diversos estudios sobre este tema (Allen, Mackie, & Wei, 2004; Jyrkama & Sykes, 2007; Ng, McLaughlin, Entekhabi, & Scanlon, 2010; Dawes *et al*., 2012; Crosbie *et al*., 2013; Kløve *et al*., 2014; Goodarzi, Abedi-Koupai, Heidarpour, & Safavi, 2016; Meixner *et al*., 2016) es posible suponer que ambas anomalías pueden generar reducción en la recarga natural por

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

precipitación en el acuífero de San Salvador, reduciéndose el margen de exceso determinado en este estudio e incluso con el potencial de caer en una condición permanente de déficit si esta afectación se combina con una mejora en la eficiencia de la red de agua potable.

Modelo conceptual del acuífero de San Salvador

Partiendo del trabajo de Barrera-de-Calderón *et al*. (2021a), y complementando con los resultados de este estudio, es posible explicar conceptualmente el funcionamiento del acuífero de San Salvador: un total de cinco unidades hidroestratigráficas de rocas del Neógeno y el Cuaternario integran el acuífero en una zona fracturada y una zona porosa (Figura 6) pertenecientes a las formaciones San Salvador, Cuscatlán y Bálsamo.

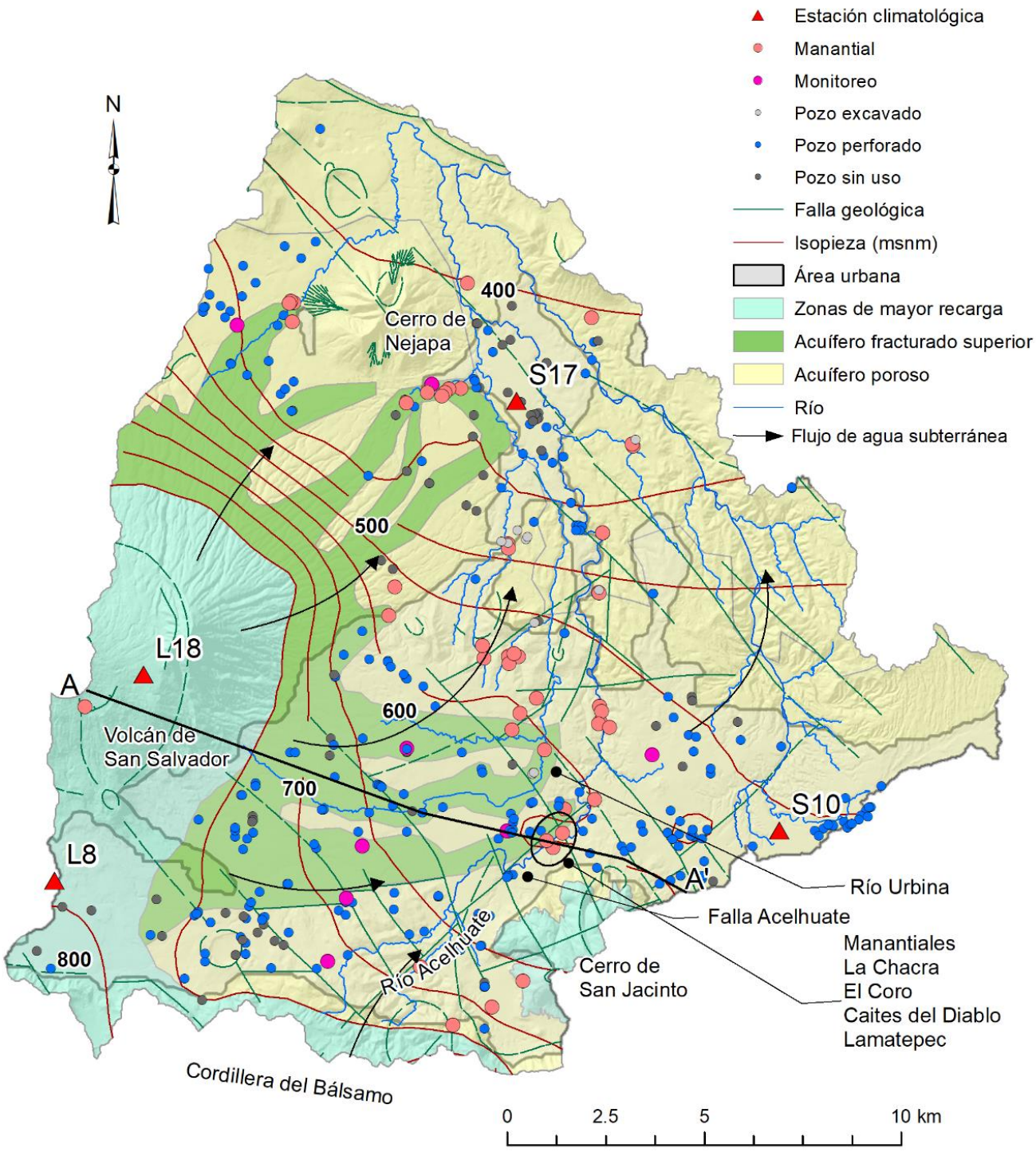
2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates



2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Figura 6. Delimitación simplificada del acuífero fracturado y el acuífero poroso que integran el denominado acuífero de San Salvador, mostrando la dirección de flujo preferencial. Se indica la localización de manantiales de alta producción con registro mensual y la zona de mayor recarga para el acuífero (adaptado de Barrera-de-Calderón *et al*., 2022).

La zona más productiva corresponde a la parte fracturada del acuífero ($1 < K < 10^3$ m/d); además, es la más somera y consiste de una serie de flujos de lava intercalados con piroclastos distribuidos en la margen izquierda del río Acelhuate, y al sur y suroeste de la zona de estudio. Su espesor puede variar desde un par hasta más de cien metros en las cercanías del volcán de San Salvador. El flujo en estos materiales es del tipo libre y se encuentra fuertemente controlado por fallas geológicas que pueden actuar como canales o barreras. La falla Acelhuate cobra particular relevancia, pues consiste en una barrera de flujo que define el límite del acuífero fracturado en la zona de estudio (Figura 1).

Subyaciendo al acuífero fracturado y extendiéndose hacia el norte y noreste de la zona de estudio se encuentra el acuífero poroso. Los materiales que lo conforman son principalmente piroclastos y tobas con distintos grados de consolidación, por lo que sus conductividades hidráulicas pueden variar entre 10^{-2} y 1 m/d, en profundidades que varían de 30 a 300 m. En estos materiales, las fallas y fracturas no han mostrado control sobre el flujo de agua subterránea, que se caracteriza por ser libre.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

El basamento del acuífero de San Salvador aún no ha sido delimitado; sin embargo, se considera que puede estar sobreyacido por el acuífero poroso a profundidades hasta de 800 m bajo la superficie del terreno (Hernández, 2019, mediante comunicación verbal).

Además, la hidrogeoquímica del agua subterránea confirma la presencia de dos principales sistemas de flujo (Barrera-de-Calderón, 2010; Barrera-de-Calderón *et al*., 2021b). El flujo proveniente del volcán de San Salvador y parte de la cordillera del Bálsamo (donde se presentan los mayores valores de recarga), que circula principalmente por el acuífero fracturado y que presenta importantes descargas a manantiales que son aprovechados para el abastecimiento del AMSS (Figura 6). Este abastecimiento se complementa con tres sistemas de agua importada (Zona Norte, Las Pavas y Guluchapa), de los cuales los dos primeros entregan agua en la parte de la ciudad que se localiza sobre el acuífero fracturado (Figura 7).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

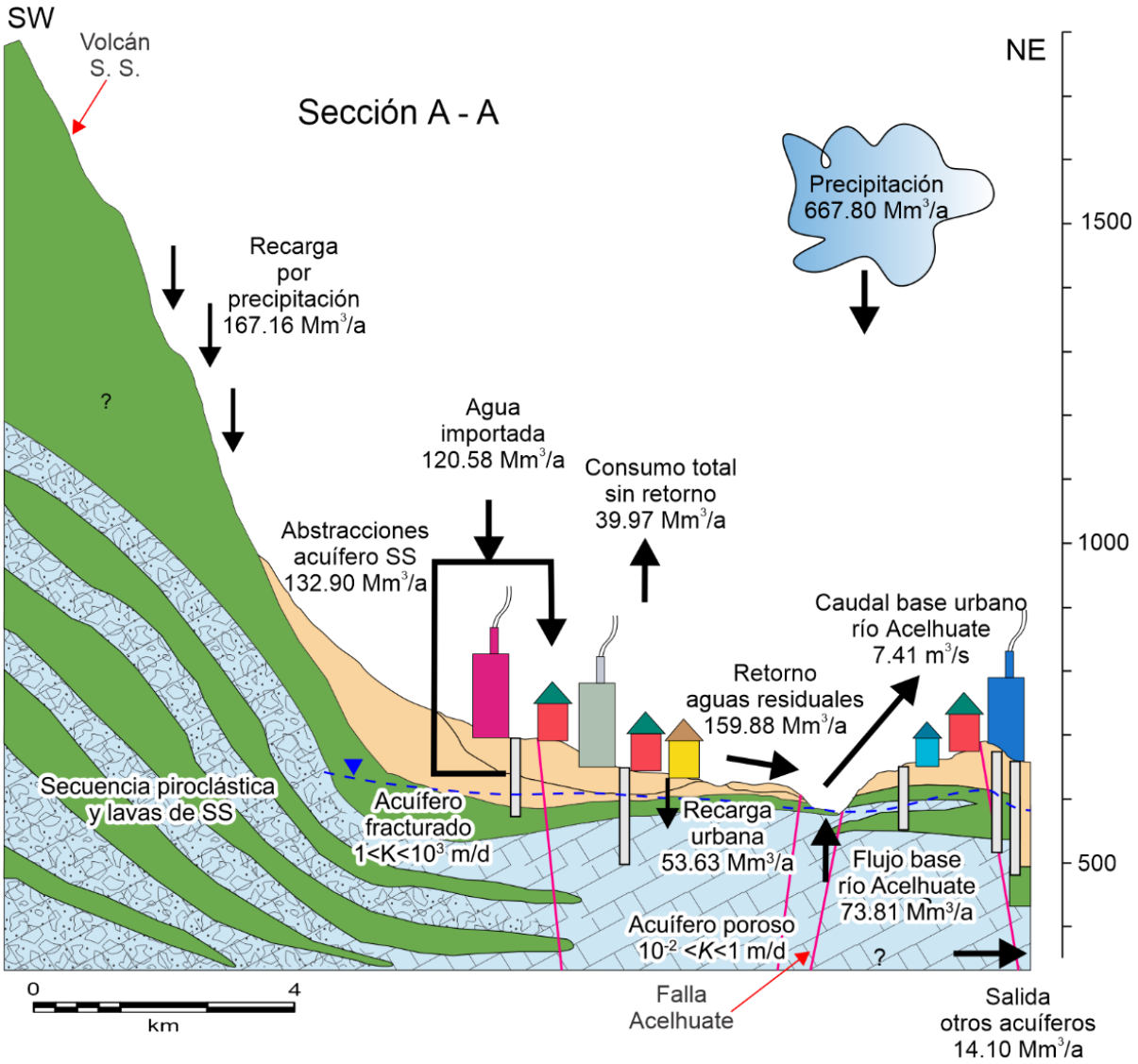


Figura 7. Modelo conceptual del acuífero de San Salvador, mostrando la alteración del balance superficial y subterráneo por el ambiente urbano en el río Acelhuate y el mismo acuífero (ubicación de la sección A-A' en la Figura 6) (modificado de Barrera-de-Calderón *et al*. (2021a).

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

A su vez, el acuífero recibe una importante cantidad de recarga urbana procedente principalmente de la combinación de las extracciones locales y los dos sistemas de importación antes mencionados. El segundo sistema de flujo recibe recarga principalmente de la cordillera del Bálsamo y el cerro de San Jacinto, y alimenta al acuífero poroso (Figura 6). Tanto el acuífero fracturado como el poroso reciben una recarga meteórica reciente, que conforma la principal fuente de ingreso de agua subterránea en el acuífero (Figura 7).

Así, a partir de una precipitación anual media igual a 667.8 Mm^3/a ingresan al acuífero en forma de recarga directa un total de 167.16 Mm^3/a (25.03 %). A este ingreso se suma un caudal de 53.63 Mm^3/a en forma de recarga urbana, equivalente al 28.9 % del total de producción de agua que ingresa en la red de abastecimiento público del AMSS. Las salidas del acuífero están integradas por las abstracciones a través de pozos y manantiales tanto para la red pública como para otros usuarios y suman 132.9 Mm^3/a, los cuales se suman al agua importada, totalizando 253.48 Mm^3/a para suplir la demanda total de agua en el AMSS (Figura 7).

De esta agua se dedujeron las pérdidas físicas, antes mencionadas como recarga urbana, mientras que 39.97 Mm^3/a salen del sistema como consumo sin retorno; el resto, 159.88 Mm^3/a, es descargado al río Acelhuate como agua residual prácticamente sin ninguna depuración, lo

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

cual afecta el balance de agua superficial tanto en cantidad como en calidad. A su vez, el río Acelhuate recibe una descarga como flujo base igual a 73.81 Mm^3/a, que totaliza 7.41 m^3/s como caudal de época seca en el río, registrado en el monitoreo de caudales del MARN, dejando un pequeño flujo de 14.10 Mm^3/a como salida a otros acuíferos, que de acuerdo con los análisis de carga en el sistema corresponderían al límite noreste de la zona de estudio (Figura 6 y Figura 7).

Análisis de la sostenibilidad del acuífero de San Salvador

El acuífero de San Salvador es un típico sistema de agua subterránea urbano sometido a condiciones de desarrollo avanzado (Tuinhof *et al*., 2002), que demanda un cuidadoso análisis de sostenibilidad de sus recursos hídricos. En este sentido, es necesario exponer los principales problemas en términos de cantidad y calidad que de acuerdo con los autores deben tomarse en cuenta para desarrollar los recursos de agua subterránea, de forma tal que puedan ser mantenidos por tiempo

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

indefinido sin ocasionar inaceptables consecuencias sociales, económicas y ambientales (Alley & Leake, 2004).

Por el lado de la cantidad, el acuífero de San Salvador es insuficiente para satisfacer la demanda del AMSS. Sin embargo, más de la mitad del suministro es extraído en el mismo acuífero (52.4 %). Esta condición ha estado invisibilizada por mucho tiempo. Si bien es cierto que se cuenta con un detallado reporte anual de las extracciones en el sistema de la red pública administrado por la ANDA para los últimos años, existe un caudal de agua extraída por otros usuarios con fines comerciales, industriales y domésticos que no se reporta, y que en muchas ocasiones carece de controles institucionales sobre su extracción. Ello reduce la precisión en la determinación del balance hídrico del acuífero. A esto se suma la posibilidad de que existan extracciones adicionales en pozos cuya existencia se desconoce, dejando una sobreestimación del agua subterránea disponible con la consecuente posibilidad de explotar intensivamente el acuífero.

La recarga natural por precipitación representa en promedio el 75.7 % de la recarga total media contabilizada en el acuífero de San Salvador. El resto, 24.3 %, corresponde a la recarga urbana procedente de las fugas en el sistema de agua potable de la red pública de la ciudad. Sin embargo, debe tenerse en cuenta la variabilidad espacial y temporal de esta recarga (Barrera-de-Calderón *et al*., 2022). Por un lado, aunque las mayores tasas de recarga natural se reflejan en el volcán de San Salvador,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

cordillera del Bálsamo y cerro de San Jacinto, que alimentan a la zona más productiva del acuífero, se está reduciendo este importante aporte, al continuar expandiéndose la ciudad hacia esa zona (Barrera-de-Calderón *et al*., 2021b). El efecto de tal proceso de desarrollo sin enfoque de sostenibilidad de los recursos hídricos puede generar efectos adversos significativos locales en algunas zonas del acuífero.

Por otro lado, la recarga urbana genera un efecto de estado estacionario en el acuífero que beneficia a algunos usuarios del AMSS; sin embargo, representa elevados costos económicos al estado. Puede estimarse que aproximadamente se requieren al año $53.6 millones de dólares para producir esta agua (considerando que la producción de cada metro cúbico de agua suministrada al AMSS tiene un costo aproximado de $1.00). En este caso, es evidente que se necesitan acciones para mejorar la eficiencia de los sistemas de agua potable y replantear los escenarios de suministro de agua para el AMSS tanto en las extracciones locales como en el agua importada. Así, los recursos económicos pueden orientarse mejor a proyectos de inversión más sostenibles, como el tratamiento de las aguas residuales descargadas al río Acelhuate y la implementación de tecnologías para la mejora en la gestión de la demanda y oferta de agua.

La distribución de los pozos en el AMSS es un tema que requiere analizar el efecto localizado de los bombeos (Wright & Xu, 2000). Un análisis a partir del comportamiento del flujo de agua subterránea y

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

límites de microcuencas permitió seccionar la zona de estudio en siete subzonas, en las cuales se elaboró el balance hídrico sin considerar la recarga urbana (Figura 8), ya que no se cuenta con datos sobre la distribución espacial de este aporte. La información indica que las zonas 1 y 2, dependientes principalmente de la recarga del volcán de San Salvador, están sometidas a fuertes presiones que igualan o superan la recarga natural para valores medios y años secos, condición que podría exacerbarse por efecto del cambio climático, considerando las afectaciones anteriormente mencionadas.

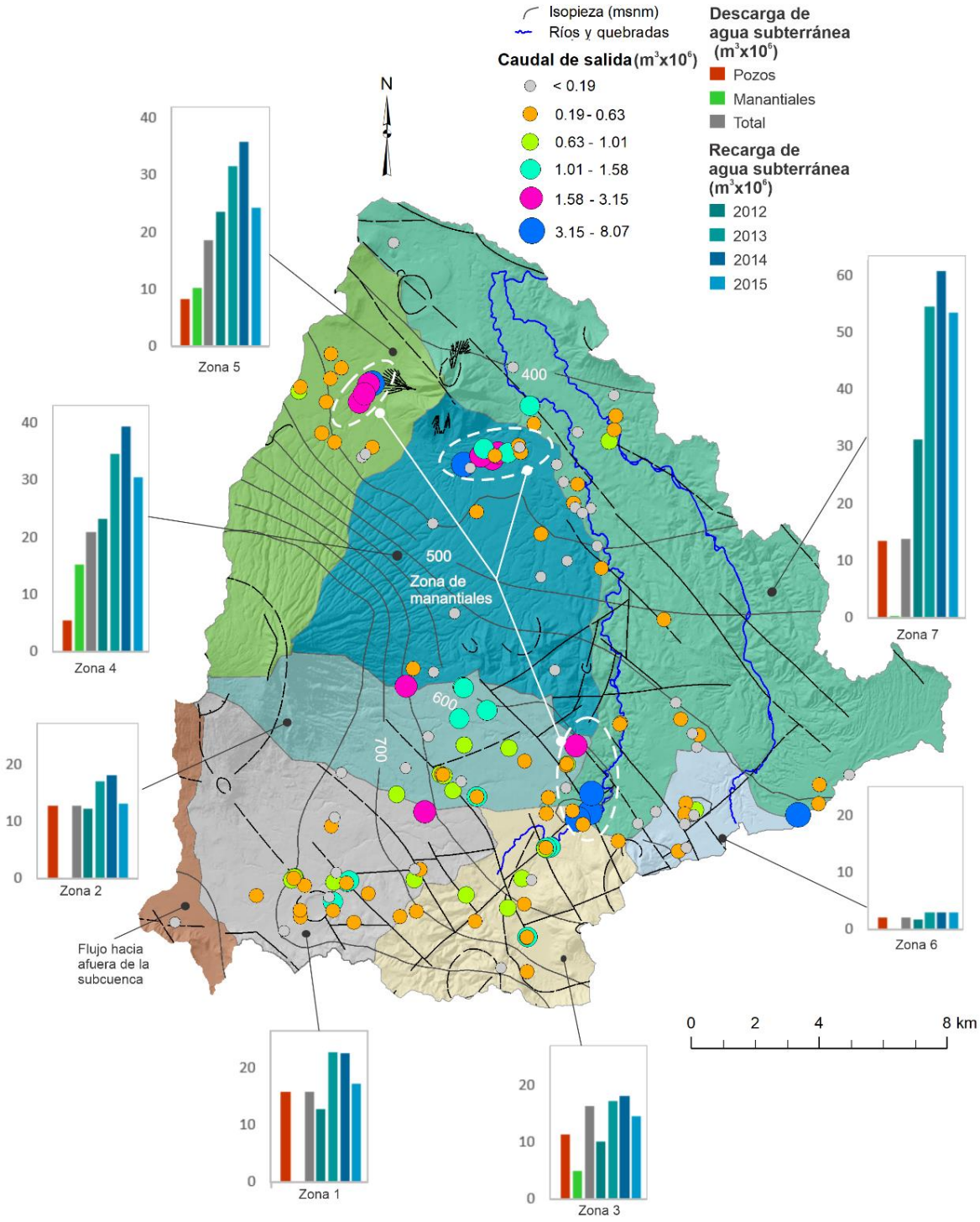
2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates



2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Figura 8. Balance hídrico por zonas de explotación definidas con base en límites topográficos y dirección de flujo preferencial en el acuífero. La recarga corresponde a las entradas naturales por precipitación.

Bajo este escenario es razonable suponer que nuevas extracciones en estas zonas del acuífero ocasionarían un descenso en los niveles, que podrían reducir la producción en los pozos existentes, generando afectaciones en zonas industriales y en sistemas de abastecimiento local, requiriéndose por lo tanto mayor inyección de agua importada para satisfacer la demanda. En tales zonas, la recarga urbana podría aportar muy poco, sobre todo en los pozos localizados en las zonas de mayor nivel piezométrico (Figura 8), ya que suelen ser desarrollos urbanos recientes y pozos industriales con mejor eficiencia en sus sistemas de agua.

En la zona 3 también se excede el aporte de la recarga natural para años secos. Tiene particular relevancia porque es en esa zona, en el alineamiento de la falla Alcelhuate y final del flujo de lava de la zona 1, donde afloran tres de los manantiales más productivos del acuífero: Amaptepec, el Coro y La Chacra (Figura 2), aprovechados en el sistema público de la ciudad. El comportamiento medio de caudal de estos manantiales, mostrado en la Figura 2a, refleja que pertenecen a un mismo sistema de flujo preferencial, a diferencia de la descarga en el río Urbina, que muestra un comportamiento distinto, pues pertenece a otro flujo de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

agua subterránea que circula a través de las lavas localizadas en la zona 2.

Además, de acuerdo con Barrera-de-Calderón *et al*. (2021b), con base en evidencia hidrogeoquímica e isotópica del agua subterránea y potenciales fuentes de recarga, en esta zona se recibe el mayor aporte de la recarga urbana, ya que el flujo que transita por ella y por las partes bajas de las zonas 1 y 2 coincide con la parte más antigua de la ciudad, lo cual explica por qué, pese a la fuerte presión por bombeo que se ejerce en esa área del acuífero, los caudales de los manantiales reflejan variaciones en las descargas que pueden considerarse constantes (Figura 2). Esta zona podría ser una de las más afectadas en su producción frente a mejoras en la eficiencia del sistema de agua potable que reduzca la recarga urbana, lo cual debe tomarse en cuenta si se ejecutan proyectos en esa vía.

Las zonas 4 y 5 reflejan mayor posibilidad para el desarrollo de los recursos hídricos. Sin embargo, se caracterizan por presentar importantes salidas del acuífero que mantienen los caudales base de los ríos El Ángel (zona 4) y San Antonio (zona 5), siendo posiblemente los únicos ríos de la zona en el AMSS que conducen en un corto, pero importante tramo, un significativo flujo de agua sin descargas de aguas residuales, lo que da lugar a la presencia de ecosistemas hídricos cada vez más presionados en la cuenca del río Acelhuate.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Por consiguiente, nuevas extracciones en la zona podrían reflejarse en la reducción de estos caudales, con la consecuente afectación a los ecosistemas dependientes. En estas dos zonas han existido fuertes conflictos sociales en oposición al incremento del desarrollo de los recursos hídricos, lo cual, en alguna medida ha desacelerado los efectos que la expansión urbana puede imprimir en el funcionamiento del sistema. Incluso en la zona 5, que coincide con el límite municipal de la ciudad de Nejapa, existe una ordenanza municipal de prohibición de perforación de nuevos desarrollos industriales y zonas de protección para recarga hídrica al interior del municipio (Alcaldía Municipal de Nejapa, 2015).

Por su parte, la zona 6 también refleja fuertes presiones comparadas a la oferta de agua. Esta zona requiere estudios de mayor detalle, ya que corresponde con una zona industrial y habitacional muy importante para el AMSS, y está asociada al cerro de San Jacinto (Figura 1), recientemente renombrado como domos y cono de San Jacinto (Lexa *et al*., 2012). La zona 7 es la que presenta menor presión en el balance, sin embargo, debido a la escasez de pozos en esa zona, tal condición debe tomarse con cautela y estudiarse con mayor detalle para evaluar su potencial de desarrollo.

Desde la perspectiva de la calidad, Barrera-de-Calderón (2010) y Barrera-de-Calderón *et al*. (2021b) alertan sobre la potencial afectación del acuífero de San Salvador con la recarga urbana, ya que en la parte

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

baja de las zonas 1, 2 y 3 de la Figura 8, las concentraciones de nitratos y cloruros muestran indicios del aporte de la recarga urbana que, eventualmente, podrían afectar la disponibilidad de agua para el AMSS. Además, la perforación de nuevos pozos, cada vez más profundos, puede traer consigo agua con mayores concentraciones de sales disueltas debido a la contaminación geogénica con arsénico, cloruros, flúor, hierro y manganeso (Al-Mikhlafi, 2010; Bundschuh *et al*., 2020) debido al origen volcánico del acuífero.

Conclusiones

Por primera vez se ha desarrollado un modelo conceptual del acuífero de San Salvador basado en un detallado análisis de sus características geológicas, hidroestratigráficas e hidrogeoquímicas, integrando el balance hídrico de la cuenca para determinar la variabilidad espacio-temporal de la recarga de agua subterránea. Asimismo, se ha elaborado un detallado análisis de los elementos que conforman el balance hídrico urbano del acuífero, y se ha replanteado la ecuación de balance hídrico tomando en

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

cuenta dichos componentes. Este aporte ha contribuido significativamente al entendimiento del funcionamiento del sistema de agua subterránea, y a la vez contribuye a orientar mejor su gestión sostenible.

Así, el balance hídrico del acuífero podría variar entre -34.79 Mm^3/a para condiciones de recarga mínima (años secos), 14.21 Mm^3/a para recarga media y 50.41 Mm^3/a para años húmedos. Los datos indican que aproximadamente el 75.7 % de la recarga al acuífero es aportada por la recarga natural por precipitación y un 24.3 % corresponde al aporte de la recarga urbana. Frente a este panorama es importante tener en cuenta dentro de la planificación sostenible del agua subterránea los efectos del cambio climático en el balance hídrico, ya que los escenarios climáticos para El Salvador prevén hasta un 25 % de reducción en la precipitación y hasta 1 °C de aumento en la temperatura, lo cual puede reducir de forma sensible la recarga de agua subterránea. Por otro lado, el balance también expone que el exceso de agua reflejado en el acuífero de San Salvador bajo condiciones medias y máximas de recarga le provee un "aparente estado de sostenibilidad" soportado por la recarga urbana, que puede verse comprometido a partir de mejoras en la eficiencia de la red de agua potable, cuyo ahorro en costos de bombeo puede representar aproximadamente $53.6 millones de dólares al año al estado.

Al mismo tiempo, este aporte continuo de la recarga urbana puede llegar a afectar la calidad del agua subterránea que se aprovecha para el

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

consumo de los usuarios, lo cual podría afectar la disponibilidad de agua en el futuro. Esta condición amerita que se planifiquen con mucho cuidado las intervenciones para mejorar, en general, la eficiencia de los sistemas de agua potable y alcantarillado sanitario. En principio se considera prioritaria la reducción de las fugas en el sistema de alcantarillado sanitario para conservar o mejorar la calidad del agua en el acuífero; posteriormente, la atención a las fugas en el sistema de agua potable debe ser atendida, en cuyo caso deberán estudiarse los efectos de estas intervenciones en la recarga de agua subterránea y establecer escenarios de explotación del acuífero para asegurar su aprovechamiento sostenible.

En el enfoque de sostenibilidad es de particular importancia el río Acelhuate, que recibe en forma de agua residual con muy poco o nulo tratamiento un 63 % del flujo total de agua utilizado en el AMSS, el cual se suma al flujo base que representa el 29.1 % de dicho flujo, ya que el resto sale del sistema sin retorno. Bajo este escenario se visualiza una fuerte oportunidad para mejorar la disponibilidad de agua saliendo de la cuenca a través de la implementación de sistemas de tratamiento que reduzcan sensiblemente la carga contaminante en el río y que, en particular, permitan evaluar su potencial de reúso para actividades productivas en zonas agrícolas localizadas en la parte baja de la cuenca del río Acelhuate, aguas abajo de la zona de estudio.

Finalmente, debe resaltarse la fuerte necesidad de un manejo integrado del agua en la cuenca alta del río Acelhuate, el cual debería

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

contemplar el uso conjunto de agua superficial y agua subterránea; el fortalecimiento del monitoreo de ambos sistemas hidrológicos, que proporcione datos más precisos para ajustar el balance con cierta periodicidad y de forma confiable; y que promueva la protección y recuperación de zonas de mayor recarga hídrica, en particular la localizadas en el volcán de San Salvador, cordillera del Bálsamo y domos y cono de San Jacinto, los cuales alimentan a la zona más explotada en el acuífero.

Asimismo, en el desarrollo de los recursos hídricos subterráneos en el AMSS se deben analizar de forma detenida los efectos en los componentes de su balance hídrico. La implementación de nuevos proyectos en el AMSS debe enfocarse en una planificación sostenible e integrada que promueva el abastecimiento seguro de las actuales generaciones sin comprometer el de las generaciones futuras y con las mínimas afectaciones a los ecosistemas hídricos dependientes. Con ello se evitaría daños irreversibles o de difícil recuperación en el acuífero; mayor eficiencia en el manejo de los recursos económicos; reducción de los costos de provisión de agua y de las afectaciones a los usuarios, lo cual generalmente ocasiona el aparecimiento de conflictos, típicos en acuíferos mal gestionados.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado mediante una beca otorgada por la Organización de Estados Americanos (OEA). Agradecemos, además, el valioso apoyo de la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA); del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador; de la Universidad Autónoma del Estado de México; de la Universidad de El Salvador; del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) y Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (Comecyt) de México, y del Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE).

Referencias

Aksever, F., Davraz, A., & Karaguzel, R. (2015). Groundwater balance estimation and sustainability in the Sandikli Basin (Afyonkarahisar/Turkey). *Journal of Earth System Sciences*, 124(4), 783-798.

Allen, D. M., Mackie, D. C., & Wei, M. (2004). Groundwater and climate change: A sensitivity analysis for the Grand Forks aquifer, southern British Columbia, Canada. *Hydrogeology Journal*, 12(3). Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10040-003-0261-9

Alley, W. M. (2007). Another water budget myth: The significance of recoverable ground water in storage. *Ground Water*, 45(3), 251-

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

251. Recuperado de https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2006.00274.x

Alley, W. M., La-Baugh, J. W., & Reilly, T. E. (2005). Groundwater as an element in the hydrological cycle. In: Anderson, M. G., & McDonnell, J. J. (eds.). *Encyclopedia of Hydrological Sciences* (p. hsa153). John Wiley y Sons, Ltd. Recuperado de https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa153

Alley, W. M., & Leake, S. (2004). The journey from safe yield to sustainability. *Groundwater*, 42(1), 12-16. Recuperado de https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2004.tb02446.x

Al-Mikhlafi, A. S. (2010). Groundwater quality of Yemen volcanic terrain and their geological and geochemical controls. *Arabian Journal of Geosciences*, 3(2), 193-205. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s12517-009-0068-7

Alcaldía Municipal de Nejapa. (19 de junio, 2015). Decreto Cuatro-B. *Agenda por la sustentabilidad del agua en Nejapa—Ejes estratégicos de la agenda*. D.O. No. 110, Tomo 407.

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (9 de octubre, 1997). ACTA No. 1705 Punto Vigésimo. En: *Normas Técnicas para Abastecimiento de Agua Potable y Alcantarillado de Aguas Negras* (p. 47). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2009). *Boletín Estadístico 2008* (Boletín N.º 30; p. 160). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2010). *Boletín Estadístico 2009* (Boletín N.º 31; p. 151). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2011). *Boletín Estadístico 2010* (Boletín N.º 32; p. 141). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2012). *Boletín Estadístico 2011* (Boletín N.º 33; p. 150). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2013). *Boletín Estadístico 2012* (Boletín N.º 34; p. 155). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2014). *Boletín Estadístico 2013* (Boletín N.º 35; p. 164). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2015). *Boletín Estadístico 2014* (Boletín N.º 36; p. 153). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2016a). *Boletín Estadístico 2015* (Boletín N.º 37; p. 156). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2016b). *Memoria de Labores 2015*. San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados - ANDA.

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2017). *Boletín Estadístico 2016* (Boletín N.º 38; p. 156). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

Anderson, M. P., & Woessner, W. W. (1992). *Applied groundwater modeling: Simulation of flow and advective transport*. San Diego, USA: Academic Press.

Bajc, A. F., Russell, H. A. J., & Sharpe, D. R. (2014). A three-dimensional hydrostratigraphic model of the Waterloo Moraine area, southern Ontario, Canada. *Canadian Water Resources Journal/Revue Canadienne des Ressources Hydriques*, 39(2), 95-119. Recuperado de https://doi.org/10.1080/07011784.2014.914794

Barazzuoli, P., Nocchi, M., Rigati, R., & Salleolini, M. (2008). A conceptual and numerical model for groundwater management: A case study on a coastal aquifer in southern Tuscany, Italy. *Hydrogeology Journal*, 16(8), 1557-1576. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10040-008-0324-z

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Barrera-de-Calderón, M. L. (2010). *Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de áreas de recarga en el acuífero de San Salvador* (tesis de maestría). Universidad de El Salvador, San Salvador, El Salvador.

Barrera-de-Calderón, M. L., & Juárez, M. (2013). *Evaluación cuantitativa del recurso hídrico subterráneo de la microcuenca del río San Antonio, municipio de Nejapa, departamento de San Salvador*. San Salvador, El Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., & Salas-García, J. (2021a). Controles geológicos en el flujo de agua subterránea y distribución de volúmenes de extracción asociados a una estructura volcánica compleja. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 73(1). Recuperado de http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2021v73n1a170820

Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., & Salas-García, J. (2021b). Impacto urbano en la calidad y recarga del agua subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y ambientales en el acuífero de San Salvador. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 12(5), septiembre-octubre. DOI: https://doi.org/10.24850/j-tyca-2021-05-01

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., & Salas-García, J. (2022). Estimación de la distribución espacio temporal de la recarga de agua subterránea en regiones húmedas con clima tropical. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 13(2), marzo-abril. DOI: https://doi.org/10.24850/j-tyca-2022-02-07

Barrett, M. H., Hiscock, K. M., Pedley, S., Lerner, D. N., Tellam, J. H., French, M. J. (1999). Marker Species for identifiying urban groundwater recharge sources: A review and case study in Nottingham, UK. *Water Research*, *33*(14), 3083-3097.

Bredehoeft, J. D. (2005). The conceptualization model problem? Surprise. *Hydrogeology Journal*, 13(1), 37-46. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10040-004-0430-5

Bredehoeft, J. D., & Alley, W. M. (2014). Mining groundwater for sustained yield. *The Bridge*, Spring 2014, 33-41.

Bundschuh, J. D., Armienta, M. A., Morales-Simfors, N., Alam, M. A., López, D. L., Delgado-Quezada, V., Dietrich, S., Schneider, J., Tapia, J., Sracek, O., Castillo, E., Marco Parra, L.-M., Altamirano-Espinoza, M., Guimarães-Guilherme, L. R., Sosa, N. N., Niazi, N. K., Tomaszewska, B., Lizama Allende, K., Bieger, K., …& Ahmad, A. (2020). Arsenic in Latin America: New findings on source, mobilization and mobility in human environments in 20 countries based on decadal research 2010-2020. *Critical Reviews in*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Environmental Science and Technology, 1-139. Recuperado de https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1770527

Carlson, M. A., Lohse, K. A., McIntosh, J. C., & McLain, J. E. T. (2011). Impacts of urbanization on groundwater quality and recharge in a semi-arid alluvial basin. *Journal of Hydrology*, 409(1-2), 196-211. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.020

COAMSS-OPAMSS, Consejo de Alcaldes de la Zona Metropolitana de San Salvador-Oficina de Planificación del Área Metropolitana de San Salvador. (2013). *Generalidades del AMSS*. ¿Quiénes somos? Recuperado de http://www.opamss.org.sv/index.php?option=com_contentyview=articleyid=183yItemid=169

Crosbie, R. S., Scanlon, B. R., Mpelasoka, F. S., Reedy, R. C., Gates, J. B., & Zhang, L. (2013). Potential climate change effects on groundwater recharge in the High Plains Aquifer, USA: Climate change effects on recharge in the high plains. *Water Resources Research*, 49(7), 3936-3951. Recuperado de https://doi.org/10.1002/wrcr.20292

Cunningham, C. G., Fary Jr., R. W., Guffanti, M., Laura, D., Lee, M. P., Masters, C. D., Miller, R. L., Quinones, F., Peebles, R. W., Reinemund, J. A., & Russ, D. P. (1984). *Earth and water resources*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

and hazards in Central America. USA: Geological Survey Circular, U.S. Geological Survey.

Custodio, E., Kretsinger, V., & Llamas, M. R. (2005). Intensive development of groundwater: Concept, facts and suggestions. *Water Policy*, *7*(2), 151-162. Recuperado de https://doi.org/10.2166/wp.2005.0010

Davis, K. W., & Putnam, L. D. (2013). *Conceptual and numerical models of groundwater flow in the Ogallala aquifer in Gregory and Tripp Counties, South Dakota, water years 1985—2009.* (U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013-5069). U.S. Geological Survey. Recuperado de http://pubs.usgs.gov/sir/2013/5069/

Dawes, W., Ali, R., Varma, S., Emelyanova, I., Hodgson, G., & McFarlane, D. (2012). Modelling the effects of climate and land cover change on groundwater recharge in south-west Western Australia. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(8), 2709-2722. hess-16-2709-2012 Modelling the effects of CC and land cover in GWR-Australia. Recuperado de https://doi.org/10.5194/hess-16-2709-2012

Di-Salvo, C., Di-Luzio, E., Mancini, M., Moscatelli, M., Capelli, G., Cavinato, G. P., & Mazza, R. (2012). GIS-based hydrostratigraphic modeling of the city of Rome (Italy): Analysis of the geometric relationships between a buried aquifer in the Tiber Valley and the

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

confining hydrostratigraphic complexes. *Hydrogeology Journal*, 20(8), 1549-1567. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10040-012-0899-2

Dripps, W. R., & Bradbury, K. R. (2009). The spatial and temporal variability of groundwater recharge in a forested basin in northern Wisconsin. *Hydrological Processes*, 24(4), 383-392. Recuperado de https://doi.org/10.1002/hyp.7497

Friedel, M. J. (2016). Estimation and scaling of hydrostratigraphic units: Application of unsupervised machine learning and multivariate statistical techniques to hydrogeophysical data. *Hydrogeology Journal*, 24(8), 2103-2122. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10040-016-1452-5

Fröhlich, K., Fröhlich, W., & Wittenberg, H. (1994). Determination of groundwater recharge by base flow separation, regional analysis in Northeast China. *Environmental Science, Geography*, 221, 69-76.

Garcia-Fresca, B., & Sharp, J. M. (2005). Hydrogeologic considerations of urban development: Urban-induced recharge. In: *Reviews in Engineering Geology XVI: Humans as Geologic Agents* (Vol. 16, pp. 123-136). Geological Society of America. Recuperado de https://doi.org/10.1130/2005.4016(11)

Goodarzi, M., Abedi-Koupai, J., Heidarpour, M., & Safavi, H. R. (2016). Evaluation of the effects of climate change on groundwater recharge

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

using a hybrid method. *Water Resources Management*, 30(1), 133-148. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s11269-015-1150-4

Hassing, J., Ipsen, N., Clausen, T., Larsen, H., & Lindgaard-Jorgensen, P. (2009). *Integrated Water Resources Management in Action* (Water in Changing World) [The United Nations World Water Development Report]. Paris, France: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

Herbert, C., & Döll, P. (2019). Global assessment of current and future groundwater stress with a focus on transboundary aquifers. *Water Resources Research*, 55(6), 4760-4784. Recuperado de https://doi.org/10.1029/2018WR023321

Horn, M. A., Moore, R. B., Hayes, L., & Flanagan, S. M. (2008). *Methods for and estimates of 2003 and projected water use in the Seacoast Region, Southeastern New Hampshire* (Report N.º 2007-5157; U.S. Geological Survey Scientific Investigations, p. 87). USA: U.S. Geological Survey.

Izady, A., Davary, K., Alizadeh, A., Ziaei, A. N., Alipoor, A., Joodavi, A., & Brusseau, M. L. (2014). A framework toward developing a groundwater conceptual model. *Arabian Journal of Geosciences*, 7(9), 3611-3631. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s12517-013-0971-9

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J.-D., Ross, A., Arshad, M., & Hamilton, S. (2016). Integrated groundwater management: An overview of concepts and challenges. In: Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J.-D., & Ross, A. (eds.). *Integrated Groundwater Management* (pp. 3-20). Springer International Publishing. Recuperado de https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_1

Jyrkama, M. I., & Sykes, J. F. (2007). The impact of climate change on spatially varying groundwater recharge in the grand river watershed (Ontario). *Journal of Hydrology*, 338(3-4), 237-250. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.02.036

Kingdom, B., Liemberger, R., & Marin, P. (2006). *The challenge of reducing non-revenue water (NRW) in developing countries. How the private sector can help: A look at performance-based service contracting* (Paper N.º 8; Water Supply and Sanitation Sector Board Paper Issues, p. 41). Washington, DC, USA: The World Bank.

Kløve, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H., Kværner, J., Muotka, T., Mykrä, H., Preda, E., Rossi, P., Uvo, C. B., Velasco, E., & Pulido-Velazquez, M. (2014). Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *Journal of Hydrology*, 518, 250-266. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.037

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Konikow, L. F., & Bredehoeft, J. D. (1992). Ground-water models cannot be validated. *Advances in Water Resources*, 15(1), 75-83. Recuperado de https://doi.org/10.1016/0309-1708(92)90033-X

Kpegli, K. A. R., Alassane, A., van-der-Zee, S. E. A. T. M., Boukari, M., & Mama, D. (2018). Development of a conceptual groundwater flow model using a combined hydrogeological, hydrochemical and isotopic approach: A case study from southern Benin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 18, 50-67. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.06.002

Kruse, E., Carol, E., Mancuso, M., Laurencena, P., Deluchi, M., & Rojo, A. (2013). Recharge assessment in an urban area: A case study of La Plata, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 21(5), 1091-1100. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10040-013-0981-4

Lerner, D. N. (2002). Identifying and quantifying urban recharge: A review. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 143-152. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10040-001-0177-1

Lerner, D. N. (1990). Groundwater recharge in urban areas. *Presented at the Hydrological Process and Water Management in Urban Areas,* 198, 59-66.

Lexa, J., Šebesta, J., Chavez, J. A., Hernández, W., & Pécskay, Z. (2012). Geology and volcanic evolution in the southern part of the San Salvador Metropolitan Area. *Journal of GEOsciences*, 56(1), 106-

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

140. Jaroslav 2011 *G*eology and volcanic evolution SS. Recuperado de https://doi.org/10.3190/jgeosci.088

Manna, F., Murray, S., Abbey, D., Martin, P., Cherry, J., & Parker, B. (2019). Spatial and temporal variability of groundwater recharge in a sandstone aquifer in a semiarid region. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(4), 2187-2205. Recuperado de https://doi.org/10.5194/hess-23-2187-2019

Marlow, D. R., Moglia, M., Cook, S., & Beale, D. J. (2013). Towards sustainable urban water management: A critical reassessment. *Water Research*, 47(20), 7150-7161. 2013 towards sustainable urban water management. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.046

MARN, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). *Plan Nacional de Gestión Integrada del Recuso Hídrico de El Salvador, con énfasis en Zonas Prioritarias.* San Salvador, El Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

MARN, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018). *Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático* [Comunicación Nacional]. San Salvador, El Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

MARN-OPAMSS, Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Oficina de Planificación del Área Metropolitana de San Salvador,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(2012). *Mapa de Uso de Suelos de la Subregión Metropolitana de San Salvador. Esc. 1:25,000*. San Salvador, El Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

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

McGrane, S. J. (2016). Impacts of urbanization on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: A review. *Hydrological Sciences Journal*, 61(13), 2295-2311. Recuperado de https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084

Meixner, T., Manning, A. H., Stonestrom, D. A., Allen, D. M., Ajami, H., Blasch, K. W., Brookfield, A. E., Castro, C. L., Clark, J. F., Gochis, D. J., Flint, A. L., Neff, K. L., Niraula, R., Rodell, M., Scanlon, B. R., Singha, K., & Walvoord, M. A. (2016). Implications of projected climate change for groundwater recharge in the western United States. *Journal of Hydrology*, 534, 124-138. Recuperado de Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.027

Menció, A., Folch, A., & Mas-Pla, J. (2010). Analyzing hydrological sustainability through water balance. *Environmental Management*, 45(5), 1175-1190. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s00267-010-9461-y

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Meyer-Abich, H. (1960). El Salvador, mit eine Karte und einem Profil. In: Hoffstetter, R. (ed.). *Lexique Stratigraphique International 5 Amérique Latine, fas 2a Amérique Centrale* (pp. 99-128). San Salvador, El Salvador.

Mitchell, V. G., McMahon, T. A., & Mein, R. G. (2003). Components of the total water balance of an urban catchment. *Environmental Management*, 32(6), 735-746. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s00267-003-2062-2

Monreal, R., Rangel-Medina, M., Grijalva-Montolla, A., Minjarez-Sosa, I., & Morales-Montaño, M. (2011). Metodología para la definición de unidades hiroestratigráficas: caso del acuífero del valle del río Yaqui, Sonora, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 63(1), 119-135. Monreal 2011 Unidades hidroestratigraficas.pdf.

Nastev, M., Rivera, A., Lefebvre, R., Martel, R., & Savard, M. (2005). Numerical simulation of groundwater flow in regional rock aquifers, southwestern Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 13(5-6), 835-848. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10040-005-0445-6

Ng, G.-H. C., McLaughlin, D., Entekhabi, D., & Scanlon, B. R. (2010). Probabilistic analysis of the effects of climate change on groundwater recharge: Effects of climate change on groundwater

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

recharge. *Water Resources Research*, *46*(7), n/a-n/a. Recuperado de https://doi.org/10.1029/2009WR007904

PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (1972). *Estudio sobre las aguas subterráneas en la zona metropolitana de San Salvador* (no publicado). New York, EUA: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

Prasanna, M. V., Chidambaram, S., Shahul-Hameed, A., & Srinivasamoorthy, K. (2010). Study of evaluation of groundwater in Gadilam basin using hydrogeochemical and isotope data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168(1-4), 63-90. Prasanna 2010 Hidrogeoch-isotopes Gadilam basin.pdf. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10661-009-1092-5

Reynolds, J. H. (1980). Late tertiary volcanic stratigraphy of Northern Central America. *Bulletin of Volcanology*, 43(3), 601-607. DOI: 10.1007/BF02597696

Rico, M. A., Bourne, W. C., & Menéndez, M. E. (1965). *Levantamiento General de Suelos de la República de El Salvador. Mapa Esc. 1:50,000*. San Salvador, El Salvador.

Rman, N. (2016). Hydrogeochemical and isotopic tracers for identification of seasonal and long-term over-exploitation of the Pleistocene thermal waters. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(4), 242. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10661-016-5250-2

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rojas, R., Feyen, L., & Dassargues, A. (2008). Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: Combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging: Evaluating conceptual model. *Water Resources Research*, 44(12). Recuperado de https://doi.org/10.1029/2008WR006908

Rushton, K. R., & Ward, C. (1979). The estimation of groundwater recharge. *Journal of Hydrology*, 41(3-4), 345-361. Recuperado de https://doi.org/10.1016/0022-1694(79)90070-2

Sanz, D., Gómez-Alday, J. J., Castaño, S., Moratalla, A., De-las-Heras, J., & Martínez-Alfaro, P. E. (2009). Hydrostratigraphic framework and hydrogeological behavior of the Mancha Oriental System (SE Spain). *Hydrogeology Journal*, 17(6), 1375-1391. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10040-009-0446-y

Sappa, G., Barbieri, M., Ergul, S., & Ferranti, F. (2012). Hydrogeological conceptual model of groundwater from carbonate aquifers using environmental isotopes (ylt;supygt;18ylt;/supygt;O, ylt;supygt;2ylt;/supygt;H) and chemical tracers: A case study in Southern Latium Region, Central Italy. *Journal of Water Resource and Protection*, 4(09), 695-716. Recuperado de https://doi.org/10.4236/jwarp.2012.49080

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Scanlon, B. R., Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 10, 18-39.

Schirmer, M., Leschik, S., & Musolff, A. (2013). Current research in urban hydrogeology – A review. *Advances in Water Resources*, 51, 280-291. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015

Schwartz, F. W., Liu, G., & Yu, Z. (2020). HESS Opinions: The myth of groundwater sustainability in Asia. *Hydrology and Earth System Sciences*, 24(1), 489-500. Recuperado de https://doi.org/10.5194/hess-24-489-2020

Servicio Hidrológico Nacional. (2005). *Balance hídrico integrado y dinámico de El Salvador. Componente evaluación de recursos hídricos*. San Salvador, El Salvador: Servicio Nacional de Estudios Territoriales, Servicio Hidrológico Nacional.

Shaffer, K. H., & Runkle, D. l. (2007). *Consumptive water-use coefficients for the great lakes basin and climatically similar areas* (Report N.º 2007-5197; U.S. Geological Survey Scientific Investigations, p. 191). U.S. Geological Survey. Recuperado de https://pubs.usgs.gov/sir/2007/5197/

Shrestha, S., Bach, T. V., & Pandey, V. P. (2016). Climate change impacts on groundwater resources in Mekong Delta under representative

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

concentration pathways (RCPs) scenarios. *Environmental Science and Policy*, 61, 1-13. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.03.010

Stavridis, C., Patsakidou, T., & Katsifarakis, K. L. (2017). Use of groundwater resources in urban areas. Environmental benefits and cost considerations. *Procedia Environmental Sciences*, 38, 860-866. Stavridis 2017 Using GW in urban areas.pdf.

Theis, C. V. (1940). The source of water derived from wells. *Civil Engineering*, 10(5), 277-280.

Touhami, I., Chirino, E., Andreu, J. M., Sánchez, J. R., Moutahir, H., & Bellot, J. (2015). Assessment of climate change impacts on soil water balance and aquifer recharge in a semiarid region in South East Spain. *Journal of Hydrology*, 527, 619-629. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.012

Tuinhof, A., Dumars, C., Foster, S., Kemper, K., Garduño, H., & Nanni, M. (2002). *Gestión de recursos de agua subterránea. Una introducción a su alcance y práctica* (gestión sustentable del agua subterránea. conceptos y herramientas, p. 6) (serie de notas informativas). New York, USA: World Bank.

Wakode, H. B., Baier, K., Jha, R., & Azzam, R. (2018). Impact of urbanization on groundwater recharge and urban water balance for the city of Hyderabad, India. *International Soil and Water*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conservation Research, 6(1), 51-62. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.10.003

Wang, L., Dong, Y., Xu, Z., & Qiao, X. (2017). Hydrochemical and isotopic characteristics of groundwater in the northeastern Tennger Desert, Northern China. *Hydrogeology Journal*, 25(8), 2363-2375. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s10040-017-1620-2

Weber, H. S., Wisemann, G., Wittekindt, H. (1974). *Geologische Übersichtskarte der Republik El Salvador* (Map). Hannover, Alemania: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

Westenbroek, S. M., Kelson, V. A., Dripps, W. R., Hunt, R. J., & Bradbury, K. R. (2010). *SWB - A modified thornthwaite-mather soil-water-balance code for estimating groundwater recharge*. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A31.

Westenbroek, S. M., Engott, J. A., Kelson, V. A., & Hunt, R. J. (2018). *SWB Version 2.0—A soil-water-balance code for estimating net infiltration and other water-budget components* (Report N.º 6-A59; techniques and methods). USGS Publications Warehouse. Recuperado de https://doi.org/10.3133/tm6A59

Weyl, R. (1961). *Die Geologie Mittelamerikas.* Berlin, Alemania: Gebrüder Bornträger.

Williams, H., & Meyer-Abich, H. (1955). Volcanism in the southern part of El Salvador with particular reference to the collapse basins of

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Coatepeque and Ilopango. *University of California Publications in Geological Sciences*, 32, 1-64.

Wright, K. A., & Xu, Y. (2000). A water balance approach to the sustainable management of groundwater in South Africa. *Water SA*, 26(2), 167-170.

Yihdego, Y., & Waqar, M. (2017). The move from safe yield to sustainability and manage yield. *Global Journal of Human Social Sciences*, 17(1), 24-29.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 453-533. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Artículos

Aplicación de la distribución GVE bivariada en el análisis de frecuencias conjunto de crecientes

Application of the bivariate GEV distribution in the joint flood frequency analysis

Daniel Francisco Campos-Aranda[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-9876-3967

[1]Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, campos_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda, campos_aranda@hotmail.com

Resumen

Las crecientes que ocurren en nuestro país cada año generan daños y ponen en peligro a los embalses, cuyo dimensionamiento hidrológico está basado en el *hidrograma de la creciente de diseño.* La estimación más simple de tal hidrograma se basa en el análisis de frecuencias conjunto

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

del gasto pico y volumen anuales. En este estudio se ajustó la *distribución general de valores extremos bivariada* (*GVEb*), al registro de 55 crecientes anuales en la estación hidrométrica La Cuña, sobre el Río Verde de la Región Hidrológica No. 12-3, México. Este proceso abarca nueve etapas: (1) selección y prueba de los registros anuales; (2) verificación de su aleatoriedad; (3) estimación de las probabilidades empíricas conjuntas; (4) ajuste de la función *GVEb* a través del método de máxima verosimilitud; (5) validación de la función *GVEb*; (6) ratificación de las marginales GVE; (7) verificación de las restricciones de probabilidad; (8) estimación de eventos de diseño univariados híbridos, y (9) estimación de eventos de diseño conjuntos y selección del subgrupo crítico. En la etapa 1 se aplica un test simple de la GVE. La etapa 2 se realiza con base en el Test de Wald-Wolfowitz. En la etapa 4 se emplea el algoritmo Complex. Las etapas 5 y 6 utilizan el Test de Kolmogorov–Smirnov. En la etapa 9 se usan las gráficas del periodo de retorno conjunto de tipo AND. Por último, se formulan las conclusiones, las cuales destacan el enfoque de maximización adoptado y las ventajas de aplicar la *GVEb*.

Palabras clave: tipos de crecientes de diseño, distribución *GVEb*, distribuciones condicionales, probabilidades empíricas conjuntas, algoritmo Complex, validación de la función *GVEb*, periodos de retorno univariados híbridos, periodos de retorno conjuntos.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Abstract

The floods in our country every year cause damage and endanger the reservoirs. Therefore, its hydrological dimensioning is based on the *hydrograph of the design flood*, and its most straightforward estimation is based on the joint frequency analysis of the annual peak flow and volume. In this study, the *bivariate general extreme values distribution* (*GVEb*) was adjusted to the record of the 55 annual floods at the La Cuña hydrometric station on the Río Verde of Hydrological Region No. 12-3, Mexico. This study encompasses the following nine stages: (1) selection and testing of annual records; (2) verification of the randomness of the records; (3) estimation of the joint empirical probabilities; (4) adjustment of the *GVEb* function through the maximum likelihood method; (5) validation of the *GVEb* function; (6) ratification of GVE marginal functions; (7) verification of probability constraints; (8) estimation of hybrid univariate design events, and (9) estimation of joint design events and selection of the critical subgroup. In stage 1, a simple test is applied based on the shape parameter of the marginal GVE. Stage 2 is carried out based on the Wald–Wolfowitz Test. In stage 4, the Complex algorithm is used. Stages 5 and 6 use the Kolmogorov-Smirnov Test. In stage 9, the graphs of the joint return period of type AND are used. Finally, conclusions are formulated, which highlight the maximization approach adopted and the advantages of the bivariate joint frequency analysis through the *GVEb*.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Keywords: Types of design floods, *GVEb* distribution, conditional distributions, joint empirical probabilities, complex algorithm, *GVEb* function validation, hybrid univariate return periods, joint return periods.

Recibido: 03/02/2021

Aceptado: 16/08/2021

Introducción

Tipos de obras hidráulicas

En nuestro país, por su localización geográfica ocurren anualmente *crecientes* severas en diversas regiones, las cuales generan daños sociales, ambientales y materiales. Tales crecientes ponen en peligro a todas las *obras hidráulicas* de aprovechamiento y protección (Aldama, 2000). Las obras hidráulicas de aprovechamiento más importantes son los *embalses*, los cuales se clasifican desde un punto de vista hidrológico

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

simple en grandes y pequeños. Los grandes embalses son decenas, operan de manera multianual y tienen diversos usos; debido a su tamaño, su ruptura o colapso origina una catástrofe de enormes proporciones que no se puede permitir. En cambio, los embalses pequeños son miles y tienen operación anual y un único propósito, comúnmente el riego. Su ruptura o colapso causa gran destrucción local y debe ser evitada.

Las principales obras hidráulicas de protección son los *diques* o *muros de contención*, los cuales evitan el desbordamiento del río en sus planicies de inundación, permitiendo el uso agrícola o recreativo de tales áreas. En cuanto a los *puentes*, aunque son obras de cruce de carreteras y ferrocarriles, su dimensionamiento hidrológico correcto evita su destrucción, o los daños superficiales o laterales en el terraplén de la carretera o ferrocarril debido a su tamaño reducido.

También son obras hidráulicas de protección todas las *estructuras del drenaje urbano*, las *presas de control de crecientes* y las *presas rompe-picos*. Las primeras almacenan la creciente de diseño de manera temporal y la liberan con un gasto pequeño; las segundas reducen la creciente debido a su tránsito en su vaso o almacenamiento.

Tipos de crecientes de diseño

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

El proceso de estimación del impacto posible de los eventos hidrológicos extremos en una obra hidráulica, y la selección de sus dimensiones y de la política de operación para su funcionamiento correcto se conoce como *diseño hidrológico* (Ramírez-Orozco & Aldama, 2000). El concepto asociado con las obras hidráulicas para evitar daños que lleven a su ruptura o colapso se denomina *seguridad hidrológica* (Aldama, Ramírez, Aparicio, Mejía-Zermeño & Ortega-Gil, 2006). Lógicamente, existen otros conceptos asociados con la seguridad estructural y el funcionamiento hidráulico.

Para el caso de los diques o muros de contención, los puentes, las rectificaciones y canalizaciones, y algunas obras del drenaje urbano, su dimensionamiento hidrológico se basa exclusivamente en el caudal o gasto máximo asociado con una baja probabilidad de ser excedido o *creciente de diseño*.

En cambio, para todos los embalses, presas de control y rompe-picos y los estanques urbanos, su dimensionamiento hidrológico requiere el *hidrograma* de la creciente de diseño, ya que éste determina su funcionamiento y/o desempeño. El hidrograma de la creciente es la gráfica que define la evolución en el tiempo (abscisas) del gasto o caudal (ordenadas). Tiene cuatro características o variables básicas: gasto pico, volumen (área bajo el hidrograma), tiempo al gasto pico y duración total.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Crecientes de diseño univariadas

Los métodos hidrológicos de estimación de las crecientes se dividen en dos grandes grupos: (1) *hidrometeorológicos* y (2) *probabilísticos*. Los primeros son determinísticos, se aplican por subcuencas y utilizan los datos de lluvia de las estaciones pluviográficas y pluviométricas para definir las tormentas de diseño, las cuales se transforman en gastos o caudales mediante la modelación matemática del proceso lluvia-escurrimiento. Los hidrogramas parciales estimados se trasladan e integran el hidrograma buscado (Teegavarapu, 2012; Mujumdar & Nagesh-Kumar, 2012).

Los métodos probabilísticos son más confiables y exactos, pero requieren datos de las crecientes máximas anuales observadas en el sitio del proyecto. Cuando procesan sólo los datos de los caudales o gastos máximos anuales, esta técnica estadística se conoce como *análisis de frecuencias de crecientes* (AFC) y consiste en representar el registro disponible de gastos pico por una *función de distribución de probabilidades* (FDP) y con base en tal modelo realizar las inferencias buscadas o *predicciones* asociadas con una determinada probabilidad de excedencia (*crecientes de diseño*), cuyo recíproco es el periodo de retorno en años (Kite, 1977; Stedinger, Vogel & Foufoula-Georgiou, 1993;

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Hosking & Wallis, 1997; Rao & Hamed, 2000; Khaliq, Ouarda, Ondo, Gachon & Bobée, 2006; Meylan, Favre, & Musy, 2012; Stedinger, 2017; Teegavarapu, Salas, & Stedinger, 2019).

Crecientes de diseño bivariadas

Como ya se indicó, una creciente es un evento hidrológico extremo *multivariado*. Al respecto, se ha demostrado que los embalses no son sensibles al valor del tiempo al gasto pico (*Qp*) y que la duración total está relacionada con el volumen (*V*); de manera que estas dos variables (*Qp* y *V*) que están correlacionadas son suficientes para definir, de manera aproximada, el hidrograma de la creciente de diseño (Goel, Seth & Chandra, 1998; Yue, Ouarda, Bobée, Legendre & Bruneau, 1999; Aldama, 2000; Yue & Rasmussen, 2002; Aldama *et al.*, 2006).

El análisis *bivariado* de las crecientes es el enfoque multivariado más *simple* y aun así implica diversas complicaciones matemáticas; por ejemplo: (1) se debe emplear una FDP bivariada; (2) su validación requiere la estimación de las probabilidades empíricas bivariadas; (3) ahora existen probabilidades conjuntas y condicionales; (4) se debe definir un periodo de retorno conjunto, para el cual existen *infinitas* parejas de valores de *Qp* y *V* que lo satisfacen, y (5) hay que seleccionar

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

entre las parejas citadas los eventos críticos o de diseño (Aldama, 2000; Ramírez-Orozco & Aldama, 2000; Escalante-Sandoval & Reyes-Chávez, 2002; Volpi & Fiori, 2012; Requena, Mediero, & Garrote, 2013).

Objetivos

En *objetivo global* de este estudio consistió en detallar las nueve etapas que integran al análisis de frecuencias conjunto de crecientes que procesa el gasto pico y volumen anuales. Los *objetivos específicos* se pueden resumir en los seis siguientes: (1) selección y prueba de los registros de gasto máximo y volumen anuales; (2) ajuste con momentos L de la distribución GVE; (3) descripción y ajuste de la distribución general de valores extremos bivariada (*GVEb*), mediante el método de máxima verosimilitud, se incluyen la validación de la *GVEb* a los datos bivariados y la ratificación de sus marginales; (4) exposición de la teoría de los periodos de retorno univariados y conjuntos; (5) selección de los eventos críticos en la gráfica del periodo de retorno conjunto de tipo AND, y (6) la teoría descrita se aplica al registro de 55 años de la estación hidrométrica La Cuña, del Río Verde en la Región Hidrológica No. 12-3 (Río Santiago), México.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Teoría operativa

Distribución general de valores extremos

La distribución GVE o *general de valores extremos* incluye tres familias de modelos probabilísticos llamadas: Gumbel, Fréchet y Weibull, que son rectas, y dos tipos de curvas en el papel de probabilidad extremo Gumbel-Powell (Chow, 1964). La expresión de su FDP es (Stedinger *et al.*, 1993; Escalante-Sandoval & Raynal-Villaseñor, 1994; Hosking & Wallis, 1997; Rao & Hamed, 2000):

$$F(x) = \exp\left\{-\left[1 - k\frac{(x-u)}{\alpha}\right]_+^{1/k}\right\} \qquad (1)$$

en la cual u, a y k son los parámetros de ubicación, escala y forma, con $-\infty < u, k < \infty$ y $a > 0$. La distribución GVE está definida por el conjunto $\{x_i: [1 - k(x_i - u) / a] > 0\}$, lo cual se indica con el signo + afuera del paréntesis rectangular.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Coles (2001) indica que cualquier combinación de parámetros de ajuste que viola la condición anterior de *positividad* implica que al menos uno de los puntos observados (x_i) está más allá de los puntos finales de la distribución, y entonces la función de verosimilitud es cero y la función logarítmica de verosimilitud es igual a –∞.

Si $k < 0$, la GVE tiene el tipo II o Fréchet, sin límite superior ($u + a / k < x < \infty$) y concavidad hacia arriba. Cuando $k > 0$, se define el tipo III o Weibull, con límite superior ($\infty < x < u + a / k$) y concavidad hacia abajo. Finalmente, cuando $k = 0$, se llega, en un sentido asintótico, a la distribución tipo I o Gumbel, también llamada doble exponencial; son líneas rectas en el papel de probabilidad extremo ($-\infty < x < \infty$).

Al representar con la distribución GVE los valores máximos en cada año, las *predicciones* buscadas (X_{Tr}) para una probabilidad q de excedencia o un periodo de retorno Tr en años ($Tr = 1/q$) se obtienen con base en la Ecuación (1), pues $F(x) = 1 - q$ (Hosking & Wallis, 1997; Rao & Hamed, 2000):

$$X_{Tr} = u + \frac{\alpha}{k}\{1 - [-\ln(1-q)]^k\} \text{ para } k \neq 0 \qquad (2)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Modelo probabilístico GVE bivariado

Emil Julius Gumbel propuso a inicios de la década de 1960 el llamado *modelo logístico*, el cual acepta como distribuciones *marginales* las de valores extremos de tipo Gumbel, GVE, Gumbel mixta y TCEV (Escalante-Sandoval & Raynal-Villaseñor, 1994; Ramírez–Orozco & Aldama, 2000; Escalante-Sandoval & Reyes-Chávez, 2004; Yue & Wang, 2004; Escalante-Sandoval, 2005); su expresión es:

$$F(x,y,\theta) = \exp\left\{-\left[(-\ln F_X(x))^m + (-\ln F_Y(y))^m\right]^{1/m}\right\} (m \geq 1) \quad (3)$$

en la cual θ representa a los siete parámetros de ajuste; m es el *parámetro de asociación*, que describe la dependencia entre las dos variables aleatorias X, Y. Cuando las marginales tienen distribución Gumbel su expresión es:

$$m = \frac{1}{\sqrt{1-\rho}} (0 \leq \rho \leq 1) \quad (4)$$

siendo ρ el coeficiente de correlación de Pearson, cuya ecuación es:

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

$$\rho = \frac{E[(X-\mu_X)(Y-\mu_Y)]}{\sigma_X \cdot \sigma_Y} \quad (5)$$

en la cual (μ_X, σ_X) y (μ_Y, σ_Y) son la media y la desviación estándar *poblacionales* de las variables aleatorias *X* y *Y*. Si las distribuciones marginales $F_X(x)$ y $F_Y(y)$ son funciones GVE, sus expresiones son:

$$F(x) = \exp\left\{-\left[1 - k_1\left(\frac{x-u_1}{\alpha_1}\right)\right]_+^{1/k_1}\right\} \quad (6)$$

$$F(y) = \exp\left\{-\left[1 - k_2\frac{(y-u_2)}{\alpha_2}\right]_+^{1/k_2}\right\} \quad (7)$$

Sustituyendo las ecuaciones (6) y (7) en la (3), se obtiene la FDP bivariada con marginales GVE (Escalante-Sandoval & Raynal-Villaseñor, 1994):

$$F(x,y,\theta) = \exp\left\{-\left[\left(1 - k_1\left(\frac{x-u_1}{\alpha_1}\right)\right)_+^{m/k_1} + \left(1 - k_2\left(\frac{y-u_2}{\alpha_2}\right)\right)_+^{m/k_2}\right]^{1/m}\right\} \quad (8)$$

con $\theta = u_1, \alpha_1, k_1, u_2, \alpha_2, k_2, m$, cuyos parámetros de ajuste se obtienen con el método estadístico de máxima verosimilitud. Las probabilidades univariadas y conjunta del modelo logístico deben cumplir con la siguiente

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

restricción (Escalante-Sandoval & Raynal-Villaseñor, 1994; Escalante-Sandoval, 2005):

$$F_X(x) \cdot F_Y(y) < F(x,y) < min[F_X(x), F_Y(y)] \quad (9)$$

Ajuste de la distribución GVE con momentos L

Los momentos L (λ_s) son combinaciones lineales de los momentos de probabilidad ponderada (β_r) desarrollados por Greenwood, Landwehr, Matalas y Wallis (1979), los cuales son parámetros estadísticos de los datos ordenados. En una muestra de tamaño *n*, con sus elementos x_i arreglados en orden ascendente ($x_1 \leq x_2 \leq \cdots \leq x_n$), los estimadores insesgados de β_r se obtienen con la expresión general siguiente:

$$\beta_r = \frac{1}{n}\sum_{j=r+1}^{n} \frac{(j-1)\cdot(j-2)\cdots(j-r)}{(n-1)\cdot(n-2)\cdots(n-r)} x_j \quad (10)$$

Los momentos L son un sistema eficiente y robusto para estimar los parámetros de ajuste de diversas FDP utilizadas en los AFC, cuyas

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ecuaciones de cálculo son (Stedinger *et al.*, 1993; Hosking & Wallis, 1997; Rao & Hamed, 2000; Stedinger, 2017):

$$\lambda_1 = \beta_0 \tag{11}$$

$$\lambda_2 = 2 \cdot \beta_1 - \beta_0 \tag{12}$$

$$\lambda_3 = 6 \cdot \beta_2 - 6 \cdot \beta_1 + \beta_0 \tag{13}$$

El cociente (τ) de momentos L de similitud con el de asimetría es:

$$\tau_3 = \lambda_3 / \lambda_2 \tag{14}$$

Las ecuaciones que permiten estimar los tres parámetros de ajuste de la distribución GVE son:

$$k \cong 7.8590 \cdot c + 2.9554 \cdot c^2 \tag{15}$$

siendo:

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

$$c = \frac{2}{3+t_3} - 0.63093 \quad (16)$$

$$\alpha = \frac{\lambda_2 \cdot k}{(1-2^{-k}) \cdot \Gamma(1+k)} \quad (17)$$

$$u = \lambda_1 - \frac{\alpha}{k}[1 - \Gamma(1+k)] \quad (18)$$

Para la estimación de la función Gamma $\Gamma(\omega)$ se utilizó la fórmula de Stirling (Davis, 1972):

$$\Gamma(\omega) \cong e^{-\omega} \cdot \omega^{\omega-\frac{1}{2}} \cdot (2\pi)^{1/2} \cdot F1 \quad (19)$$

siendo:

$$F1 = \left(1 + \frac{1}{12 \cdot \omega} + \frac{1}{288 \cdot \omega^2} - \frac{139}{51840 \cdot \omega^3} - \frac{571}{2488320 \cdot \omega^4} + \cdots\right)$$

Método de máxima verosimilitud

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El *principio de máxima verosimilitud* se explica con diferentes niveles de detalle según el texto consultado (Kite, 1977; Metcalfe, 1997; Rao & Hamed, 2000; Coles, 2001; Kottegoda & Rosso, 2008; Meylan *et al.*, 2012). Pero en general define lo siguiente: dada una muestra aleatoria (X_1, X_2,..., X_n) de observaciones independientes e idénticamente distribuidas (*iid*) que siguen una FDP denominada F_θ con parámetros de ajuste θ_1, θ_2,..., θ_q. Entonces, por definición, la probabilidad de obtener un valor X_i, será:

$$P(x_i \leq X \leq x_i + dx_i) = f_\theta(x_i) \cdot dx_i \tag{20}$$

siendo $f_\theta(x_i)$ la *función de densidad de probabilidad* (*fdp*). Como los datos son *iid*, la probabilidad de obtener *n* valores X_i será la probabilidad conjunta o *función de verosimilitud*, designada *L* del inglés *likelihood*, y que se expresa como:

$$L(\theta) = f_\theta(x_1) \cdot f_\theta(x_2) \cdots f_\theta(x_n) = \prod_{i=1}^{n} f_\theta(x_i) \tag{21}$$

El método de máxima verosimilitud consiste en encontrar un vector $\hat{\theta}$ de parámetros que hagan máxima a $L(\theta)$ y por lo tanto a la probabilidad de obtener la muestra (X_1, X_2,..., X_n). Con frecuencia resulta más conveniente tomar logaritmos y trabajar con la *función logarítmica de verosimilitud* (Coles, 2001), es decir:

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

$$l(\theta) = \log L(\theta) = \sum_{i=1}^{n} \log f_\theta(x_i) \quad (22)$$

lo anterior es aceptable debido a que la función logarítmica es monotónica y entonces la función $l(\theta)$ alcanza su máximo en el mismo punto que la función $L(\theta)$.

Ajuste de la GVE por máxima verosimilitud

La siguiente descripción se centra en el proceso iterativo que maximiza la función logarítmica de verosimilitud (Rao & Hamed, 2000):

$$l(\theta) = -n \cdot \ln \alpha - (1-k) \sum_{i=1}^{n} v_i - \sum_{i=1}^{n} e^{-v_i} \quad (23)$$

siendo:

$$v_i = -\frac{1}{k} \ln \left[1 - k \left(\frac{x_i - u}{\alpha}\right)\right] \quad (24)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

El proceso comienza evaluando *P*, *Q* y *R* con las expresiones:

$$P = n - \sum_{i=1}^{n} e^{-v_i} \tag{25}$$

$$Q = \sum_{i=1}^{n} e^{kv_i - k} - (1-k)\sum_{i=1}^{n} e^{kv_i} \tag{26}$$

$$R = n - \sum_{i=1}^{n} v_i + \sum_{i=1}^{n} v_i e^{-v_i} \tag{27}$$

El cálculo de los incrementos en cada iteración (*j*) se realiza con las ecuaciones siguientes:

$$\delta u_j = -\left(\frac{\alpha_j}{n}\right)\left\{b \cdot Q_j + h \cdot \left(\frac{P_j + Q_j}{k_j}\right) + \frac{f}{k_j} \cdot \left[R_j - \left(\frac{P_j + Q_j}{k_j}\right)\right]\right\} \tag{28}$$

$$\delta \alpha_j = -\left(\frac{\alpha_j}{n}\right)\left\{h \cdot Q_j + a \cdot \left(\frac{P_j + Q_j}{k_j}\right) + \frac{g}{k_j} \cdot \left[R_j - \left(\frac{P_j + Q_j}{k_j}\right)\right]\right\} \tag{29}$$

$$\delta k_j = -\left(\frac{1}{n}\right)\left\{f \cdot Q_j + g \cdot \left(\frac{P_j + Q_j}{k_j}\right) + \frac{c}{k_j} \cdot \left[R_j - \left(\frac{P_j + Q_j}{k_j}\right)\right]\right\} \tag{30}$$

En las expresiones anteriores, *a*, *b*, *c*, *f*, *g* y *h* son los coeficientes de la matriz de varianza-covarianza, función del parámetro de forma (*k*),

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

con la siguiente expresión general y los valores mostrados en la Tabla 1 (Campos–Aranda, 2003):

$$coef. = \mathrm{C0} + \mathrm{C1} \cdot k + \mathrm{C2} \cdot k^2 + \mathrm{C3} \cdot k^3 + \mathrm{C4} \cdot k^4 \quad (31)$$

Tabla 1. Parámetros de ajuste de la Ecuación (31).

coef.	**Valores numéricos de:**				
	C0	**C1**	**C2**	**C3**	**C4**
a	0.6524995	−0.5580180	1.0877760	−0.0617186	−0.1209662
b	1.2474540	−0.1987501	−0.2179270	0.0626601	0.1053422
c	0.4737703	−0.7670770	0.2818301	−0.1587989	0.1703716
f	0.2577352	−0.1293403	−0.3234050	0.0312508	0.1636221
g	0.1441769	0.4209507	−0.4192687	−0.0467502	−0.0986341
h	0.3358007	−1.1933840	−0.1146433	−0.0658476	0.0381460

El proceso inicia adoptando los parámetros de ajuste obtenidos con el método de los momentos L, como valores iniciales u_j, a_j y k_j, para estimar sus valores en la siguiente iteración con las ecuaciones:

$$u_{j+1} = u_j + \delta u_j \quad (32)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

$$\alpha_{j+1} = \alpha_j + \delta\alpha_j \tag{33}$$

$$k_{j+1} = k_j + \delta k_j \tag{34}$$

En cada iteración se calculan nuevos valores de los seis coeficientes *a*–*h* (Ecuación (31)), ya que k_j cambia. Los nuevos valores u_{j+1}, a_{j+1} y k_{j+1}, se llevan a las ecuaciones (24) a (30) y el proceso concluye cuando tales incrementos son menores que la tolerancia adoptada; por ejemplo, de 0.00001.

I(*θ*) de la GVE bivariada

La función logarítmica de verosimilitud del modelo probabilístico *GVEb* para el caso simple de variables aleatorias *X*, *Y* con igual amplitud de registro ha sido expuesta por Escalante-Sandoval y Raynal-Villaseñor (1994), y es la siguiente:

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

$$l(\theta)=\sum_{i=1}^{n}\left\{-(\ln\alpha_1+\ln\alpha_2)+\ln\left[1-k_1\left(\frac{x_i-u_1}{\alpha_1}\right)\right]_+^{\frac{m}{k_1}-1}+\ln\left[1-k_2\left(\frac{y_i-u_2}{\alpha_2}\right)\right]_+^{\frac{m}{k_2}-1}+\right.$$

$$\ln\left[\left(1-k_1\left(\frac{x_i-u_1}{\alpha_1}\right)\right)_+^{m/k_1}+\left(1-k_2\left(\frac{y_i-u_2}{\alpha_2}\right)\right)_+^{m/k_2}\right]^{\frac{1}{m}-2}+\ln\left[(m-1)+\left(\left(1-\right.\right.\right.$$

$$\left.k_1\left(\frac{x_i-u_1}{\alpha_1}\right)\right)_+^{m/k_1}+\left(1-k_2\left(\frac{y_i-u_2}{\alpha_2}\right)\right)_+^{m/k_2}\Bigg)^{1/m}\Bigg]-\left[\left(1-k_1\left(\frac{x_i-u_1}{\alpha_1}\right)\right)_+^{m/k_1}+\left(1-\right.\right.$$

$$\left.\left.\left.k_2\left(\frac{y_i-u_2}{\alpha_2}\right)\right)_+^{m/k_2}\right]^{1/m}\right\} \qquad (35)$$

La expresión anterior es una de las cinco partes que integran la $l(\theta)$ del modelo trivariado GVE, con amplitudes diferentes en cada registro *X*, *Y* y *Z*, desarrollado por Escalante-Sandoval y Raynal-Villaseñor (1994).

El algoritmo Complex

La maximización de la Ecuación (35) para obtener los siete parámetros *óptimos* de ajuste ($\theta=u_1,\alpha_1,k_1,u_2,\alpha_2,k_2,m$) del modelo *GVEb* se debe abordar de manera *numérica* dada la complejidad de tal ecuación y de

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

sus derivadas parciales con respecto a θ; para ello, se seleccionó el algoritmo Complex de múltiples variables (z) restringidas o acotadas. Su planteamiento teórico es el siguiente (Box, 1965):

$$\text{Minimizar } \mathrm{F}(z_1, z_2, \cdots, z_s) \tag{36}$$

Sujeta a w variables dependientes (y), función de las variables de decisión (z):

$$\begin{aligned} y_1 &= \mathrm{F}(z_1, z_2, \cdots, z_s) \\ &\vdots \\ y_w &= \mathrm{F}(z_1, z_2, \cdots, z_s) \end{aligned} \tag{37}$$

Ambas variables tienen límites inferiores y superiores del tipo $\leq$; es decir, $z_{inf} \leq z_i \leq z_{sup}$ y $y_{inf} \leq y_i \leq y_{sup}$. El *algoritmo Complex* es una técnica de exploración local, que se guía exclusivamente por lo que encuentra a su paso; sus antecedentes, una descripción breve de su proceso operativo y su código OPTIM en lenguaje *Basic* se pueden consultar en Campos-Aranda (2003). En Bunday (1985) se tiene otra descripción y código de este método de búsqueda.

Las designaciones principales en el código OPTIM son NX y NY, que definen el número de variables de decisión y dependientes; para el caso analizado siete ($u_1, \alpha_1, k_1, u_2, \alpha_2, k_2, m$) y 2$n$ (dos veces el número de años

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

del registro) debido a que las variables dependientes son las restricciones de positividad: $[1-k_1(x_i-u_1)/\alpha_1]$ y $[1-k_2(y_i-u_2)/\alpha_2]$. MI = 500 es el número máximo de evaluaciones de la función objetivo (FO) y NQ = 25 el número de tales cálculos entre impresión de resultados. Estas variables se definen en la subrutina de lectura de datos.

Una ventaja importante del código OPTIM radica en permitir un fácil acceso de los límites (L = *lower*, U = *upper*), nombres y valores iniciales de las variables en la subrutina citada, por medio de las designaciones siguientes: XL(I), XU(I), XN$(I), X(I), YL(J), YU(J), YN$(J) y Y(J). Para el caso estudiado, I varía de 1 a 7 y J de 1 a 2*n* (doble del número de años del registro). Después se incluyen los criterios de convergencia FA y FR para las deviaciones absoluta y relativa de la FO. Se utilizaron los valores siguientes: 0.0002 y 0.00001, respectivamente.

La función objetivo se denomina FO en el código OPTIM y se define al final del programa; corresponde lógicamente a la Ecuación (35), con nombre FO$ = ”FLV” de función logarítmica de verosimilitud. Se asigna con signo negativo a FO debido a que el algoritmo Complex minimiza a la función (Ecuación (36)) y se desea maximizar a la FLV.

Periodos de retorno univariados

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

El concepto clásico de probabilidad de un evento se define como el cociente del número de casos favorables (*ncf*) a tal evento entre el número de casos posibles (*ncp*) a dicho evento, por ello varía de cero a uno. Debido al manejo anual de la variable *X*, la probabilidad de excedencia $F'_X(x)$ se corresponde con el recíproco del *periodo de retorno* (T_X) en años, pues en cada año se tiene *ncf* = 1 y *ncp* = T_X, esto es (Yue & Rasmussen, 2002; Shiau, 2003):

$$T_X = \frac{1}{F'_X(x)} = \frac{1}{1-F_X(x)} \tag{38}$$

$$T_Y = \frac{1}{F'_Y(y)} = \frac{1}{1-F_Y(y)} \tag{39}$$

En las expresiones anteriores, $F_X(x)$ y $F_Y(y)$ son la probabilidad de no excedencia que se estima con las ecuaciones (6) y (7).

Periodos de retorno conjuntos

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

El primer *periodo de retorno conjunto* del evento (*X*, *Y*) se define bajo la condición OR y la Ecuación (38) de la siguiente manera (Goel *et al.,* 1998; Yue, 2000b; Shiau, 2003; Requena *et al.*, 2013; Vogel & Castellarin, 2017):

$$T(x,y) = \frac{1}{1-F(x,y)} \text{ siendo } F(x,y) = P(X \leq x \text{ ó } Y \leq y) \qquad (40)$$

En la expresión anterior, *F*(*x*,*y*) es la probabilidad de no excedencia *conjunta* que se estima con la Ecuación (8), previa estimación de sus parámetros de ajuste $(u_1, \alpha_1, k_1, u_2, \alpha_2, k_2, m)$ con el método de máxima verosimilitud. Este evento representa el caso en que los límites *x* o *y*, o ambos pueden ser excedidos (*X* > *x*, o *Y* > *y*; o bien, *X* > *x* y *Y* > *y*).

El segundo *periodo de retorno conjunto* del evento (*X*, *Y*) está asociado al caso en que ambos límites son excedidos (*X* > *x*, *Y* > *y*) o condición AND; su ecuación es (Goel *et al.,* 1998; Aldama, 2000; Ramírez-Orozco & Aldama, 2000; Yue, 2000b; Shiau, 2003; Requena *et al.*, 2013; Vogel & Castellarin, 2017):

$$T'(x,y) = \frac{1}{F'(x,y)} = \frac{1}{1+F(x,y)-F_X(x)-F_Y(y)} \qquad (41)$$

Aldama (2000) obtiene la expresión *F'*(*x*,*y*) de la probabilidad conjunta de excedencia mediante un razonamiento de probabilidades

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

lógico y simple aplicado en el plano cartesiano. En cambio, Yue y Rasmussen (2002) recurren al plano cartesiano para definir numéricamente un evento bivariado (X,Y), que puede ocurrir en alguno de los cuatro cuadrantes y entonces obtienen la ecuación de la probabilidad conjunta de excedencia (denominador de la Ecuación (41)).

Yue y Rasmussen (2002) también establecen las siguientes relaciones entre los periodos de retorno univariados y los periodos de retorno conjuntos:

$$T(x,y) \leq \text{mínimo } (T_X,T_Y) \tag{42}$$

$$T'(x,y) \geq \text{máximo } (T_x,T_Y) \tag{43}$$

Diversos autores (Yue, 2000b; Yue & Rasmussen, 2002; Shiau, 2003; Vogel & Castellarin, 2017) han mostrado las gráficas de los dos periodos de retorno conjuntos y han discutido sus diferencias. Pero han sido Volpi y Fiori (2012) quienes han establecido un procedimiento para seleccionar sus *eventos críticos*.

En la Figura 1 se muestra la gráfica del periodo de retorno conjunto $T'(Q,V)$, construida con los datos de la aplicación numérica, la cual se describe posteriormente.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

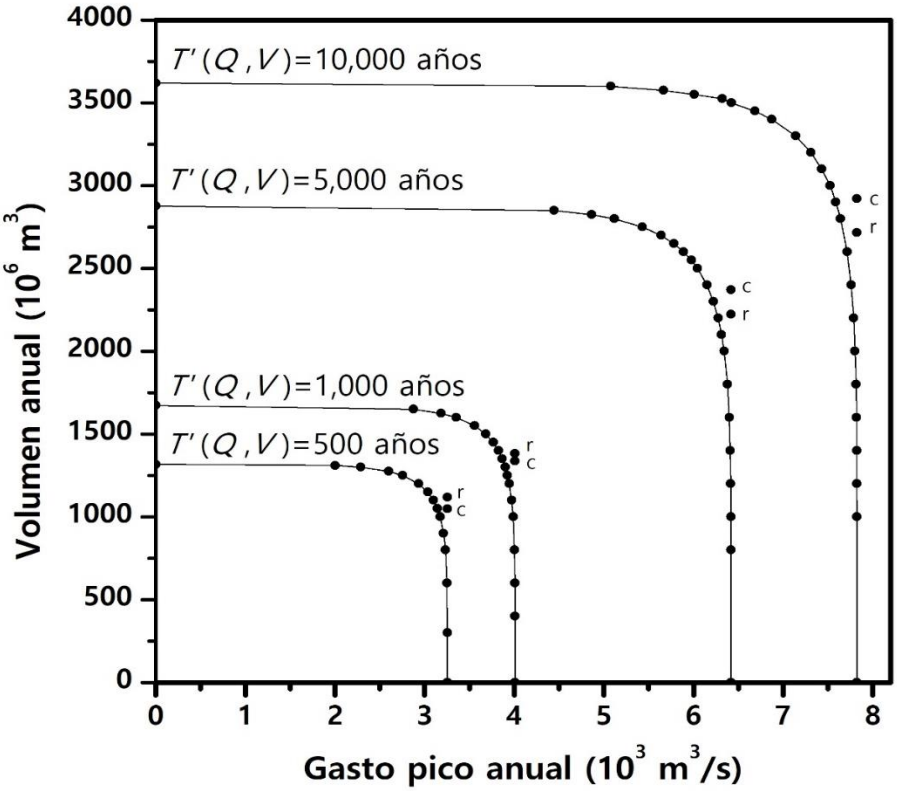


Figura 1. Gráficas de los cuatro periodos de retorno conjunto $T'(Q,V)$ de diseño estimadas con la distribución *GVEb* para las crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica La Cuña, México.

De acuerdo con Yue *et al.* (1999), Yue (2000b), y Yue y Rasmussen (2002) existe un tercer tipo de *periodo de retorno conjunto*, que tiene aplicación en la práctica hidrológica, y que se define para un evento X, dado que $Y \leq y$ o para un evento Y, dado que $X \leq x$ y por ello se designan

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

condicionales. Para tales eventos, sus distribuciones de probabilidad condicional se definen de manera simple con estas ecuaciones:

$$F(X|Y \leq y) = \frac{F(x,y)}{F(y)} \quad (44)$$

$$F(Y|X \leq x) = \frac{F(x,y)}{F(x)} \quad (45)$$

Sustituyendo las expresiones anteriores en las ecuaciones (38) y (39) se obtienen las fórmulas del *periodo de retorno conjunto condicional*:

$$T_{X|Y} = \frac{1}{1-F(X|Y \leq y)} \quad (46)$$

$$T_{Y|X} = \frac{1}{1-F(Y|X \leq x)} \quad (47)$$

Eventos críticos o de diseño del *T'(x,y)*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Volpi y Fiori (2012) destacan que la gráfica del periodo de retorno conjunto de tipo AND, mostrada como Figura 1, presenta una severa inconsistencia al contener, en un contexto bivariado, umbrales críticos univariados. Debido a lo anterior, tal gráfica se considera integrada por dos porciones: las dos designadas *simples* (*naive part*) y la *correcta* (*proper part*).

Las partes rectas son las colas o rectas asíntotas a la parte curva. La probabilidad de ocurrencia de un evento o pareja de *Qp* y *V* es variable en la parte curva y decrece a lo largo de la parte recta, aunque todos los valores definen el mismo periodo de retorno conjunto.

En resumen, las parejas de valores de las rectas asíntotas tienen probabilidades de ocurrencia bajas y por ello no deben ser incluidos en los análisis de búsqueda de las crecientes (*Qp* y *V*) críticas o severas. Para fines prácticos, los puntos extremos de la parte curva se pueden definir según su distribución empírica o cercanos al inicio de las rectas asíntotas.

Test de Wald-Wolfowitz

Esta prueba no paramétrica ha sido utilizada por Bobée y Ashkar (1991), Rao y Hamed (2000), y Meylan *et al.* (2012) para probar *independencia*

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

y *estacionariedad* en registros de gastos máximos anuales (X_i). De acuerdo con el tipo de información hidrométrica procesada, se propuso aplicar la prueba a los registros de gastos pico y volúmenes anuales que deben ser muestras de valores aleatorios. El estadístico de la prueba es:

$$R = \sum_{i=1}^{n-1} X_i \cdot X_{i+1} + X_n \cdot X_1 \tag{48}$$

Cuando el tamaño (n) de la serie o muestra (x_i) no es pequeño y sus datos son independientes, R procede de una distribución Normal con media y varianza, dadas por las expresiones siguientes:

$$E[R] = \bar{R} = \frac{S_1^2 - S_2}{n-1} \tag{49}$$

$$Var[R] = \frac{S_2^2 - S_4}{n-1} + \frac{S_1^4 - 4 \cdot S_1^2 \cdot S_2 + 4 \cdot S_1 \cdot S_3 + S_2^2 - 2 \cdot S_4}{(n-1)(n-2)} - \bar{R}^2 \tag{50}$$

en las cuales:

$$S_k = \sum_{i=1}^{n} X_i^k \tag{51}$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Finalmente, se calcula *U* con la ecuación:

$$U = \frac{R - \bar{R}}{\sqrt{VAR[R]}} \quad (52)$$

El valor de *U* sigue una distribución Normal (0, 1) y se puede usar para probar la independencia de los datos de la serie con un nivel de significancia *a*, comúnmente del 5 %. En una prueba de dos colas, la variable normal estandarizada es $Z_{a/2} \cong 1.96$; entonces, cuando el valor absoluto de *U* es menor que 1.96, la serie estará integrada por valores independientes (muestra aleatoria).

Selección y prueba de los registros por procesar

El libro de Aldama, Ramírez, Aparicio, Mejía-Zermeño y Ortega-Gil (2006) es un referente en los análisis de frecuencias bivariados de crecientes. Presenta 16 registros conjuntos de gasto máximo y volumen anuales de entrada en presas importantes de México y en su página 43 indica que se obtuvieron de los registros existentes de gastos máximos anuales e hidrogramas máximos anuales. Lo anterior implica que los registros

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

conjuntos fueron integrados por los eventos máximos anuales no pertenecientes a cada creciente anual. En cambio, en su página 44 indica que los registros hidrométricos continuos, de naturaleza gráfica o tabular, permitieron identificar los datos de gasto y volumen de las avenidas.

En opinión del autor, la segunda aclaración del libro de Aldama *et al.* (2006) es la correcta, como indicaron desde los inicios de los análisis de frecuencias bivariados, Yue (1999) y Yue *et al*. (1999), que establecieron que los gastos máximos y su volumen deben proceder del hidrograma de la creciente anual. Además, y por lo general, tanto el gasto pico máximo como su volumen de escurrimiento respectivo incluyen el gasto base (Shiau, Wang, & Tsai, 2006).

Por otra parte, para evitar la subjetividad en la búsqueda de los registros de *Qp* y *V*, que *acepten* a la distribución GVE como función marginal, se propone aplicar la prueba potente desarrollada por Stedinger *et al.* (1993), la cual establece que cuando el valor absoluto de la estadística *Z* excede a la desviación Normal estándar de 1.645, se deduce que el parámetro de forma *k* es estadísticamente diferente de cero, y por lo tanto se debe ajustar la distribución GVE y no la Gumbel. La estadística es:

$$Z = k\sqrt{n/0.5633} \qquad (53)$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Para la búsqueda de registros que acepten a la distribución GVE como marginal, se les ajusta tal modelo probabilístico con el método de momentos L (ecuaciones (10) a (19)) y se aplica la Ecuación (53) si el valor absoluto de Z excede a 1.645; tales datos se pueden representar por la distribución GVE.

Estimación de probabilidades empíricas

Las probabilidades de no excedencia empíricas univariadas y bivariadas se estimaron con base en la fórmula de Cunnane, que de acuerdo con Stedinger (2017) conduce a probabilidades de no excedencia (p) aproximadamente insesgadas para muchas FDP utilizadas en los AFC; su expresión es:

$$p = \frac{i-0.40}{n+0.20} \tag{54}$$

siendo i el número del dato cuando se ordenan de menor a mayor, y n su número total o de años de los registros de gasto pico y volumen anual.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para el caso de las probabilidades bivariadas, se trabajó en el plano bidimensional, con el gasto en los renglones y los volúmenes en las columnas (Yue *et al*., 1999; Yue, 2000b; Yue & Rasmussen, 2002; Yue & Wang, 2004). El proceso numérico comienza guardando los registros históricos de gasto máximo (Q) y volumen (V) anuales en archivos *Qh* y *Vh*; además, se ordenaron en forma progresiva de magnitud en archivos *Qo* y *Vo*. Enseguida se procesaron por parejas anuales y se comparó cada valor *Qh* contra *Qo*, y se contabilizaron las veces que el segundo resultó menor o igual, y se designó *NQ*. Lo mismo se hizo con *Vh* contra *Vo* para obtener *NV*. Lo anterior equivale a cambiar el dato original de cada pareja de valores anuales históricos por su número de orden o *rango*.

Después se compara cada pareja histórica de rangos contra todas las demás y se contabilizan las veces en que ambos rangos (condición AND) resultan menores; tal cantidad se denomina *NQV*; es decir, el número de ocurrencias de combinaciones de q y de v menores en el plano bidimensional. Por último, se aplica la fórmula de posición gráfica de Cunnane; para el caso bivariado es la siguiente:

$$F_e(x,y) = P(Q \leq q, V \leq v) = \frac{NQV_i - 0.40}{n + 0.20} \tag{55}$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Validación de la distribución *GVEb*

Yue (2000a) indica que la relación entre las probabilidades conjuntas empíricas y teóricas del gasto pico y el volumen permiten definir la validez de la distribución conjunta propuesta. La forma más simple de representarlas consiste en llevar al eje de las abscisas la probabilidad de no excedencia empírica y en el eje de las ordenadas la teórica; lógicamente, cada pareja de datos define un punto que coincide o se aleja de la recta a 45º. La inspección de la gráfica descrita y el valor del coeficiente de correlación —en estos casos superior a 0.98— ratifican la validez del modelo probabilístico conjunto utilizado.

Yue (2000b), y Yue y Rasmussen (2002) aplican el test de Kolmogorov-Smirnov con un nivel de significancia (α) del 5 %, para aceptar o rechazar la *diferencia máxima absoluta* (*dif*) entre las probabilidades conjuntas. Para evaluar la estadística (D_n) del test, la cual es función del número de datos (n), se utilizó la expresión que exponen Meylan *et al.* (2012) para α = 5 %:

$$D_n = \frac{1.358}{\sqrt{n}} \tag{56}$$

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Si *dif* es menor que D_n, se acepta el modelo probabilístico conjunto o distribución GVE bivariada.

Registro de datos por procesar

La estación de aforos La Cuña con clave 12054 y área de cuenca de 19097 km^2, se ubica en el Río Verde de la Región Hidrológica No. 12-3 (Río Santiago), México. Gómez, Aparicio y Patiño (2010) exponen el registro de gasto máximo en m^3/s y volúmenes anuales en millones de m^3 (Mm^3), del periodo de 1947 a 2004, con 55 parejas de datos (*n*), ya que los años 1983, 1984 y 1985 no tienen información de volúmenes. Tales datos se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Gastos pico y volúmenes anuales en la estación hidrométrica La Cuña de la Región Hidrológica No. 12-3 (Río Santiago), México (Gómez *et al.*, 2010).

Año	*Qp* (m^3/s)	*V* (Mm^3)	Año	*Qp* (m^3/s)	*V* (Mm^3)
1947	784.0	146.80	1975	622.1	249.07

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

1948	736.8	155.12	1976	1374.0	527.96
1949	510.0	111.40	1977	439.7	111.77
1950	461.0	94.06	1978	280.2	66.23
1951	411.0	111.55	1979	267.2	45.80
1952	326.0	70.82	1980	287.3	99.60
1953	349.8	144.75	1981	280.7	28.70
1954	130.4	23.22	1982	156.5	35.37
1955	690.0	203.31	1986	698.2	193.51
1956	266.0	106.76	1987	184.7	55.39
1957	199.0	45.92	1988	595.2	242.21
1958	690.0	188.71	1989	110.2	42.49
1959	340.6	47.91	1990	523.9	248.07
1960	249.6	91.58	1991	1636.3	443.30
1961	350.0	130.68	1992	1168.0	172.49
1962	317.0	51.27	1993	295.0	96.50
1963	732.6	127.90	1994	212.8	53.55
1964	265.1	82.75	1995	367.4	114.61
1965	743.6	295.34	1996	144.6	57.43
1966	463.9	202.90	1997	78.4	16.55

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

1967	1 474.9	598.38	1998	261.9	66.17
1968	323.0	118.25	1999	196.3	41.15
1969	160.4	32.22	2000	46.8	18.62
1970	763.8	187.75	2001	313.8	75.78
1971	578.0	166.61	2002	319.6	153.79
1972	191.8	26.39	2003	621.1	326.28
1973	2440.0	920.30	2004	824.5	384.45
1974	238.4	66.66	Mediana	340.6	111.40

Secuencia del análisis de frecuencias bivariado

El proceso del análisis de frecuencias conjunto se considera integrado por dos partes: la primera se denomina "Ajuste de la *GVEb*" y la segunda "Estimación de Eventos de Diseño". Integrado el registro conjunto de gastos máximos y volúmenes anuales, se prueba su aleatoriedad con el test de Wald-Wolfowitz. Si ambas series probaron no tener componentes determinísticas, se verifica si proceden de una distribución GVE. En caso afirmativo, se ajusta tal modelo con el método de los momentos L. Enseguida se estiman las probabilidades de no excedencia bivariadas

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

empíricas, contra las cuales se contrastan los valores de la probabilidad teórica, estimada con el modelo *GVEb*, ajustado a través del algoritmo Complex para maximizar la función de máxima verosimilitud. Se valida la *GVEb* y se ratifican las marginales GVE mediante el test de Kolmogorov-Smirnov. Esta primera parte termina verificando las restricciones de probabilidad conjunta.

La segunda parte comienza estimando con la distribución GVE las predicciones univariadas y después los eventos de diseño univariados híbridos por regresión y condicionales. Enseguida se estiman los eventos de diseño conjuntos de tipo AND, con auxilio del modelo *GVEb*, y se seleccionan sus valores críticos, ubicados en la parte curva de las gráficas de tal periodo de retorno conjunto.

Resultados y su discusión

Verificación de la aleatoriedad

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

A los registros de gasto pico y volumen anual de la Tabla 2 se les aplicaron las ecuaciones (48) a (52), para probar su independencia y estacionariedad. Se encontró que ambas series son *aleatorias*, con los valores siguientes para el estadístico *U*: 0.284 y 0.213.

Aceptación de las marginales GVE

A los registros de gasto pico y volumen anuales de la Tabla 2 se les ajustaron distribuciones GVE con los métodos de momentos L (ecuaciones (10) a (19)) y máxima verosimilitud (ecuaciones (24) a (34)). En la Tabla 3 se muestran los estadísticos básicos y los valores de los parámetros de ajuste de cada distribución GVE.

Tabla 3. Parámetros estadísticos y de ajuste de la distribución GVE en los registros de gasto pico y volumen anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Datos (ma*)	Momentos L			Parámetros de ajuste		
	λ_1	λ_2	τ_3	Ubic.	Escala	Forma
Qp (mL)	499.8746	205.4937	0.38713	296.28	201.70	−0.3131

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Qp (mv)				302.40	205.04	−0.3068
V (mL)	154.8391	74.48538	0.43326	79.51	66.03	−0.3734
V (mv)				85.67	69.71	−0.3543

*método de ajuste: (mL) momentos L y (mv) máxima verosimilitud.

La aplicación de la Ecuación (53) a los resultados de método de máxima verosimilitud, con n = 55 conduce a un valor absoluto de Z de 3.03 para el registro del gasto pico y de 3.50 para el de volumen; por lo cual, los registros de la Tabla 2 se pueden representar por la distribución GVE.

Búsqueda *inicial* de los parámetros óptimos de la distribución *GVEb*

De inicio se buscó maximizar la Ecuación (35) mediante el *algoritmo Complex* y para ello se asignaron valores iniciales a las primeras seis variables de decisión con magnitud similar a los parámetros de ajuste de cada función marginal GVE (Tabla 3). Los límites inferior y superior de u_1, a_1, u_2 y a_2 se hicieron variar de manera arbitraria. Los límites adoptados para el parámetro de forma (k) fueron –0.15 y 0.75. Para el parámetro

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

de asociación (*m*), sus límites se definieron de manera aproximada con la Ecuación (4), variando de 1.0 a 3.8; este último valor corresponde a un $\rho = 0.9302$ o correlación calculada para los registros de la Tabla 2.

Con tal enfoque se comprobó que los parámetros de ajuste (*u, a, k*) óptimos resultaban muy diferentes a los iniciales: en general, el parámetro de asociación *m* final era el valor máximo adoptado y los parámetros de forma *k* óptimos sus límites inferiores asignados; esto llevaría a predicciones conjuntas inferiores a las univariadas. Además, se observó que el proceso de maximización de la Ecuación (35) dependía notoriamente de los valores iniciales y de sus límites en las siete variables de decisión, no permitiendo alcanzar resultados consistentes u obtención del mínimo global.

Búsqueda *combinada* de los parámetros óptimos de la distribución *GVEb*

En este nuevo enfoque de maximización de la Ecuación (35), el algoritmo Complex se aplicó bajo las tres normas siguientes: (1) se asignaron valores iniciales *únicos* a los seis parámetros de ajuste (u_1, a_1, k_1, u_2, a_2, k_2) iguales a los obtenidos con el método de máxima verosimilitud en el

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

ajuste de las distribuciones marginales GVE (Tabla 3); (2) sus límites inferior y superior se obtuvieron multiplicando por 0.90 y por 1.10 los valores iniciales, por lo tanto, tampoco variaron; y (3) se definieron cinco intervalos para el parámetro de asociación (*m*) y se adoptó como valor inicial el valor medio, tales límites fueron: 1.0-1.5, 1.5-2.0, 2.0-2.5, 2.5-3.0 y 3.0-3.5. En la Tabla 4 se muestran los resultados principales de las cinco aplicaciones descritas del algoritmo Complex, con excepción de su última columna, cuya estimación se detalla enseguida.

Tabla 4. Resultados óptimos del algoritmo Complex durante la maximización de la Ecuación (35), con la *búsqueda combinada*, en la estación hidrométrica La Cuña, México.

FO inicial	**FO final**	**Núm. iter.**	**Parámetros de ajuste:**			***m* inic.**	r_{xy}
			u_1, u_2	a_1, a_2	k_1, k_2	***m* final**	
630.1	612.6	187	278.269	185.005	−0.2700	1.25	0.9918
			77.014	63.000	−0.3192	1.50	
618.4	601.5	284	270.387	185.027	−0.2700	1.75	0.9942
			80.555	63.000	−0.3129	2.00	
607.8	591.6	221	274.302	185.026	−0.2700	2.25	0.9928
			90.005	63.000	−0.3181	2.50	
598.5	582.9	267	270.000	185.052	−0.2700	2.75	0.9954
			79.120	63.000	−0.3194	3.00	

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

590.3	575.2	232	270.464	185.008	−0.2700	3.25	0.9920
			92.831	63.010	−0.3176	3.50	

Con base en los resultados expuestos en las columnas 4 a 7 de la Tabla 4, se estimaron con la Ecuación (8) las probabilidades de no excedencia conjunta teórica $F(x,y)$, utilizando los datos x_i, y_i de la Tabla 2. Por otra parte, aplicando la Ecuación (55) y su procedimiento numérico descrito, se calcularon las llamadas probabilidades de no excedencia bivariadas empíricas $F_e(x,y)$, contra las cuales se contrastan los valores de la $F(x,y)$ teórica estimada.

La mejor correspondencia o similitud entre ambas probabilidades conjuntas $F_e(x,y)$ y $F(x,y)$ se obtuvo para la cuarta aplicación o corrida del algoritmo Complex, con un valor del coeficiente de correlación (r_{xy}) de 0.9954, y diferencias máximas positiva y negativa de 0.0482 y −0.0969, que se indican sombreadas en la Tabla 5.

Tabla 5. Probabilidades de no excedencia conjuntas y sus diferencias para las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

No.	$F_e(x,y)$ empírica	$F(x,y)$ teórica	Diferencias	No.	$F_e(x,y)$ empírica	$F(x,y)$ teórica	Diferencias
1	0.6449	0.6695	−0.0246	29	0.7174	0.7909	−0.0735
2	0.6630	0.6919	−0.0289	30	0.9348	0.9670	−0.0322

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

3	0.5000	0.5213	−0.0213	31	0.5000	0.5036	−0.0036
4	0.4275	0.4367	−0.0092	32	0.2645	0.2470	0.0175
5	0.4819	0.4895	−0.0076	33	0.1558	0.1513	0.0045
6	0.3370	0.2888	0.0482	34	0.3551	0.3504	0.0047
7	0.5000	0.4905	0.0095	35	0.0833	0.0770	0.0063
8	0.0471	0.0375	0.0096	36	0.0652	0.0727	−0.0075
9	0.6993	0.7809	−0.0816	37	0.6812	0.7688	−0.0876
10	0.3007	03303	−0.0296	38	0.1196	0.1387	−0.0191
11	0.1558	0.1247	0.0311	39	0.6812	0.7738	−0.0926
12	0.6630	0.7599	−0.0969	40	0.0471	0.0517	−0.0046
13	0.2101	0.1734	0.0367	41	0.6630	0.7253	−0.0623
14	0.2464	0.2860	−0.0396	42	0.9348	0.9618	−0.0270
15	0.5000	0.4768	0.0232	43	0.7174	0.7426	−0.0252
16	0.2101	0.1883	0.0218	44	0.3551	0.3535	0.0016
17	0.5906	0.6036	−0.0130	45	0.1739	0.1574	0.0165
18	0.2645	0.2882	−0.0237	46	0.4819	0.4674	0.0145
19	0.8261	0.8546	−0.0285	47	0.0833	0.0986	−0.0153
20	0.6268	0.6583	−0.0315	48	0.0109	0.0150	−0.0041
21	0.9529	0.9740	−0.0211	49	0.2283	0.2351	−0.0068
22	0.4457	0.4263	0.1964	50	0.1196	0.1082	0.0114
23	0.0652	0.0670	−0.0018	51	0.0109	0.0082	0.0027

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

24	0.6993	0.7671	−0.0678	52	0.3188	0.3048	0.0140
25	0.6449	0.6953	−0.0504	53	0.4457	0.4500	−0.0043
26	0.0652	0.0596	0.0056	54	0.7174	0.8029	−0.0855
27	0.9891	0.9933	−0.0042	55	0.8986	0.8911	0.0075
28	0.2283	0.2180	0.0103	–	–	–	–

Validación del modelo probabilístico

En la Figura 2 se han dibujado ambas probabilidades de no excedencia conjuntas (empíricas y teóricas de la Tabla 5, observándose un predominio de diferencias negativas, es decir, de puntos por encima de la recta a 45º. El valor del estadístico del test de Kolmogorov-Smirnov es 0.1831 (Ecuación (56)), por lo cual, la distribución GVE bivariada es aceptada como modelo probabilístico conjunto de los datos de la Tabla 2, ya que $dif = 0.0969 < D_n = 0.1831$.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

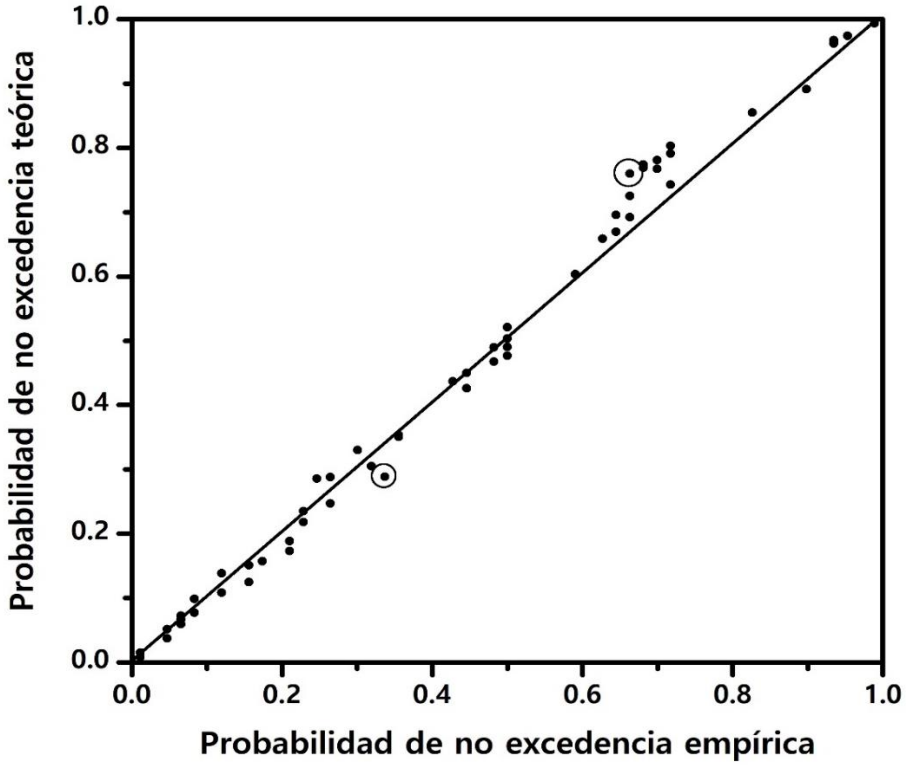


Figura 2. Contraste gráfico de probabilidades conjuntas estimadas con la distribución *GVEb* para las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Ratificación de las marginales

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Este contraste gráfico y de ratificación con base en el test de Kolmogorov-Smirnov es necesario debido al cambio que tuvieron los parámetros de ajuste (*u*, *a*, *k*) univariados (Tabla 3) durante la aplicación del algoritmo Complex. Es decir, permite definir si el cambio aceptado del 10 % en tales parámetros es aceptable o no.

Primeramente, los gastos pico y volúmenes de la Tabla 2 se ordenaron de menor a mayor. Después, se calcularon sus probabilidades de no excedencia *teóricas* con las ecuaciones (6) y (7), utilizando los parámetros de ajuste óptimos de la Tabla 4 para la cuarta corrida del algoritmo Complex. Las probabilidades de no excedencia *empíricas* de ambas series (*Qp* y *V*) se estimaron con la Ecuación (54).

En la Figura 3 y Figura 4 se muestra el contraste gráfico de probabilidades para cada serie ordenada. Se observa un ajuste mucho mejor en el registro de volúmenes. Las diferencias máximas absolutas entre probabilidades empíricas y teóricas de los gastos pico y volúmenes fueron 0.0954 y 0.0457; la primera ocurrió en el dato ordenado número 38 y la segunda en el 16, como se muestra en la Tabla 6 de resultados parciales. Como ambas diferencias son menores que D_n = 0.1831, obtenido con la Ecuación (56), se acepta que los registros de *Qp* y *V* de la Tabla 2 pueden ser representados por la distribución GVE con los parámetros de ajuste de la Tabla 4 en la cuarta corrida del algoritmo Complex.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

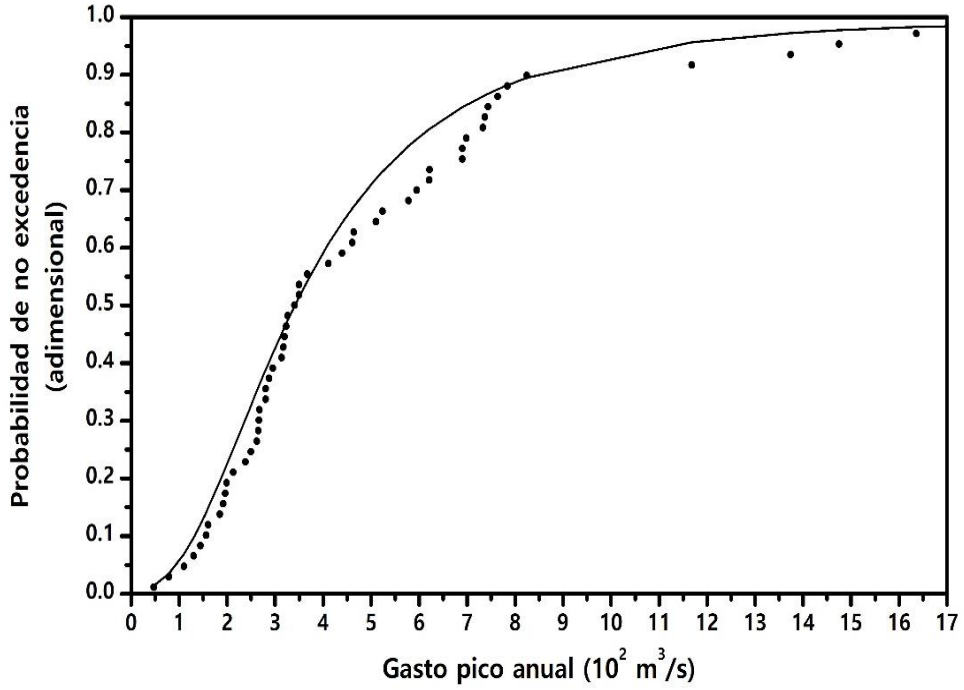


Figura 3. Distribución marginal *GVEb* del gasto pico anual de las crecientes de la estación hidrométrica La Cuña, México.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

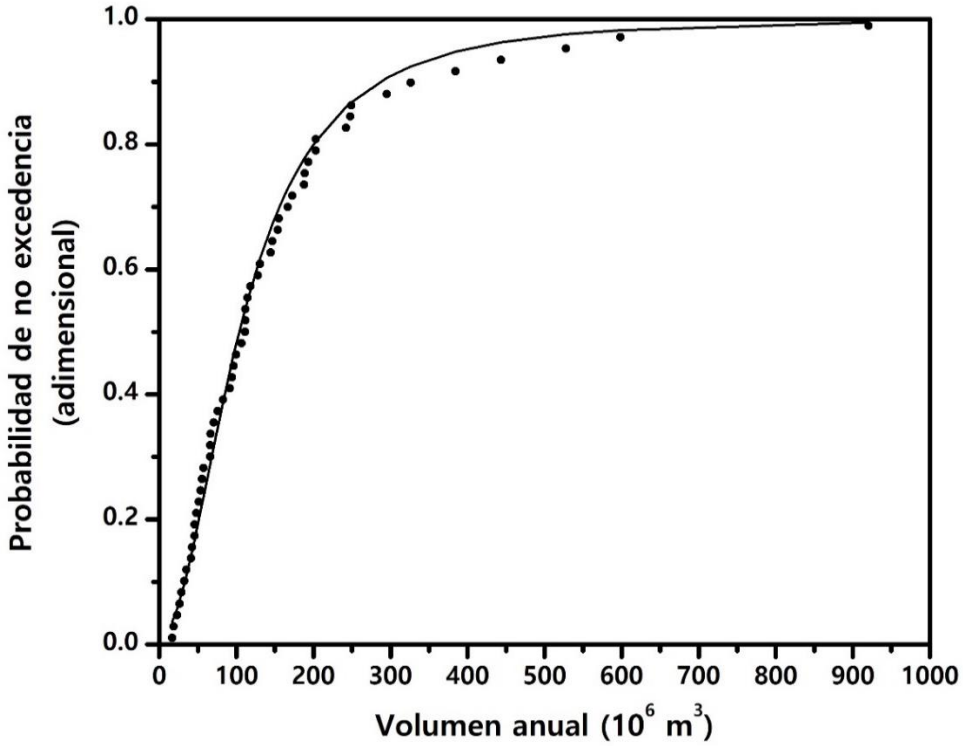


Figura 4. Distribución marginal *GVEb* del volumen anual de las crecientes de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Tabla 6. Probabilidades empíricas (F_e) y teóricas en las distribuciones marginales *GVEb*, y sus diferencias en las crecientes de la estación hidrométrica La Cuña, México.

No.	*Qp*	*V*	F_e	*F*(*Qp*)	*F*(*V*)	Dif *Qp*	Dif *V*
1	46.8	16.55	0.0109	0.0135	0.0368	−0.0027	−0.0259
8	184.7	41.15	0.1377	0.1948	0.1418	−0.0571	−0.0042

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

16	265.1	57.43	0.2826	0.3581	0.2369	−0.0755	0.0457
27	326.0	106.76	0.4819	0.4735	0.5152	0.0084	−0.0333
38	578.0	155.12	0.6812	0.7765	0.6974	−0.0954	−0.0162
45	732.6	203.31	0.8080	0.8624	0.8051	−0.0544	0.0028
55	2440.0	920.30	0.9891	0.9949	0.9945	−0.0058	−0.0054

Verificación de la restricción de probabilidades

Antes de proceder a estimar los periodos de retorno conjuntos de diseño $T'(Q,V)$ es conveniente verificar la Ecuación (9), que establece las restricciones de la probabilidad. Lo anterior se muestra en la Tabla 7 para un número reducido de parejas de datos históricos.

Tabla 7. Verificación de la restricción de probabilidades del gasto pico y volumen anuales de las crecientes de la estación hidrométrica La Cuña, México.

1	2	3	4	5	6	7
Núm.	***Qp***	***V***	***F(x)***	***F(y)***	***F(x)·F(y)***	***F(x, y)***

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

1	784.0	146.80	0.8817	0.6723	0.5928	0.6695
10	266.0	106.76	0.3599	0.5152	0.1854	0.3303
20	463.9	202.90	0.6720	0.8044	0.5406	0.6583
30	1374.0	527.96	0.9718	0.9759	0.9484	0.9670
40	110.2	42.49	0.0690	0.1492	0.0103	0.0517
50	196.3	41.15	0.2178	0.1418	0.0309	0.1082
55	824.5	384.45	0.8947	0.9479	0.8481	0.8911

Se observa en la Tabla 7 anterior y en su versión completa, que el valor de la columna 7 es siempre mayor que el de la 6 y menor que el más pequeño de las columnas 4 o 5, por lo cual se cumple con la restricción que impone la Ecuación (9).

Predicciones univariadas

Aplicando en la Ecuación (2) los seis parámetros de ajuste óptimos de la cuarta corrida del algoritmo Complex, mostrados en la Tabla 4, se obtuvieron las predicciones finales mostradas en la Tabla 8.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Tabla 8. Predicciones univariadas finales calculadas con la distribución *GVEb* en la estación hidrométrica La Cuña, México.

Datos	Periodo de retorno en años						
	25	**50**	**100**	**500**	**1 000**	**5 000**	**10 000**
Qp	1 210	1 550	1 958	3 254	4 009	6 418	7 823
V	430	568	739	1 317	1 673	2 877	3 619

Eventos de diseño para obras hidráulicas

Suponiendo que en las cercanías de aguas debajo de la estación hidrométrica La Cuña y sobre el Río Verde se van a construir diques para protección de planicies de inundación y un puente para cruzarlo, entonces es necesario estimar eventos de diseño con periodos de retorno conjuntos de 500 y 1 000 años. Además, se realizará una revisión de la seguridad hidrológica del embalse en proyecto, en el sitio de la estación de aforos, con periodos de retorno conjuntos de 5 000 y 10 000 años. Entonces se deben estimar gastos pico y volúmenes anuales con los cuatro periodos de retorno conjuntos $T'(Q,V)$ citados.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Eventos de diseño obtenidos con regresión

El diagrama de dispersión de las 55 parejas de datos originales (Tabla 2) mostró una nube de puntos con tendencia lineal, con un coeficiente de correlación lineal (r_{xy}) de 0.9302. La ecuación de regresión lineal que la representa es la siguiente (Campos-Aranda, 2003):

$$V = -20.0532 + 0.34987 \cdot Qp \qquad (57)$$

De la Tabla 8 se obtienen las predicciones siguientes para el gasto pico (Qp) y los cuatro periodos de retorno conjuntos de diseño: 3 254, 4 009, 6 418 y 7 823 m^3/s, respectivamente. Con base en la Ecuación (57) se definen los volúmenes anuales siguientes: 1 118, 1 383, 2 225 y 2 717 Mm^3 para las crecientes de diseño conjuntas.

Al igual que Serinaldi y Grimaldi (2011), se encuentra una similitud entre los volúmenes estimados con regresión y sus predicciones de la Tabla 8, que son 1 317, 1 673, 2 877 y 3 619 Mm^3; es decir, del orden de un 18 a un 33 % mayores.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Eventos de diseño condicionales tipo $T(V|Q)$

Están definidos por las ecuaciones (45) y (47), cuya aplicación emplea las expresiones (6) y (8). Para los cuatro periodos de retorno conjuntos de diseño definidos, se obtienen de la Tabla 8 los siguientes cuatro gastos pico: 3 254, 4 009, 6 418 y 7 823 m^3/s. Adoptando tales gastos como valores *condicionantes* ($X \leq x$), se procedió por tanteos del volumen (y) a estimar, con la Ecuación (47), el periodo de retorno condicional que debe igualar al del gasto pico. Los volúmenes estimados fueron 1 049, 1 338, 2 317 y 2 920 Mm^3.

Gráficas del periodo de retorno conjunto $T'(Q,V)$

Los periodos de retorno conjuntos de tipo AND se estiman con base en la Ecuación (41). Definidos los cuatro periodos de retorno conjuntos de diseño, se seleccionan arbitrariamente gastos pico y volúmenes, para obtener sus probabilidades de no excedencia marginales y conjunta. Las primeras se estiman con las ecuaciones (6) y (7), y la segunda con la Ecuación (8). En la Tabla 9 se muestran las parejas de gasto pico y

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

volumen anual utilizadas para definir las cuatro gráficas de la Figura 1 relativas a los periodos de retorno conjuntos de diseño de la aplicación numérica descrita.

Tabla 9. Parejas de gasto pico y volumen anual utilizadas para definir las gráficas del periodo de retorno conjunto (Figura 1), con la distribución *GVEb* en las crecientes de la estación hidrométrica La Cuña, México.

***T'(Q,V)* 500 años**		***T'(Q,V)* 1 000 años**		***T'(Q,V)* 5 000 años**		***T'(Q,V)* 10 000 años**	
Vol. **Mm^3**	***Qp*** **m^3/s**	***Vol.*** **Mm^3**	***Qp*** **m^3/s**	***Vol.*** **Mm^3**	***Qp*** **m^3/s**	***Vol.*** **Mm^3**	***Qp*** **m^3/s**
0	3 254	0	4 009	0	6 418	0	7 823
300	3 254	400	4 009	800	6 418	1 000	7 823
600	3 249	600	4 008	1 000	6 417	1 200	7 822
800	3 233	800	4 003	1 200	6 415	1 400	7 821
900	3 212	1 000	3 988	1 400	6 409	1 600	7 820
1 000	3 173	1 100	3 971	1 600	6 399	1 800	7 814
1 050	3 142	1 200	3 944	1 800	6 379	2 000	7 802
1 100	3 098	1 250	3 925	2 000	6 342	2 200	7 787
1 150	3 034	1 300	3 900	2 100	6 313	2 400	7 759

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

1 200	2 933	1 350	3 867	2 200	6 275	2 600	7 714
1 250	2 756	1 400	3 823	2 300	6 222	2 800	7 641
1 275	2 598	1 450	3 765	2 400	6 149	2 900	7 588
1 300	2 289	1 500	3 682	2 500	6 046	3 000	7 524
1 310	2 000	1 550	3 559	2 550	5 976	3 100	7 429
1 317	0	1 600	3 354	2 600	5 890	3 200	7 310
		1 625	3 181	2 650	5 781	3 300	7 140
		1 650	2 875	2 700	5 637	3 400	6 874
		1 673	0	2 750	5 431	3 450	6 685
				2 800	5 115	3 500	6 422
				2 825	4 863	3 525	6 322
				2 850	4 445	3 550	6 009
				2 877	0	3 575	5 667
						3 600	5 075
						3 619	0

Por otra parte, en la Tabla 10 se muestran los gastos pico y volúmenes anuales definidos con los periodos de retorno univariados híbridos. Tales parejas de *Qp* y *V* también se han dibujado en la Figura 1, y se indican con las letras "r" y "c".

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Tabla 10. Eventos de diseño obtenidos con los periodos de retorno univariados *híbridos* en las crecientes de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Evento de diseño	Periodo de retorno conjunto de diseño en años							
	500		1 000		5 000		10 000	
	Qp	***V***	***Qp***	***V***	***Qp***	***V***	***Qp***	***V***
Con regresión (r)	3 254	1 118	4 009	1 383	6 418	2 224	7 823	2 717
Condicional (c)	3 254	1 049	4 009	1 338	6 418	2 317	7 823	2 920

En la Figura 1 o en la Tabla 9 se pueden seleccionar infinitas parejas de *Qp* y *V* que satisfacen el periodo de retorno conjunto de diseño, y que definen como *subgrupo de parejas críticas* a las que están dentro de la porción curva de cada gráfica de $T'(Q,V)$, fuera de las rectas asíntotas (Volpi & Fiori, 2012).

Las combinaciones de gasto pico y volumen que tienen el mismo *periodo de retorno conjunto* definen crecientes o *hidrogramas* que producirán diferentes efectos en el embalse que se diseña o revisa, adoptando por seguridad, el que genera las condiciones más críticas, severas o desfavorables. Lo anterior está incorporando en el diseño

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

hidrológico, las características físicas del vertedor y almacenamiento o vaso del embalse en proyecto o bajo revisión.

Para formar cada hidrograma de diseño existen métodos teóricos y empíricos (Aldama, 2000; Aldama *et al.*, 2006; Ramírez-Orozco & Aldama, 2000; Serinaldi & Grimaldi, 2011). Campos-Aranda (2008) ha expuesto un proceso empírico que define hidrogramas tipo Gamma esbeltos y aplanados.

Otras distribuciones bivariadas

Los primeros análisis de frecuencias bivariados utilizaron la distribución Normal bivariada y se aplicaron a las crecientes anuales (Yue, 1999) y a las tormentas de lluvias diarias (Yue, 2000a). Posteriormente, se aplicó la versión bivariada Log-normal (Yue, 2000c), y también se generalizó el uso del llamado *modelo Logístico* (Ecuación (3)), que acepta distribuciones marginales Gumbel y tiene solución explícita (Yue *et al.*, 1999; Yue, 2000b). El modelo logístico adquirió popularidad por aceptar como funciones marginales *iguales* las de valores extremos: GVE, Gumbel mixta, TCEV y GVE mixta. Actualmente se conoce como *función cópula* Gumbel-Hougaard y acepta funciones marginales *diferentes* (Shiau *et al.*,

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

2006), existiendo la posibilidad de procesar distribuciones marginales con una y/o dos poblaciones.

Conclusiones

Se propuso y aplicó un enfoque combinado de maximización de la función logarítmica de verosimilitud de la *distribución GVE bivariada* (*GVEb*), que intenta preservar los ajustes univariados de las funciones marginales, dejando variable el parámetro de asociación (m), para buscar la mejor correspondencia o similitud entre las probabilidades de no excedencia observadas y las teóricas bivariadas. En este estudio se permitió una variación del 10 % en los valores de los parámetros de ajuste (u_1, a_1, k_1, u_2, a_2, k_2) de las funciones marginales.

Se expuso la aplicación de la *GVEb* en el análisis de frecuencias conjunto de los 55 gastos pico y volúmenes anuales de las crecientes registradas en la estación hidrométrica La Cuña, México. El ajuste de la *GVEb* permite el cálculo de las probabilidades univariadas, conjuntas y condicionales. Esta parte del proceso concluye con el contraste de las funciones marginales y la validación de la *GVEb*, previa estimación numérica de las probabilidades empíricas univariadas y bivariadas.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Después se abordó el cálculo de los periodos de retorno univariados híbridos y conjuntos. Los primeros utilizan una variable de diseño dominante, por ejemplo, el gasto pico, y definen por regresión el volumen asociado o lo estiman mediante probabilidad condicional. Las parejas únicas de gasto pico y volumen estimadas se muestran en la Figura 1 del periodo de retorno conjunto de tipo AND.

En el AFC con la *GVEb* se definen decenas de *hidrogramas críticos* que producirán diferentes efectos en el embalse que se diseña o revisa, adoptando por seguridad el que genera las condiciones más severas o adversas. De esta manera se están incorporando en el diseño hidrológico las características físicas del embalse bajo estudio o en revisión.

La *GVEb* es adecuada para procesar de manera conjunta registros de gasto pico y volúmenes de crecientes que presentan valores extremos dispersos (*outliers*), pero que no están conformados por poblaciones mezcladas. Por lo anterior, la *GVEb* permite procesar crecientes de cuencas medianas y grandes de zonas o regiones con mecanismos meteorológicos únicos de formación de las crecientes.

Agradecimientos

Se agradecen las correcciones sugeridas por los árbitros anónimos A y C, las cuales permitieron enmendar errores de redacción e incluir dos explicaciones relativas a los datos procesados. Además, ayudaron a ubicar el trabajo en el contexto bivariado, de sus antecedentes y de sus análisis futuros.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-11

Referencias

Aldama, A. A. (2000). Hidrología de avenidas. Conferencia Enzo Levi 1998. *Ingeniería Hidráulica en México*, 15(3), 5-46.

Aldama, A. A., Ramírez, A. I., Aparicio, J., Mejía-Zermeño, R., & Ortega-Gil, G. E. (2006). *Seguridad hidrológica de las presas en México.* Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Bobée, B., & Ashkar, F. (1991). Chapter 1: Data requirements for hydrologic frequency analysis. In: *The Gamma Family and derived distributions applied in Hydrology* (pp. 1-12). Littleton, USA: Water Resources Publications.

Box, M. J. (1965). A new method of constrained optimization and a comparison with other methods. *Computer Journal*, *8*(1), 42-52.

Bunday, B. D. (1985). Theme 6.2: The Complex method. In: *Basic optimization* (pp. 98-106). London, UK: Edward Arnold Publishers, Ltd.

Campos-Aranda, D. F. (2003). Capítulo 5: Ajuste de curvas y Capítulo 9: Optimización numérica. En: *Introducción a los métodos numéricos: software en Basic y aplicaciones en hidrología superficial* (pp. 93-127, 72-211). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Campos-Aranda, D. F. (2008). Procedimiento para revisión (sin hidrometría) de la seguridad hidrológica de presas pequeñas para riego. *Agrociencia*, 42(5), 551-563.

Coles, S. (2001). Chapter 2: Basics of statistical modeling and chapter 3: Classical extreme value theory and models. In: *An introduction to statistical modeling of extreme values* (pp. 18-44, 45-73). London, UKA: Springer-Verlag.

Chow, V. T. (1964). Statistical and probability analysis of hydrologic data. Section 8–I: Frequency Analysis. In: Chow, V. T. (ed.). *Handbook of Applied Hydrology* (pp. 8.1-8.42). New York, USA: McGraw-Hill Book Co.

Davis, P. J. (1972). Gamma function and related functions. Chapter 6 (pp 253–296). In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of mathematical functions*. New York, USA: Dover Publications.

Escalante-Sandoval, C. A., & Raynal-Villaseñor, J. A. (1994). A trivariate extreme value distribution applied to flood frequency analysis. *Journal of Research of the National Institute of Standards and Technology*, 99(4), 369-375.

Escalante-Sandoval, C. A., & Reyes-Chávez, L. (2002). Capítulo 9: Análisis conjunto de eventos hidrológicos. En: *Técnicas estadísticas en hidrología* (pp. 203-246). México, DF, México: Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Escalante-Sandoval, C. A., & Reyes-Chávez, L. (2004). Análisis bivariado de gastos máximos anuales con distribuciones marginales TCEV. *XVIII Congreso Nacional de Hidráulica* (pp. 523-529), 10-12 de noviembre, San Luis Potosí, México.

Escalante-Sandoval, C. A. (2005). Análisis de eficiencia de la distribución Bi-Gumbel. *Ingeniería. Investigación y Tecnología*, 6(1), 13-17. DOI: 10.22201/fi.25940732e.2005.06.n1.002

Goel, N. K., Seth, S. M., & Chandra, S. (1998). Multivariate modeling of flood flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(2), 146-155. DOI: 10.1061/(ASCE)0733–9429(1998)124:2(146)

Gómez, J. F., Aparicio, M., & Patiño, C. (2010). Capítulo 6: Análisis de frecuencias bivariado para la estimación de avenidas de diseño. En: *Manual de análisis de frecuencias en hidrología* (pp. 106-127). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Greenwood, J. A., Landwehr, J. M., Matalas, N. C., & Wallis, J. R. (1979). Probability weighted moments: Definition and relation to parameters of several distributions expressible in inverse form. *Water Resources Research*, 15(5), 1049-1054. DOI: 10.1029/WR015i005p01049

Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Appendix: *L*–moments for some specific distributions. In: *Regional frequency analysis. An approach based on L–moments* (pp. 191-209). Cambridge, UK: Cambridge University Press.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Khaliq, M. N., Ouarda, T. B. M. J., Ondo, J. C., Gachon, P., & Bobée, B. (2006). Frequency analysis of a sequence of dependent and/or non–stationary hydro–meteorological observations: A review. *Journal of Hydrology*, 329(3-4), 534-552. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2006.03.004

Kite, G. W. (1977). Chapter 3: Frequency distributions. In: *Frequency and risk analyses in Hydrology* (pp. 27-39). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.

Kottegoda, N. T., & Rosso, R. (2008). Chapter 3: Random variables and their properties. In: *Applied Statistics for Civil and Environmental Engineers* (pp. 83-164). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.

Metcalfe, A. V. (1997). Chapter 2: Probability distributions and Monte Carlo simulations. *Statistics in Civil Engineering* (pp. 7-38). London, UK: Arnold Publishers.

Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). Chapter 3: Selecting and checking data series and Chapter 5: Estimation of model parameters. In: *Predictive Hydrology. A Frequency Analysis Approach* (pp. 9-102, 29-70). Boca Raton, Florida, USA: CRC Press.

Mujumdar, P. P., & Nagesh-Kumar, D. N. (2012). *Floods in a changing climate. Hydrologic Modeling*. Cambridge, UK. International Hydrology Series (UNESCO) and Cambridge University Press.

Ramírez-Orozco, A. I., & Aldama, A. A. (2000). Capítulo 1: Teoría estadística y análisis de frecuencias conjunto. En: *Análisis de frecuencias conjunto para estimación de avenidas de diseño* (pp.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

25-58). Avances en Hidráulica No. 7. México, DF, México: Asociación Mexicana de Hidráulica, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Theme 1.8: Tests on hydrologic data and Chapter 7: Extreme Value Distributions (pp. 12-21, 207-257). In: *Flood frequency analysis*. Boca Raton, USA: CRC Press.

Requena, A. I., Mediero, L., & Garrote, L. (2013). A bivariate return period based on copulas for hydrologic dam design: Accounting for reservoir routing in risk estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(8), 3023-3038. DOI: 10.5194/hess–17–3023–2013

Serinaldi, F., & Grimaldi, S. (2011). Synthetic design hydrographs based on distribution functions with finite support. *Journal of Hydrologic Engineering*, 16(5), 434-446. DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943–5584.0000339

Shiau, J. T. (2003). Return period of bivariate distributed extreme hydrological events. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 17(1-2), 42-57. DOI: 10.1007/s00477–003–0125–9

Shiau, J. T., Wang, H. Y., & Tsai, C. T. (2006). Bivariate frequency analysis of floods using copulas. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(6), 1549-1564. DOI: 10.1111/j.1752–1688–2006.tb06020.x

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Stedinger, J. R. (2017). Flood frequency analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of Applied Hydrology* (2nd ed.). (pp. 76.1–76.8). New York, USA: McGraw-Hill Education.

Stedinger, J. R., Vogel, R. M., & Foufoula–Georgiou, E. (1993). Chapter 18: Frequency Analysis of Extreme Events. In: Maidment, D. R. (ed.). *Handbook of Hydrology* (pp. 18.1–18.66). New York, USA: McGraw-Hill, Inc.

Teegavarapu, R. S. V. (2012). *Floods in a changing climate. Extreme precipitation*. Cambridge, UK: International Hydrology Series (UNESCO) and Cambridge University Press.

Teegavarapu, R. S. V., Salas, J. D., & Stedinger, J. R. (2019). *Statistical analysis of hydrologic variables*. Reston, USA: American Society of Civil Engineers.

Vogel, R. M., & Castellarin, A. (2017). Risk, reliability, and return periods and hydrologic design. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (2nd ed.) (pp. 78.1-78.10). New York, USA: McGraw-Hill Education.

Volpi, E., & Fiori, A. (2012). Design event selection in bivariate hydrological frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 57(8), 1506-1515. DOI: 10.1080/02626667.2012.726357

Yue, S. (1999). Applying bivariate Normal distribution to flood frequency analysis. *Water International*, 24(3), 248-254.

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Yue, S., Ouarda, T. B. M. J., Bobée, B., Legendre, P., & Bruneau, P. (1999). The Gumbel mixed model for flood frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 226(1-2), 88-100. DOI: 10.1016/S0022–1694(99)00168–7

Yue, S. (2000a). Joint probability distribution of annual maximum storm peaks and amounts as represented by daily rainfalls. *Hydrological Sciences Journal*, 45(2), 315-326. DOI: 10.1080/02626660009492327

Yue, S. (2000b). The Gumbel mixed model applied to storm frequency analysis. *Water Resources Management*, 14(5), 377-389.

Yue, S. (2000c). The bivariate lognormal distribution to model a multivariate flood episode. *Hydrological Processes*, 14(14), 2575-2588.

Yue, S., & Rasmussen, P. (2002). Bivariate frequency analysis: Discussion of some useful concepts in hydrological application. *Hydrological Processes*, 16(14), 2881-2898. DOI: 10.1002/HYP.1185

Yue, S., & Wang, C. Y. (2004). A comparison of two bivariate extreme value distributions. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 18(2), 61-66. DOI: 10.1007/s00477-003-0124-x

2022, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)