



Tecnología y Ciencias del Agua

ISSN 2007-2422



Valle de Salazar, Lerma, Estado de México, México. Foto: Ricardo Espinosa.

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. Adalberto Noyola Robles
Universidad Nacional Autónoma de México

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

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

Editor en Gestión del Agua
Dr. Agustín Breña Naranjo
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Hidráulica
Dr. Patricio Catalán
Universidad Técnica Federico Santamaría, Chile

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 XML:
Luisa Guadalupe Ramírez Martínez
Webmaster: Claudia P. 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 Cháirez 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 Budna, Centre de Recherche Industrielle Québec, Canadá • Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • Ing. Héctor Garduño Velasco, consultor, México • M.I. Horacio Rubio Gutiérrez, Comisión Nacional del Agua, México • Dr. Ismael Aguilar Barajas, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • Dr. Ismael Mariño Tapia, Instituto Politécnico Nacional, México • Dr. Ismael Piedra Cueva, Universidad de la República, Uruguay • Dr. Iván Obando Camino, Universidad de Talca, Chile • Dr. Jaime Iván Ordóñez Ordóñez, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro, Ministerio de Medio Ambiente, 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 Minh, Portugal • Dr. Luis F. León Vizcaino, Waterloo, University, Canadá • Dr. Luis Teixeira, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • Dra. Luisa Paré Ouellet, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Manuel Contijoch Escontria, consultor • Dr. Marcos von Sperling, 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 •

Artículos (originales)
Articles (original)
Artículos (traducción)
Articles (translation)

Capacidad de retención de hidrocarburos del endocarpio de coco en aguas aceitosas <i>Tomás Darío Marín-Velásquez</i> <i>Edwin Julio Córdor-Salvatierra</i>	<i>Hydrocarbon holding capacity of the coconut endocarp in oily water</i> Tomás Darío Marín-Velásquez Edwin Julio Córdor-Salvatierra	1
Índice de calidad de agua en la microcuenca altoandina del río Chumbao, Andahuaylas, Apurímac, Perú <i>David Choque-Quispe</i> <i>Carlos A. Ligarda-Samanez</i> <i>Aydeé M. Solano-Reynoso</i> <i>Betsy S. Ramos-Pacheco</i> <i>Yadyra Quispe-Quispe</i> <i>Yudith Choque-Quispe</i> <i>Aydeé Kari-Ferro</i>	<i>Water quality index in the high-Andean micro-basin of the Chumbao River, Andahuaylas, Apurímac, Peru</i> David Choque-Quispe Carlos A. Ligarda-Samanez Aydeé M. Solano-Reynoso Betsy S. Ramos-Pacheco Yadyra Quispe-Quispe Yudith Choque-Quispe Aydeé Kari-Ferro	37
Variabilidad espacial del rendimiento hídrico ante el cambio de uso del suelo y escenarios pluviales en la cuenca alta del río Sauce Chico, Argentina <i>Fernanda Julia Gaspari</i> <i>Andrea Romina Díaz-Góme</i> <i>Fabio Alejandro Montealegre-Medina</i>	<i>Spatial variability of water yield under land use and cover change and rainfall scenarios in the upper basin of the Sauce Chico River, Argentina</i> Fernanda Julia Gaspari Andrea Romina Díaz-Góme Fabio Alejandro Montealegre-Medina	74
La demanda química de oxígeno con el procedimiento APHA/AWWA/WEF 5220 D para rango alto adaptado a microescala <i>Julio César Morales-Mejía</i> <i>María Gabriela Vargas-Martínez</i> <i>Javier Medina Camps</i>	<i>Chemical oxygen demand with APHA/AWWA/WEF 5220 D procedure for high concentration adapted to micro-volume</i> Julio César Morales-Mejía María Gabriela Vargas-Martínez Javier Medina Camps	113
Origen histórico de la contaminación hídrica y análisis jurídico del río Atoyac <i>José Héctor Cortés-Hernández</i>	<i>Historical origin of water pollution and legal analysis of the Atoyac River</i> José Héctor Cortés-Hernández	133
Assessing resilience of cities to hydrometeorological hazards <i>Rabindranath Bahena-Ayala</i> <i>Felipe Ignacio Arreguín-Cortés</i> <i>Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes</i>	<i>Evaluación de la resiliencia en ciudades ante fenómenos hidrometeorológicos</i> Rabindranath Bahena-Ayala Felipe Ignacio Arreguín-Cortés Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes	192
Aplicación de bioensayos ecotoxicológicos para evaluar la calidad del agua del arroyo Cañuelas (Buenos Aires, Argentina) <i>Verónica Sykora</i> <i>Araceli Clavijo</i> <i>Daniel Calvo</i> <i>M. Florencia Kronberg</i> <i>Samuel Diaz</i> <i>Carlos Gómez</i> <i>Eliana Munariz</i> <i>Ariana Rossen</i>	<i>Application of ecotoxicological bioassays to assess the water quality in the Cañuelas stream (Buenos Aires, Argentina)</i> Verónica Sykora Araceli Clavijo Daniel Calvo M. Florencia Kronberg Samuel Diaz Carlos Gómez Eliana Munariz Ariana Rossen	261
Productividad industrial del agua en México: análisis de eficiencia para ocho sectores <i>Hilda R. Guerrero-García-Rojas</i> <i>Diego García-Vega</i> <i>Luis Seguí-Amórtegui</i>	<i>Industrial water productivity in Mexico: Efficiency analysis for eight sectors</i> Hilda R. Guerrero-García-Rojas Diego García-Vega Luis Seguí-Amórtegui	313
Comparación de los modelos WEAP y SWAT en una cuenca de Oaxaca <i>María Magdalena Nevárez-Favela</i> <i>Demetrio Salvador Fernández-Reynoso</i> <i>Ignacio Sánchez-Cohen</i> <i>Madaí Sánchez-Galindo</i> <i>Antonia Macedo-Cruz</i> <i>Carlos Palacios-Espinosa</i>	<i>Comparison between WEAP and SWAT models in a basin at Oaxaca, Mexico</i> María Magdalena Nevárez-Favela Demetrio Salvador Fernández-Reynoso Ignacio Sánchez-Cohen Madaí Sánchez-Galindo Antonia Macedo-Cruz Carlos Palacios-Espinosa	358

 **Contenido**

Notas (originales)
Notes (original)

Disposición a pagar para mejorar la calidad del
agua en Zapopan
Hugo Briseño
Edith Cecilia Macedo

 **Contents**

Notas (traducción)
Notes (translation)

*Willingness to pay to improve water quality in
Zapopan*
Hugo Briseño
Edith Cecilia Macedo

402

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-01-01

Artículos

Capacidad de retención de hidrocarburos del endocarpio de coco en aguas aceitosas

Hydrocarbon holding capacity of the coconut endocarp in oily water

Tomás Darío Marín-Velásquez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3334-5895>

Edwin Julio Cóndor-Salvatierra², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3244-7424>

¹Departamento de Investigación Científica, Innova Scientific SAC, Lima, Perú, tmarin@protonmail.com

²Docente investigador, Universidad Nacional de Barranca, Barranca, Perú, ecosalva@yahoo.es

Autor para correspondencia: Tomás Darío Marín-Velásquez,
tmarin@protonmail.com

Resumen

En la investigación en laboratorio se evaluó el uso de un material filtrante con base en endocarpio o cáscara de coco (*Cocos nucifera*) de forma granular para el tratamiento de aguas contaminadas con gasoil de petróleo. Se construyó un sistema de filtros con tubos PVC y se empacaron con el endocarpio, luego de que el mismo fuera triturado manualmente y tamizado a un diámetro de 2 mm. Se utilizaron cinco cantidades de material filtrante (75, 105, 135, 150 y 165 g) y tres concentraciones de gasoil en agua (5, 10 y 15 %). Las muestras de agua contaminada se dejaron fluir a través de los filtros de forma descendente por acción gravitacional y en cada filtrado se determinó la cantidad de aceites y grasas (AyG) a partir de normas internacionales. Los resultados se analizaron estadísticamente mediante *ANOVA factorial* y test de mínima diferencia significativa de Fisher. Los análisis estadísticos demostraron que existe influencia significativa de los dos factores (% gasoil y cantidad de material filtrante) sobre la variable respuesta en estudio (AyG) con un nivel de confianza de 95 %. Se demostró que el endocarpio de coco con el tamaño de granos utilizado es efectivo para la remoción de hidrocarburos en el agua, al lograrse porcentajes de remoción de 85.10, 84.23 y 82.10 %. Se obtuvo que a mayor cantidad del material filtrante, mayor es el grado de remoción con resultados estadísticamente significativos.

Palabras clave: agua contaminada, hidrocarburos, tratamiento, filtración, *Cocos nucifera*.

Abstract

In the research, the use of a granular filtering material, based on an endocarp or coconut shell (*Cocos nucifera*), was evaluated for the treatment of water contaminated with diesel at the laboratory level. A filtersystem with PVC tubes was built and packed with the endocarp after being crushed to a diameter of 2 mm. Five quantities of filter material (75, 105, 135, 150 and 165 g) and three concentrations of diesel oil in water (5, 10 and 15 %) were used. The samples of contaminated water were allowed to flow through the filters in a descending manner by gravitational action and each filtrate was determined the amount of oils and fats (AyG), by international standards. The results were analyzed statistically by factorial ANOVA and Fisher's minimal significant difference test. The statistical analyzes showed that there is a significant influence of the two factors (% diesel and amount of filtering material) on the response variable under study (AyG) with a confidence level of 95 %. It was demonstrated that the coconut endocarp with the grain size used, is effective for the removal of hydrocarbons in the water, achieving removal percentages of 85.10, 84.23 and 82.10 %. It was obtained that the greater the amount of filtering material, the greater the degree of removal with statistically significant results.

Keywords: contaminated water, hydrocarbons, treatment, filtration, *Cocos nucifera*.

Recibido: 09/04/2019

Aceptado: 18/04/2020

Introducción

Los productos derivados del petróleo se presentan como mezclas complejas de productos químicos, principalmente hidrocarburos. Los hidrocarburos son compuestos orgánicos compuestos de átomos de carbono e hidrógeno dispuestos en diferentes configuraciones estructurales (WHO, 2008). La industria del petróleo se considera en la actualidad como una de las más importantes debido a que produce la principal fuente de energía empleada para el transporte y la industria, sin embargo la misma ha causado daños ambientales de gran magnitud por el potencial contaminante de los hidrocarburos del petróleo, los cuales se consideran contaminantes persistentes por su resistencia a la

biodegradación, su acumulación en el ambiente y los efectos nocivos que producen en la salud (Kumar *et al.*, 2014). Dada su condición hidrofóbica, los hidrocarburos, al mezclarse con el agua, generan una serie de procesos que afectan la vida tanto animal como vegetal, e impactan de forma negativa en los ecosistemas.

La presencia de hidrocarburos en aguas residuales que son vertidas a cuerpos de agua o al suelo causa graves daños ambientales y problemas a la salud de los seres vivos, incluyendo a los humanos. Los derivados de hidrocarburos, como gasolina, kerosene, gasoil, aceites lubricantes y asfalto, entre otros, generan contaminación del agua al ser vertidos en ella (Ismail *et al.*, 2020). Dicha contaminación afecta las condiciones fisicoquímicas de agua al producir una disminución de oxígeno disuelto por reducción del intercambio de oxígeno entre la fase atmósfera-agua; asimismo, impide la entrada de luz al medio, lo que inhibe el crecimiento de ciertas especies y disminuye la fijación de nutrientes (Velásquez, 2017).

Para el tratamiento de aguas aceitosas se han utilizado tradicionalmente filtros granulares con materiales filtrantes provenientes de plantas por su capacidad para adsorber o retener los hidrocarburos. Los medios filtrantes más comunes empleados en la industria petrolera y en el tratamiento de aguas residuales aceitosas están elaborados con base en cáscara de nuez negra (*Juglans regia*); sin embargo, en los últimos años se han desarrollado investigaciones de nuevos materiales

filtrante para tratamiento de aguas contaminadas, como fibra de coco (Fernández & Sánchez, 2016); tusa o elote de maíz (Marín & Villarroel, 2016); cascarilla de arroz (Higuera, 2017); conchas marinas (Galindo, Toncel, & Rincón, 2017); cáscaras de semilla de *Ricinus communis* (Marín-Velásquez, Heredia-Jiménez, & Alcarraz-Curi, 2019), y cascarilla de arroz modificada (Madu, Adams, Agboola, Ikotun, & Joseph, 2020), entre otros.

La cáscara o endocarpio de coco es un material de biomasa lignocelulósica, que contiene sustancias biodegradables y no tóxicas, como glucano, xilano, klason-lignina y cenizas (Li *et al.*, 2017a) Además, la cáscara de coco es muy hidrófila, propiedad que le confiere su grupos funcionales o químicos, como el acetamida, amino, amida, sulfhidrilo, sulfato, carboxilo e hidroxilo (Sousa *et al.*, 2014). Según Pérez (2019), la producción de coco en el mundo en el año 2018 fue de 56 211 700 de toneladas, siendo los principales productores Indonesia, Filipinas e India; en América, el país con la mayor producción fue Brasil. Para ese mismo año, Bianchini (2019) menciona que la producción de nuez, con cuya cáscara se elaboran los filtros comerciales para tratamiento de aguas aceitosas, fue de 2 027 423 de toneladas. Lo anterior indica que en el orbe existe una mayor producción de coco, por lo que la materia prima para la producción de filtros con la cáscara del mismo es abundante y se convierte en una potencial alternativa para sustituir a la cáscara de nuez.

La parte más usada del fruto del coco es (además de sus elementos comestibles) la fibra o mesocarpio, lo que deja al endocarpio como

material de desecho que se aprovecha en menor escala para elaborar adornos y para la producción de carbón activado; así, su uso potencial como material filtrante en el tratamiento de aguas aceitosas representa una importante contribución como alternativa sustentable en los países donde se cultiva la palmera de coco. Convertirla en material utilizado para tratar aguas aceitosas no sólo podría reducir la presión sobre el medio ambiente, sino que también crearía una alternativa única para hacer frente al deterioro de la calidad del agua.

La presente investigación presenta los resultados de la evaluación de la capacidad de retención de la cáscara o endocarpio de coco (*Cocos nucifera*) como medio filtrante para el tratamiento de agua contaminada con gasoil. Se escogió este material por ser de desecho abundante, no es tóxico, es verde, es de bajo costo y renovable. De igual forma, este material, por ser hidrófilo, posee excelentes propiedades de absorción (Bhaskar & Singh, 2013).

Materiales y métodos

Caracterización del agua

La muestra de agua utilizada se obtuvo directamente del suministro de agua potable y se caracterizó para corroborar que cumpliera con las propiedades indicadas en el *Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano del Perú* (Ministerio de Salud del Perú, 2011) para asegurar que cualquier alteración posterior de las características de la misma fuera producto de la contaminación inducida. Las propiedades determinadas fueron el potencial de hidrógeno (pH), mediante el método potenciométrico (ASTM D1293, 2018); los sólidos suspendidos totales (SST), según la norma ASTM D5907 (2010); el contenido de aceites y grasas (AyG), por el procedimiento descrito en la norma EPA Method 1664 A (2000), y conductividad eléctrica por el método conductimétrico (ASTM D1125, 2014). Los límites de las propiedades para el agua potable se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros de calidad de agua estudiados.

Parámetro	Unidad	Límite máximo
pH	Valor de pH	6.5 a 8.5
Conductividad eléctrica	µmho/cm	1 500

Sólidos	mg/l	1 000
Aceites y grasas	mg/l	0.5

Fuente: elaboración propia a partir de datos obtenidos del Anexo II de la norma DS N° 031-2010-SA (Ministerio de Salud de Perú, 2011).

Contaminación del agua

El agua se contaminó con tres concentraciones de gasoil (5, 10 y 15 %) por mezclado con agitación mecánica, las cuales se fijaron de acuerdo con las concentraciones utilizadas por Marín y Villarroel (2016), y Marín-Velásquez *et al.* (2019); se dejaron en reposo y luego se separaron los hidrocarburos sobrenadantes utilizando embudos de separación. Las muestras de agua contaminadas se caracterizaron de nuevo para obtener los mismos parámetros que se determinaron para el agua sin contaminar, a fin de comparar los valores y establecer el efecto de los hidrocarburos sobre las propiedades del agua, así como la cantidad de éstos que se disuelven o dispersan en el vital líquido.

Preparación del material filtrante

Para la preparación del material filtrante se obtuvieron las cáscaras o endocarpios de coco, las cuales se procesaron para eliminar los restos de fibra (mesocarpio); luego se trituraron en molino de martillo, y se tamizaron con malla de 2 mm para asegurar un tamaño uniforme de granos. Se sometió el material filtrante a lavado con agua mediante el método de extracción sólido-líquido (Soxhlet) y se secaron por 24 horas en estufa a 105 °C. Luego de la preparación, el material filtrante se caracterizó para determinar las siguientes propiedades: densidad a través del método descrito en la norma ASTM D854 (2014); pH por el método establecido en la norma ASTM D4972 (2001), y adsorción de agua y porosidad por gravimetría (Bazán, 2017).

Construcción del filtro y desarrollo experimental

Se construyeron tres filtros con tubos de cloruro de polivinilo (PVC) de 5.1 cm de diámetro y 50 cm de longitud (Figura 1); en cada uno de ellos se colocaron tres etapas (o empaques) de medio filtrante con masas iguales retenidas por mallas metálicas y con un espaciado de cinco cm entre ellas; como cada filtro se elaboró con las mismas características, se obtuvieron tres réplicas del ensayo por cada cantidad de material filtrante (cada filtro representó una réplica).

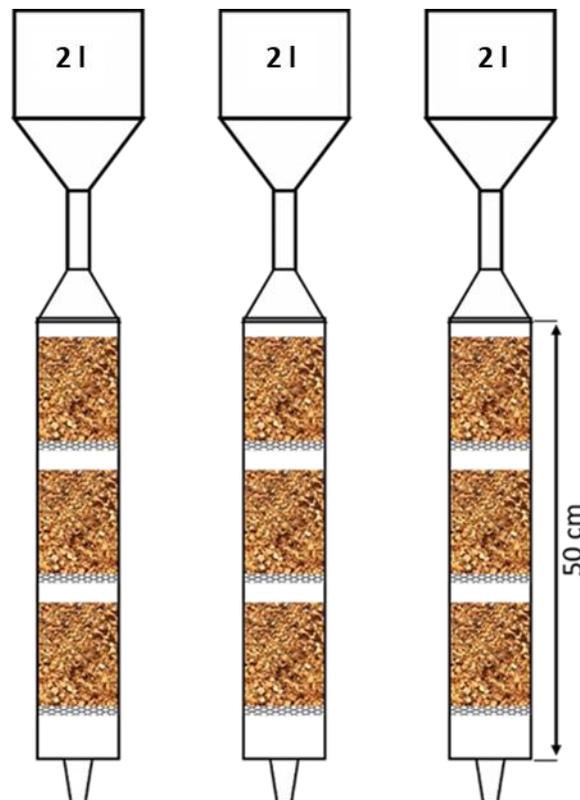


Figura 1. Representación de los filtros construidos. Fuente: elaboración propia.

Las cantidades de material filtrante utilizadas, definidas de acuerdo con el criterio de los investigadores y en función a la capacidad máxima de los filtros se muestran en la Tabla 2. El filtrado se realizó de manera descendente por efecto de la aceleración de gravedad y se usaron dos litros de agua en cada filtración.

Tabla 2. Cantidades de medio filtrante utilizadas.

Identificación	Cantidad de medio filtrante (g)
Filtro A	75
Filtro B	105
Filtro C	135
Filtro D	150
Filtro E	165

Fuente: elaboración propia.

Cada muestra de agua contaminada se filtró en cada filtro, lo que representó un diseño experimental factorial con tres muestras, cinco

tratamientos y tres réplicas (3 x 5 x 3). Por cada filtrado se determinó AyG, lo que representó un total de 90 ensayos realizados.

Para el cálculo de la eficiencia de remoción de aceites y grasas del medio filtrante se aplicó la Ecuación (1) (Marín-Velásquez *et al.*, 2019):

$$\% Ef = \frac{AyG_i - AyG_f}{AyG_i} \times 100 \quad (1)$$

Donde % *Ef* es el porcentaje de eficiencia de remoción de aceites y grasas; los subíndices *i* y *f* representan los valores inicial y final, respectivamente.

Tratamiento estadístico

Se realizó un análisis ANOVA factorial con test de diferencia mínima significativa de Fisher, para establecer si los factores porcentaje de gasoil y cantidad de material filtrante ejercen influencia estadísticamente significativa sobre la variable dependiente AyG. El nivel de confianza

utilizado fue de 95 % ($\alpha = 0.05$). Se empleó el *software* estadístico *InfoStat* versión 2018.

Resultados

En la Tabla 3 se muestran las propiedades determinadas a la muestra de agua sin contaminar y contaminada con gasoil luego de la aplicación de las pruebas normalizadas de laboratorio.

Tabla 3. Propiedades del agua antes y después de contaminada con gasoil.

Propiedades	Gasoil (%)	Valor	CV (%)
pH	0	7.00	2.13
	5	6.88	
	10	6.75	
	15	6.67	

	0	10.26	
	5	10.22	
Conductividad ($\mu\text{mho/cm}$)	10	10.20	0.28
	15	10.20	
	0	78	
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	5	95	15.36
	10	100	
	15	114	
	0	0	
Aceites y grasas (mg/l)	5	255	66.72
	10	260	
	15	268	

Fuente: elaboración propia.

Se observa que las propiedades pH y conductividad no sufrieron cambios importantes con base en el coeficiente de variación (CV), el cual fue para estas dos propiedades menor a 5 %, sin embargo los SST y AyG aumentaron al contaminar el agua con gasoil, y el CV para ese aumento fue significativo, ya que su CV fue mayor de 5 %. Aun cuando no se le adicionaron sólidos al agua, la presencia de pequeñas gotas de hidrocarburos dispersos en ella, al ser contaminada, son contabilizados

por el método de prueba como SST, por lo que se observa aumento en esta propiedad, pero que está influenciada por los AyG, que son función de la cantidad de gasoil mezclado con el agua. El pH disminuye, aunque la variación fue baja ($CV = 2.13 \%$), con valores que se mantuvieron relativamente estables dentro del rango neutro, por lo que se puede decir que la presencia de gasoil no afectó esta propiedad. El gasoil, como todo hidrocarburo, es poco conductivo, por lo que se observa una disminución en la conductividad medida, aun cuando no fue una disminución considerable ($CV = 0.28 \%$), por lo que se puede decir que la presencia del gasoil no influye en esta propiedad del agua.

En la Tabla 4 se muestran las propiedades del medio filtrante elaborado con endocarpio de coco (*Cocos nucifera*), luego de aplicar los procedimientos de las normas mencionadas en la metodología.

Tabla 4. Propiedades del medio filtrante.

Propiedades	Valor
Densidad (g/ml)	0.51
pH	5.13
Adsorción de agua (%)	35.80
Porosidad (%)	55.02

Fuente: elaboración propia.

Se observa que el medio filtrante tiene una densidad menor a la unidad, por lo que se puede considerar baja. El pH se ubica dentro del rango entre fuerte y mediano (5.0 y 5.5) de acuerdo con la escala mostrada por Bazán (2017). La adsorción de agua indica que puede retener el 35.80 % de agua dentro de su estructura, lo que es acorde con su porosidad, que se puede considerar como un medio con porosidad alta.

En la Tabla 5 se muestran los resultados promedios obtenidos luego de filtrar las muestras de agua contaminadas a través de las diferentes cantidades de medio filtrante.

Tabla 5. Resultados del filtrado de las aguas contaminadas con gasoil.

Identificación	Cáscara (g)	% gasoil	AyG (mg/l)	% Ef
Filtro A	75	5	76	70.20
		10	80	69.23
		15	84	68.66
Filtro B	105	5	62	75.69
		10	66	74.62
		15	71	73.51

		5	51	80.00
Filtro C	135	10	54	79.23
		15	57	78.73
		5	44	82.75
Filtro D	150	10	48	81.54
		15	51	80.97
		5	38	85.10
Filtro E	165	10	41	84.23
		15	44	83.58

Fuente: elaboración propia.

Se observa que los valores de AyG disminuyen al aumentar la cantidad de medio filtrante, obteniéndose resultados menores a los determinados en las muestras de agua contaminadas (Tabla 3), indicativo de que el medio filtrante está reteniendo los aceites y grasas contenidos en el agua. Los resultados se muestran de manera gráfica en la Figura 2, donde se observa que independientemente del porcentaje de gasoil en el agua contaminada, la tendencia es lineal, siendo el coeficiente de correlación promedio de Pearson de -0.98, lo que representa una correlación muy fuerte entre las variables cantidad de material filtrante y AyG, con un p -valor = 0.001; ello demuestra que la relación lineal es

estadísticamente significativa. La eficiencia de remoción calculada para cada uno de los filtros indica que la misma aumenta con la cantidad de medio filtrante y disminuye con la cantidad de gasoil utilizado para contaminar el agua, alcanzando un máximo de eficiencia en el Filtro E (165 g) con 85.10 % en la muestra contaminada con 5 % de gasoil.

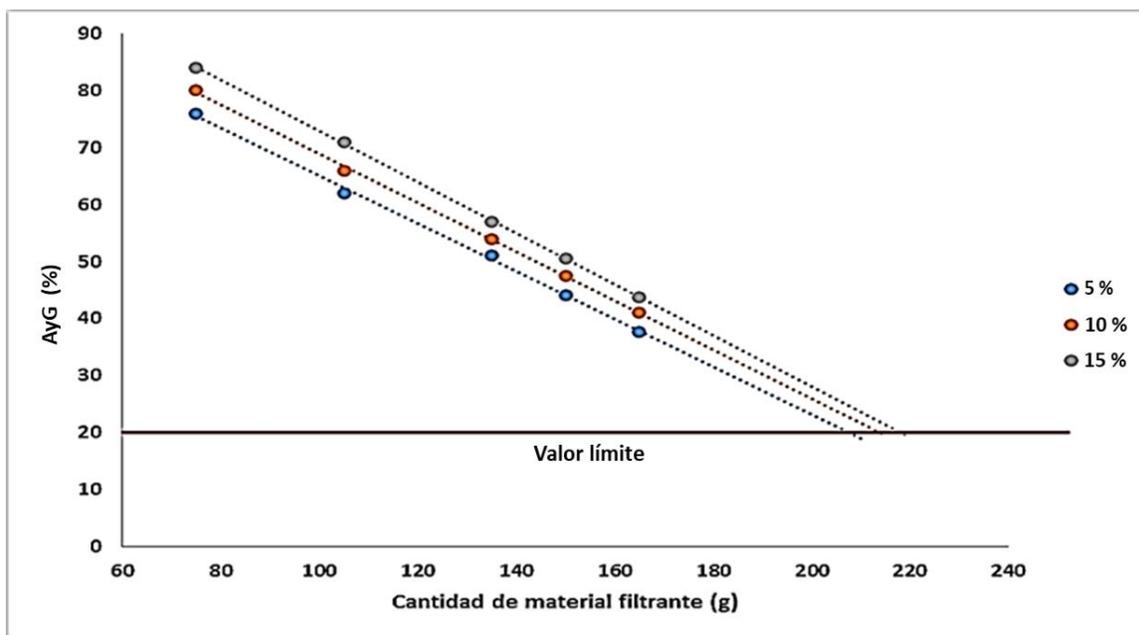


Figura 2. Representación gráfica de la tendencia de los valores de AyG en función de la cantidad de material filtrante. Fuente: elaboración propia.

Se observa que la cantidad de material filtrante requerido para lograr que el agua filtrada alcance el valor límite establecido en la norma DS N° 031-2010-SA para aguas contaminadas tratadas para ser vertidas en cuerpos de agua (20 mg/l) es de unos 220 g.

El análisis ANOVA multifactorial para las variables dependientes pH y AyG y factores cantidad de medio filtrante y % gasoil se observa en la Tabla 6.

Tabla 6. Resultados del ANOVA multifactorial.

Variable	F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
AyG	Cantidad de medio filtrante	2 895.07	4	723.77	1 550.93	< 0.0001
	% gasoil	129.60	2	64.80	138.86	< 0.0001
	Error	3.73	8	0.47		
	Total	3028.40	14			

Fuente: elaboración propia a partir de resultados obtenidos del software *InfoStat*.

Se observa que los dos factores tienen influencia estadísticamente significativa sobre la variable dependiente, con un nivel de confianza de 95 % (p -valor < 0.05). Se corrobora que los contenidos de AyG en el

agua luego del proceso de filtrado están influenciados por la cantidad de hidrocarburos presentes en el agua contaminada antes del proceso y de la cantidad utilizada de endocarpio de *Cocos nucifera*.

En la Figura 3 se muestra una representación de los resultados del análisis de diferencia mínima significativa de Fisher para la variable AyG respecto a los factores estudiados.

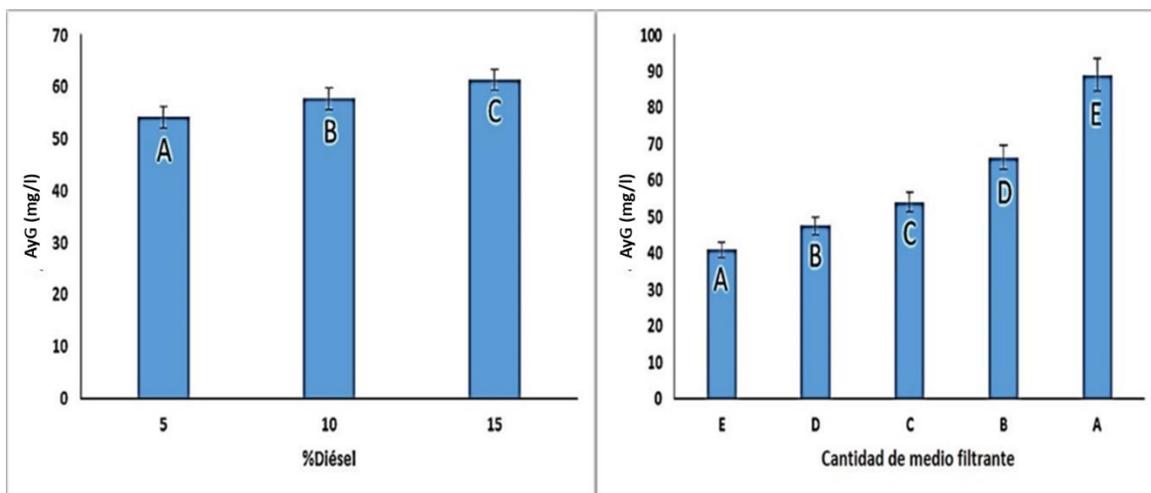


Figura 3. Representación gráfica del análisis de diferencia mínima significativa de Fisher para la variable AyG (mg/l). Fuente: Elaboración propia a partir de resultados obtenidos del software *InfoStat*.

En la Figura 3 se observa que para ambos factores existen diferencias estadísticamente significativas en los resultados de la variable

AyG, las más evidentes son las diferencias respecto al factor cantidad de medio filtrante en comparación con el factor % gasoil.

Discusión

El agua utilizada en la investigación cumple con las propiedades para clasificarse como agua potable (Tabla 3), según los límites establecidos en la norma peruana DS N° 031-2010-SA (Ministerio de Salud, 2011). Como lo indica la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006) en su *Guía para la calidad del agua potable de 2006*, el agua potable es esencial para la vida y es adecuada para todos los usos domésticos, donde se incluye la higiene personal, por lo que se puede decir que la muestra de agua original tiene las características adecuadas para su consumo. Al ser contaminada con gasoil, los valores de pH, conductividad y SST se mantienen entre los rangos establecidos por la norma (Tabla 1); sólo los valores de AyG excedieron los rangos establecidos para el agua potable. Los valores también se compararon con los reportados en la norma peruana para el vertido de aguas residuales Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM (2010), donde se observa que incluso contaminada, el pH

(6.5-8.5) y los SST (150 mg/l) del agua se mantiene dentro de los límites para ser vertida a cuerpos de agua superficiales, siendo AyG los únicos superiores al límite máximo de 20 mg/l, lo que confirma la necesidad de tratamiento para disminuir la cantidad de este parámetro y así el agua pueda quedar en condiciones de ser vertida o dispuesta.

En cuanto a las propiedades del material filtrante (Tabla 4), al compararlas con otros materiales, como el carbón activado, cuya densidad se encuentra entre 1.18 y 1.35 g/ml (Navarro & Vargas, 2010), se observó que es menos denso y, por lo tanto, tiende a flotar en el agua o formar una suspensión si se utiliza un tamaño de partículas muy pequeño. Por lo anterior, se decidió utilizar un diámetro homogéneo de partículas de 2 mm para evitar la formación de suspensiones que pudieran influir de manera negativa en los resultados. Otro material filtrante muy usado en el tratamiento de agua aceitosas es la cáscara de nuez negra, la cual tiene una densidad entre 0.3 y 0.5 g/ml (Anaproc, 2015); se obtuvo que el valor coincide con este rango de densidad, por lo que podría sustituir a la cáscara de nuez en filtros industriales sin crear exceso de peso. Otro medio filtrante usado con base en material vegetal es la cáscara de arroz, la cual reportó un valor de densidad de 0.14 g/ml (Pozzolo *et al.*, 2014), el cual es menor al obtenido. La densidad del endocarpio de coco registrada fue menor a la reportada por Bello, Agunsoye, Adebisi, Kolawole y Hassan (2016) de 0.61 g/ml; sin embargo, los autores citados concluyen que dependiendo del tamaño de partícula, la densidad varió entre 0.34 y 0.65 g/ml, por lo que el valor obtenido se

encuentra dentro del rango. Este parámetro también fue mayor a los conseguidos para la cascarilla de *Ricinus communis* (0.16 g/ml) y el carbón vegetal (0.35 g/ml), que fueron usados como medios filtrantes para aguas aceitosas por Marín-Velásquez *et al.* (2019).

En relación con las propiedades de adsorción de agua y porosidad, los valores obtenidos fueron mayores a los de otro material filtrante granular, la zeolita, cuya retención de agua es de 31.4 % y porosidad de 35 % (Carbotecnia, 2018). De igual forma, la absorción de agua fue mayor a la reportada por Gunasekaran, Kumar y Lakshmipathy (2011) para el endocarpio de coco, cuyo resultado fue de 24 %. Otro trabajo investigado reportó adsorción de agua por endocarpio de coco de 35 % (Bhaskar & Singh, 2013), que coincide con el obtenido en la presente investigación. Lo anterior demuestra que se trabajó con material filtrante con adsorción de agua mayor a las reportadas por otras investigaciones, lo cual es indicativo de su capacidad de retención de partículas suspendidas en el agua. La porosidad obtenida puede clasificarse como alta, pues se considera que la máxima porosidad en granos esféricos con arreglo cúbico es de 47.6 % (Amyx, Bass, & Whiting, 1960; Dugan, 2015).

Los valores de AyG disminuyen respecto a la cantidad de material filtrante utilizado, mostrando una tendencia significativa (p -valor < 0.05) y lineal inversa con R de Pearson de -0.98 (Figura 2). De acuerdo con lo anterior, aunque con la cantidad máxima de material filtrante utilizada (165 g) no se logró llevar los valores de AyG al límite establecido en la

norma para el vertido de agua tratada a cuerpos de agua de 20 mg/l según el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM (2010), las tendencias observadas indican que con una cantidad de 220 g se puede alcanzar ese valor para las tres concentraciones de gasoil utilizadas en contaminar el agua. Una investigación anterior concluyó que el endocarpio o cáscara de coco no fue eficiente para filtrar agua contaminada con hidrocarburos (Ogbonna, 2016); sin embargo, existe una diferencia sustancial entre las dos investigaciones, que es el tamaño de las partículas de material filtrante. En la presente investigación se utilizó un diámetro menor, por lo que se tuvo mayor área de contacto y, por ende, mayor eficiencia de adsorción. Otra diferencia fundamental que favorece al resultado obtenido es que en la investigación citada se filtró en una sola etapa y no en tres, como se realizó en la presente investigación.

Otros medios filtrantes han sido utilizados para remoción de aceites y grasas de aguas contaminadas, como el caso de la tusa de maíz (Marín & Villarroel, 2016), que alcanza eficiencias de remoción mayores a 99 %, lo que supera al valor máximo obtenido de 85.10 %; sin embargo, en la investigación citada se menciona como limitante en el uso del medio filtrante de tusa de maíz, que no es reutilizable por su característica de harina, limitante que no se observa con el endocarpio de *Cocos nucifera*, pues se puede regenerar y reutilizar por sus características de dureza (Gunasekaran *et al.*, 2011). Salazar (2012) determinó la capacidad de plumas de pollo para adsorber gasolina contenida en agua, alcanzando un máximo de 45 % de eficiencia; esto indica que el medio filtrante

propuesto es más eficiente que el utilizado por el autor citado. La arcilla de caolín como medio filtrante para remoción de hidrocarburos en agua fue estudiada por Antwi-Akomeah, Fei-Baffoe, Belford y Borigu (2018), alcanzando una eficiencia de 90.72 %, valor que aunque fue mayor, no se encuentra tan distante del obtenido. Por otro lado, la eficiencia máxima lograda fue menor a la calculada por Marín *et al.* (2019) con una combinación de cascarilla de *Ricinus communis* y carbón vegetal con un máximo de 88.2 %. En comparación con la eficiencia de la cáscara de nuez negra, se observó que la eficiencia obtenida fue mayor a la reportada por Srinivasan y Viraraghavan (2008), que fue de 64 % al tratar agua contaminada con gasoil. Por otro lado, Li *et al.* (2017b) obtuvieron un porcentaje máximo de remoción de aceite en aguas filtradas con cáscara de nuez de 92 %, que aunque es mayor a la eficiencia máxima obtenida, los autores citados utilizaron un material filtrante comercial procesado y aceite diferente al de la presente investigación. En relación con el carbón activado, Waisi, Arena, Benes, Nijmeijer y McCutcheon (2019) reportaron una eficiencia máxima de 95 % de remoción de petróleo en agua, por lo que este material filtrante también muestra mayor eficiencia que la cáscara de coco, sin embargo se debe tomar en cuenta que se trata de un producto comercial procesado, al igual que la cáscara de nuez, y el material utilizado en la presente investigación fue más natural. Lo anterior demuestra que el medio filtrante propuesto puede sustituir a medios filtrantes comerciales.

El análisis estadístico demostró que los factores estudiados (% gasoil y cantidad de medio filtrante) influyeron de forma estadísticamente significativa respecto a los valores de AyG obtenidos. Se observaron diferencias significativas para todos los valores de % gasoil y todas cantidades de medio filtrante (Figura 3). Lo anterior demuestra la aplicabilidad del endocarpio o cáscara de coco como material filtrante para el tratamiento de agua contaminada con hidrocarburos y puede ser un potencial sustituto de otros materiales usados comúnmente a nivel industrial, como el caso de la cascarilla de nuez o el carbón activado. Los medios filtrantes vegetales son utilizados para el tratamiento de aguas de producción petrolera, sobre todo los de cáscaras de nuez negra, por lo que la investigación realizada puede tomarse como referencia para estudiar a más profundidad el uso del material propuesto.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en la investigación demuestran la aplicabilidad del endocarpio o cáscara de coco (*Cocos nucifera*) como medio filtrante granular para la remoción de aceites y grasas presentes en aguas

contaminadas con hidrocarburos; bajo las condiciones de la investigación se alcanzó una eficiencia de remoción superior a las de otros medios filtrantes que han sido estudiados con el mismo fin.

Aunque no se logró el valor límite establecido en la norma DS N° 031-2010-SA, para considerar al agua apta para ser vertida en cuerpos de agua, la tendencia lineal inversa mostrada al correlacionar las variables ($R = -0.98$; $p = 0.001$) permite concluir que se puede llegar a tener el agua filtrada dentro del límite permitido si se aumenta la cantidad de medio filtrante.

Los análisis estadísticos ANOVA factorial y mínima diferencia significativa de Fisher demostraron que existe relación significativa entre los valores obtenidos para el contenido de AyG y los factores estudiados porcentaje de gasoil en el agua y cantidad de material filtrante, al utilizar una significancia con $\alpha = 0.05$, lo que representa un 95 % de confianza. Lo anterior indica que la eficiencia de remoción de la cáscara de coco varía respecto a la masa que se utilice de la misma y de la cantidad de aceite que se encuentre en el agua. A mayor cantidad de medio filtrante y menor cantidad de aceite contaminando el agua, mayor será la eficiencia.

Aun cuando las condiciones de experimentación no son las mismas, el medio filtrante propuesto mostró similar o mejor desempeño que otros materiales vegetales utilizados en investigaciones previas en cuanto a la eficiencia de remoción, sobre todo cuando se le comparó con medios filtrantes comerciales, como la cáscara de nuez y el carbón activado; esto

lo coloca como posible sustituto de materiales usados en la industria para la remoción de hidrocarburos en el agua.

Referencias

- Amyx, J. W., Bass, J. D. M., & Whiting, R. L. (1960). *Petroleum reservoir engineering*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Anaproc. (2015). *Ficha técnica. Harina de cáscara de nuez*. Recuperado de <http://www.anaproc.cl/>
- Antwi-Akomeah, S., Fei-Baffoe, B., Belford, E. J. D., & Borigu, M. (2018). Hydrocarbon contaminated water remediation using a locally constructed multi-stage bioreactor incorporated with media filtration. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 4(4), 413-426. DOI: <http://doi.org/10.22034/gjesm.2018.04.003>
- ASTM D854. (2014). *Standard test methods for specific gravity of soil solids by water pycnometer*. West Conshohocken, USA: ASTM International. DOI: <https://doi.org/10.1520/d0854>
- ASTM D1125. (2014). *Standard test methods for electrical conductivity and resistivity of water*. West Conshohocken, USA: ASTM International. DOI: <https://doi.org/10.1520/d1125>

- ASTM D1293. (2018). *Standard test methods for pH of water*. West Conshohocken, USA: ASTM International. DOI: <https://doi.org/10.1520/d1293-18>
- ASTM D4972. (2001). *Standard test method for pH of soils*. West Conshohocken, USA: ASTM International. DOI: <https://doi.org/10.1520/d4972-01>
- ASTM D5907. (2010). *Standard test methods for filterable matter (total dissolved solids) and non-filterable matter (total suspended solids) in water*. West Conshohocken, USA: ASTM International. DOI: <https://doi.org/10.1520/d5907-10>
- Bazán, B. (2017). *Manual de procedimientos de los análisis de suelos y agua con fines de riego*. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura y Riego.
- Bello, S. A., Agunsoye, J. O., Adebisi, J. A., Kolawole, F. O., & Hassan, S. B. (2016). Physical properties of coconut shell nanoparticles. *Kathmandu University Journal of Science, Engineering and Technology*, 12(1), 63-79. DOI: <https://doi.org/10.3126/kuset.v12i1.21566>
- Bhaskar, J., & Singh, V. K. (2013). Water absorption and compressive properties of coconut shell particle reinforced-epoxy composite. *Journal of Materials and Environmental Science*, 4(1), 113-118.

Bianchini, R. (2019). *Oferta y demanda de nueces en el mundo ¿Camino a una sobreproducción?* Recuperado de http://chilenut.cl/clausura2019/assets/rafael_bianchini_congreso2019pdf

Carbotecnia. (2018). Zeolita natural. En: *Medios Granulares*. Recuperado de <https://www.carbotecnia.info/PDF/medfiltrantes/Zeolita.pdf>

Decreto Supremo Nº 003-2010-MINAM. (2010). *Límites máximos permisibles para los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales*. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente.

Dugan, B. (2015). Data report: Porosity and pore size characteristics of sediments from Site C0002 of the Nankai trough determined by mercury injection. In: Strasser, M., Dugan, B., Kanagawa, K., Moore, G. F., Toczko, S., Maeda, L., & the Expedition 338 Scientists (eds.). *Proceedings of the Integrated Ocean Drilling Program* (vol. 338). Houston, USA: Yokohama. Integrated Ocean Drilling Program. DOI: <https://10.2204/iodp.proc.338.202.2015>

EPA Method 1664 A. (2000). *N-hexane extractable material (HEM; oil and grease) and silica gel treated n-hexane extractable material (SGT-HEM; non-polar material) by extraction and gravimetry, analytical method guidance for EPA Method 1664A Implementation and Use (40 CFR part 136)*. Washington, DC, USA: United States Environmental Protection Agency.

- Fernández, E. J., & Sánchez, K. L. (2016). *Evaluación de un lecho filtrante, utilizando mesocarpo de coco (Cocos nucifera), para el tratamiento de aguas residuales de la empacadora de banano algarrobo 1, Sullana 2015* (tesis de pregrado). Universidad Señor de Sipán, Pimentel, Perú.
- Galindo, A., Toncel, E., & Rincón, N. (2017). Evaluación de un filtro biológico como unidad de post-tratamiento de aguas residuales utilizando conchas marinas como material de soporte. *Revista Ion, Investigación, Optimización y Nuevos procesos en Ingeniería*, 29(2), 37-48. DOI: <https://doi.org/10.18273/revion.v29n2-2016003>
- Gunasekaran, K., Kumar, P. S., & Lakshmiathy, M. (2011). Mechanical and bond properties of coconut shell concrete. *Construction and Building Materials*, 25(1), 92-98. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2010.06.053>
- Higuera, S.K. (2017). Biofiltro con cascarilla de arroz y pasto vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) para el tratamiento del efluente de la PTAR del INPEC-Yopal, Casanare, Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 107-118. DOI: <https://doi.org/10.22490/21456453.1842>
- Ismail, N. H., Salleh, W. N. W., Ismail, A. F., Hasbullah, H., Yusof, N., Aziz, F., & Jaafar, J. (2020). Hydrophilic polymer-based membrane for oily wastewater treatment: A review. *Separation and Purification*

Technology, 233, 116007-116025. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116007>

Kumar, A. G., Vijayakumar, L., Joshi, G., Peter, D. M., Dharani, G., & Kirubakaran, R. (2014). Biodegradation of complex hydrocarbons in spent engine oil by novel bacterial consortium isolated from deep sea sediment. *Bioresource Technology*, 170, 556-564. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.008>

Li, J., Xu, C., Zhang, Y., Tang, X., Qi, W., & Wang, Q. (2017a). Gravity-directed separation of both immiscible and emulsified oil/water mixtures utilizing coconut shell layer. *Journal of Colloid and Interface Science*, 511, 233-242. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2017.09.111>

Li, J., Zhao, Z., Li, D., Tang, X., Feng, H., Qi, W., & Wang, Q. (2017b). Multifunctional walnut shell layer used for oil/water mixtures separation and dyes adsorption. *Applied Surface Science*, 419, 869-874. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2017.05.114>

Madu, J. O., Adams, F. V., Agboola, B. O., Ikotun, B. D., & Joseph, I. V. (2020). *Purifications of petroleum products contaminated water using modified rice husk ash filters*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.03.466>

Marín, T., & Villarroel, W. (2016). Evaluación de un filtro a base de harina de tusa de maíz (*Zea mays*) y carbón vegetal para el tratamiento

de agua contaminada con petróleo. *Revista Geominas*, 44(70), 91-96.

Marín-Velásquez, T. D., Heredia-Jiménez, V. I., & Alcarraz-Curi, M. (2019). Filtro de cascarilla de *Ricinus communis* y carbón vegetal para tratamiento de agua contaminada con hidrocarburos: diseño de un sistema en serie por etapas. *Ingeniería del Agua*, 23(3), 187-198. DOI: <https://doi.org/10.4995/Ia.2019.11426>

Ministerio de Salud de Perú (2011). *Reglamento de la calidad del agua para consumo humano. DS N° 031-2010-SA*. Recuperado de: http://www.digesa.minsa.gob.pe/publicaciones/descargas/reglamento_calidad_agua.pdf

Navarro, P., & Vargas, C. (2010). Efecto de las propiedades físicas del carbón activado en la adsorción de oro desde medio cianuro. *Revista de Metalurgia*, 46(3), 227-239. DOI: <https://doi.org/10.3989/revmetalm.0929>

Ogbonna, O. C. (2016). Treatment of hydrocarbon contaminated drinking water in Niger Delta, Nigeria, using low-cost adsorbents (coconut shell). *Civil and Environmental Research*, 8(3), 129-146.

OMS, Organización Mundial de la Salud. (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/

- Pérez, A. (2019). *Ranking de los principales países productores de coco a nivel mundial en 2018*. Recuperado de <https://es.statista.com/estadisticas/613440/principales-paises-productores-de-coco-en-el-mundo/>
- Pozzolo, O., Hidalgo, R., Meichtry, M., Domínguez, F., Gromenida, N., & Gallo, I. (2014). Estudio de la relación cáscara-grano en el cultivo de arroz en implicancias con el silo bolsa. *1er Congreso Internacional de Almacenamiento de Granos en Silo Bolsa '14*. Recuperado de https://inta.gov.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-estudio_de_la_relacin_cscara_grano_en_el_cultivo.pdf
- Salazar, I. A. E. (2012). *Remoción de hidrocarburos mediante biopolímeros naturales: efecto del tamaño de partícula* (tesis de maestría). Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
- Sousa, V. O., Quadros, D., Cardoso, T., Nonato, R., Teixeira, P., Araújo, M. A., & Ferreira, R. (2014). Evaluation of new chemically modified coconut shell adsorbents with tannic acid for Cu (II) removal from wastewater. *Journal of Applied Polymer Science*, 131(18), 1-11. DOI: <https://doi.org/10.1002/app.40744>
- Srinivasan, A., & Viraraghavan, T. (2008). Removal of oil by walnut shell media. *Bioresource Technology*, 99, 8217-8220. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.03.072>
- Velásquez, J. A. (2017). Contaminación de suelos y aguas por hidrocarburos en Colombia. Análisis de la fitorremediación como

estrategia biotecnológica de recuperación. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 151-167. DOI: <https://doi.org/10.22490/21456453.1846>

Waisi, B. I., Arena, J. T., Benes, N. E., Nijmeijer, A., & McCutcheon, J. R. (2019). Activated carbon nanofiber nonwoven for removal of emulsified oil from water. *Microporous and Mesoporous Materials*, 296, 109966-110004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2019.109966>

WHO, World Health Organization. (2008). *Petroleum products in drinking-water who guidelines for drinking-water quality*. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/petroleumproducts_1add_june2008.pdf

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-01-02

Artículos

Índice de calidad de agua en la microcuenca altoandina del río Chumbao, Andahuaylas, Apurímac, Perú

Water quality index in the high-Andean micro-basin of the Chumbao River, Andahuaylas, Apurímac, Peru

David Choque-Quispe¹, ORCID: 0003-4002-7526

Carlos A. Ligarda-Samanez², ORCID: 0000-0001-7519-8355

Aydeé M. Solano-Reynoso³, ORCID: 0000-0002-1835-2210

Betsy S. Ramos-Pacheco⁴, ORCID: 0000-0002-0286-0632

Yadyra Quispe-Quispe⁵, ORCID: 0000-0002-5232-693X

Yudith Choque-Quispe⁶, ORCID: 0000-0002-3690-7267

Aydeé Kari-Ferro⁷

¹Escuela de Ingeniería Agroindustrial, Universidad Nacional José María Arguedas, Andahuaylas, Perú, davidchoqueq@gmail.com

²Escuela de Ingeniería Agroindustrial, Universidad Nacional José María Arguedas, Andahuaylas, Perú, carligarda@hotmail.com

³Escuela de Ingeniería Ambiental, Universidad Tecnológica de los Andes, Andahuaylas, Perú, ayma_21@hotmail.com

⁴Escuela de Ingeniería Agroindustrial, Universidad Nacional José María Arguedas, Andahuaylas, Perú, bsramosp2@gmail.com

⁵Escuela de Ingeniería Ambiental, Universidad Alas Peruanas, Cusco, Perú, yandhy95@gmail.com

⁶Escuela de Ingeniería Ambiental, Universidad Tecnológica de los Andes, Cusco, Perú, yuditchoque@gmail.com

⁷Escuela de Ingeniería Agroecológica, Universidad Micaela Bastidas, Abancay, Perú, akariq14@hotmail.com

Autor para correspondencia: David Choque-Quispe, davidchoqueq@gmail.com

Resumen

El índice de calidad del agua (ICA) de un cuerpo hídrico indica el grado de contaminación para un determinado uso y está relacionado con las actividades antrópicas que suscitan alrededor. El objetivo fue determinar el ICA en la microcuenca altoandina del río Chumbao, Andahuaylas, Perú. El tramo de estudio estuvo comprendido entre la cabecera de cuenca (13° 46' 42.5" S, 73° 13' 50.0" O y 4 295 m de altitud), y el último punto de muestreo (13° 35' 26.4" S, 73°27'0.8" O y 2 529 m de altitud), con

pendiente media de 4 %. El ICA Dinius se evaluó considerando parámetros como nivel de oxígeno (OD y DBO₅); nivel de eutrofización (NO₃⁻ y PO₄³⁻); características físicas (temperatura, turbidez, color y STD); sustancias disueltas (alcalinidad, dureza, pH, conductividad y cloruros), y parámetros microbiológicos (*E. coli* y coliformes totales); se muestreó en temporada de avenidas (02 puntos lénticos y 08 lóuticos). Los datos se recolectaron por triplicado y se analizaron a través de un ANOVA, test Tukey y correlación de Pearson al 5 % de significancia. Se encontró que el uso predominante del agua del río es para agricultura, pastura y urbanización; el ICA está distribuido en tres categorías: Excelente (M1, M2, M3, M4 y M5), cercanos a la cabecera de la microcuenca y los puntos lénticos (lagunas de Pampahuasi y Paccoccocha); Aceptable (M6); y Excesivamente contaminado; los puntos M7 y M8 fuera de la zona urbana aguas abajo (*p-value* < 0.05) presentan buena correlación negativa con los parámetros de estudio. En conclusión, el agua en zonas de baja densidad poblacional es buena.

Palabras clave: altoandina, Dinius, ICA, microcuenca, río Chumbao.

Abstract

The water quality index (WQI) of a water body, indicates the degree of contamination for a given use, and it is related to the anthropic activities that they provoke around. The objective was to determine the WQI, in the high-Andean micro-basin of the Chumbao River, Andahuaylas, Peru.

The section of study was included between the head of the basin (13° 46' 42.5" S, 73° 13' 50.0" W and 4 295 m of altitude), and last sampling point (13° 35' 26.4" S, 73° 27' 0.8" W and 2 529 m of altitude), with an average slope of 4%. The ICA Dinius was evaluated considering parameters such as oxygen level (DO and BOD₅), eutrophication level (NO₃⁻ and PO₄³⁻), physical characteristics (temperature, turbidity, color and TDS), dissolved substances (alkalinity, hardness, pH, conductivity and chlorides), and microbiological parameters (*E. coli* and total coliforms); it was sampled during the avenues season (02 lentic points and 08 lotics). The data were collected in triplicate, and analyzed through an ANOVA, Tukey test and Pearson's correlation at 5 % significance. It was found that the predominant use of river water is for agriculture, pasture and urbanization; the WQI is divided into three categories Excellent (M1, M2, M3, M4 and M5) close to the head of the micro-basin and the lentic points (Pampahuasi and Paccoccocha lagoons); Acceptable (M6), and excessively contaminated; points M7 and M8 outside the urban area downstream (p -value < 0.05) present a good negative correlation with the study parameters. In conclusion, the water in areas of low population density is good.

Keywords: High-Andean, Dinius, ICA, micro-basin, Chumbao River.

Recibido: 19/02/2019

Aceptado: 18/04/2020

Introducción

Los ríos pueden contaminarse en su trayecto desde el nacimiento hasta su desembocadura, sobre todo aquellos que trascurren por zonas urbanizadas y transportan niveles excesivos de nitrógeno, fósforo y materia orgánica, que se dispersan a través de las aguas de escorrentía pluvial (Bhatti & Latif, 2011); por otra parte, la mayoría de los ríos se ven afectados por descargas de aguas usadas sin tratar, provenientes de vertederos clandestinos, rellenos sanitarios, y desechos industriales líquidos y sólidos (Mophin-Kani & Murugesan, 2011), lo que genera problemas ambientales y en la calidad de los cuerpos de agua (Blume *et al.*, 2010; Benvenuti, Kieling-Rubio, Klauck, & Rodrigues, 2015); el río Chumbao no es ajeno a esta realidad.

Asimismo, las actividades antrópicas circundantes a la cuenca de un río, como ganadería, agricultura y extracción minera, generan impactos negativos sobre la calidad del agua en un río, sobre todo si la capacidad de autodepuración de cuerpo de agua es baja, o si los componentes

contaminantes no son biodegradables, o presentan trazas de metales disueltos y material inorgánico.

La calidad del agua se evalúa a través de parámetros fisicoquímicos, como pH, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno y otros; además, con indicadores microbiológicos como el *E. coli*, que muestran la actividad antrópica de una región (Froehner, Machado, Botelho, & Cordova-Da-Rosa, 2010; Dhawde *et al.*, 2018; Abbas & Hassan, 2018).

Horton (1965) propuso una forma de cualificar el estado de un cuerpo hídrico a través del índice de calidad de agua (ICA); fue pionero en desarrollar una metodología unificada para su cálculo; sin embargo, el desarrollo e implementación de un ICA de manera formal y demostrada lo realizaron Brown, Macclelland, Deininger y Tozer (1970), con el apoyo de la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF), denominado índice NSF y Dinius (Dinus, 1987), basados en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos; consideraron la estructura del índice de Horton y el método Delphi para definir parámetros, pesos ponderados, subíndices y clasificación a ser empleados en el cálculo (Prakirake, Chaiprasert, & Tripetchkul, 2009; Bharti & Katyal, 2011).

La ciudad de Andahuaylas en el Perú y el río Chumbao comparten el mismo espacio en la microcuenca, sin embargo, la ciudad no ha sido capaz de establecer una dinámica positiva de coexistencia con el río: ha cortado sus flujos naturales, afloramientos y bosques ribereños; utiliza sus aguas para actividades agrícolas en temporada de estiaje,

produciendo diversos vegetales que son comercializados en el mercado local, lo cual podría provocar problemas de salud en la población (Aguirre-Martínez, André, Gagné, & Martín-Díaz, 2018). En ese sentido, el objetivo del trabajo fue evaluar el índice de calidad de agua en la microcuenca altoandina del río Chumbao, cuyos resultados permitirán la priorización de proyectos de saneamiento ambiental en la zona de impacto.

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en temporada de avenidas en el mes de marzo de 2018, en la microcuenca del río Chumbao (Figura 1), ubicada en la provincia de Andahuaylas, Apurímac, Perú, en el tramo comprendido entre la cabecera de cuenca ($13^{\circ} 46' 42.5''$ S, $73^{\circ} 13' 50.0''$ O y 4 295 m

de altitud), y el último punto de muestreo ($13^{\circ} 35' 26.4''$ S, $73^{\circ} 27' 0.8''$ O y 2 529 m de altitud); la microcuenca presenta un clima Cwb de acuerdo con Köppen's, con temporadas marcadas, en avenidas con precipitaciones intensas entre octubre y marzo (de 500 a 1 000 mm/año), y temperaturas de 5 a 23 °C, humedad relativa media de 55 %. En la Figura 2 se muestra la distribución de lluvia durante el periodo experimental.

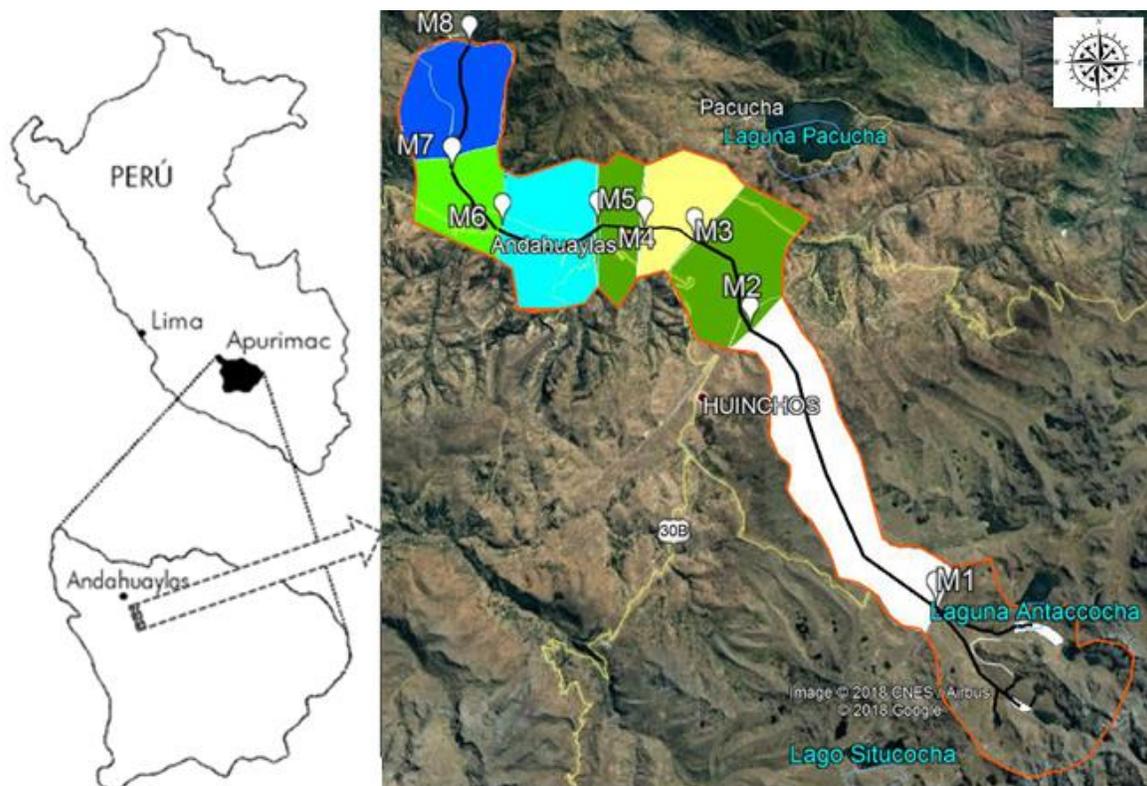


Figura 1. Microcuenca del río Chumbao.

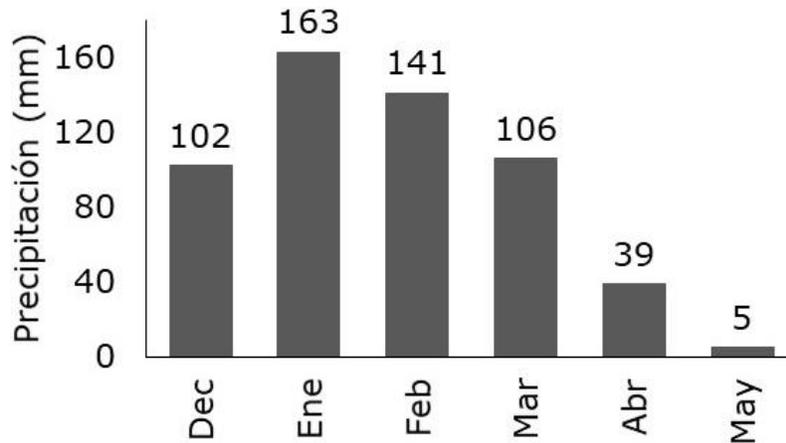


Figura 2. Precipitaciones entre diciembre y mayo de 2018.

Puntos de muestreo

Se identificaron 08 puntos lóticos a lo largo del río Chumbao y 02 puntos lénticos en la cabecera de la microcuenca, correspondientes a las lagunas Pampahuasi y Paccoccocha (Figura 3).

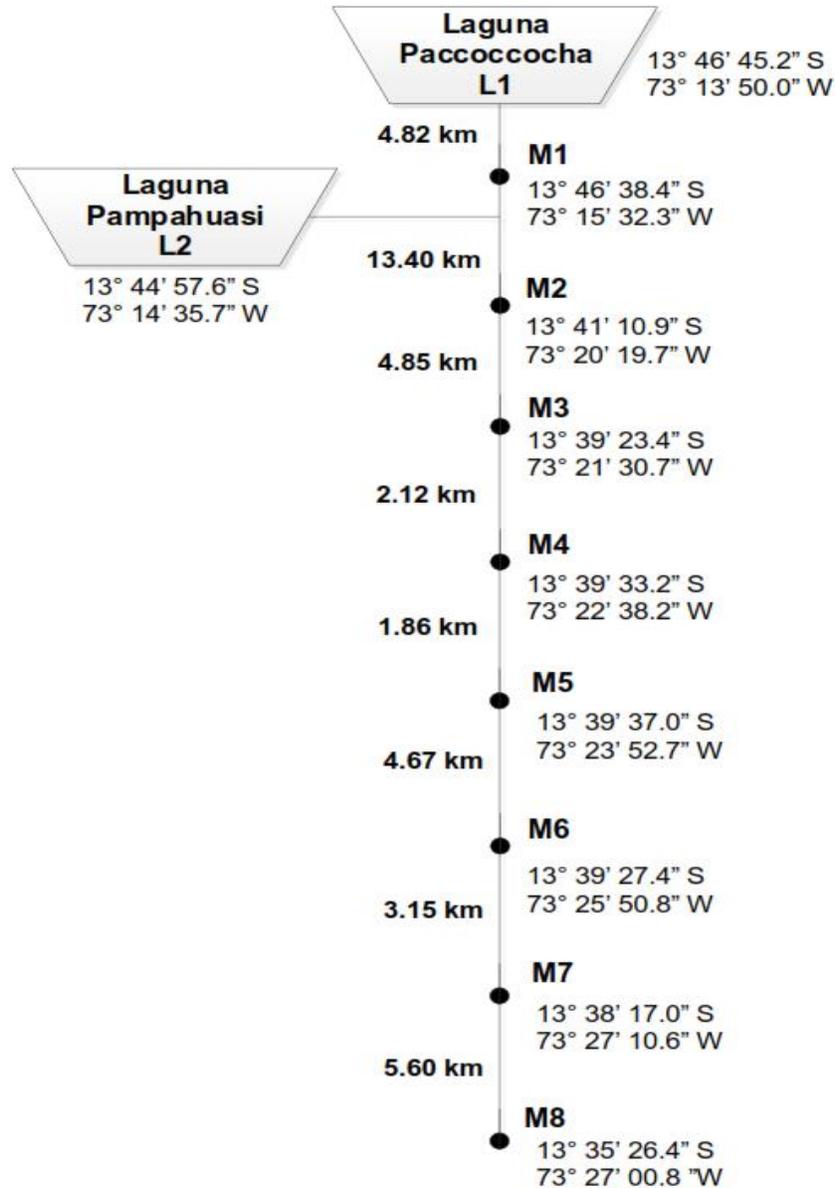


Figura 3. Puntos de muestreo en la microcuenca del río Chumbao.

Esquema metodológico

El estudio se realizó de acuerdo con el esquema metodológico de campo y laboratorio, que se muestra en la Figura 4.

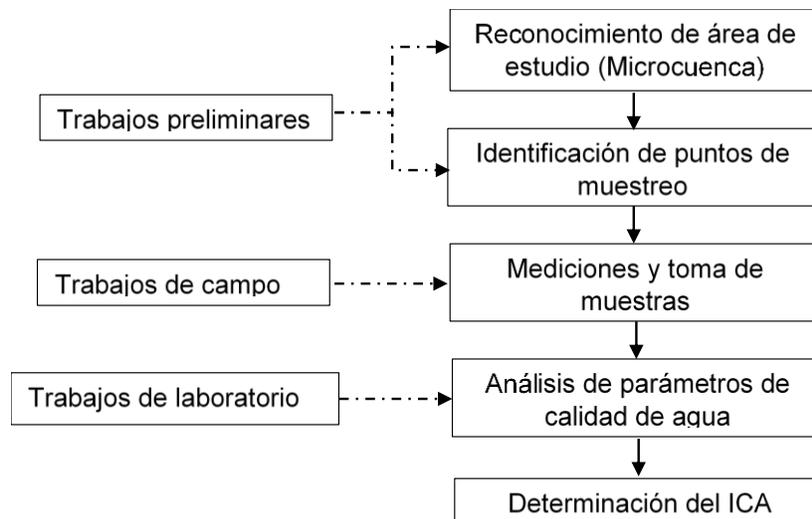


Figura 4. Flujograma metodológico de trabajo.

Indicadores fisicoquímicos y microbiológicos

Los indicadores como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitratos, fosfatos, sólidos totales disueltos (STD), color, alcalinidad y dureza se determinaron siguiendo la metodología estándar para el análisis de agua y aguas residuales propuesta por la APHA (2012); mientras que el oxígeno disuelto (OD), temperatura, turbidez, pH y conductividad se determinaron considerando el manual de uso de multiparámetro HI 9829, previamente calibrado; por otra parte, los coliformes totales y *E. coli* se cuantificaron a través del uso de Placas Petrifilm 3M.

Determinación de ICA

Se evaluó el ICA según Dinius, considerando los parámetros ponderados mostrados en la Tabla 1, basados en la media geométrica (Ecuación (1)). La categorización de la calidad de los ICA se detalla en la Tabla 2:

$$ICA_m = \prod_{i=1}^n I_i^{W_i} \quad (1)$$

Donde ICA_m es el índice de calidad de agua; I_i , el subíndice del parámetro i , y W_i es el factor de ponderación para el subíndice i .

Tabla 1. Ponderación de indicadores para el ICA.

Parámetro	Unidad		Índice de calidad	
			NSF	Dinius
OD	mg O ₂ /l	P1	0.170	0.109
DBO	mg O ₂ /l	P2	0.110	0.097
Nitratos	mg/l	P3	0.100	0.090
Fosfatos	mg/l	P4	0.100	---
Temperatura	°C	P5	0.100	0.077
Turbiedad	NTU	P6	0.080	---
STD	mg/l	P7	0.070	---

Color	PCU	P8	---	0.063
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /l	P9	---	0.063
Dureza	mg CaCO ₃ /l	P10	---	0.065
pH	Log[H ⁺]	P11	0.110	0.077
Conductividad	μS/cm	P12	---	0.079
Cloruros	mg/l	P13	---	0.074
<i>E. coli</i>	NMP/100 ml	P14	0.160	0.116
Coliformes totales	NMP/100 ml	P15	---	0.090
Suma			1.00	1.00

Donde Pi = parámetros.

Tabla 2. Categorización Dinius para el ICA.

Calidad	Rango	Color
Excelente	70-100	Azul
Aceptable	60-70	Celeste
Levemente contaminada	50-60	Verde
Contaminada	40-50	Amarillo
Fuertemente contaminada	30-40	Naranja
Excesivamente contaminada	0-30	Rojo

Los parámetros fisicoquímicos estudiados fueron comparados con el agua de Categoría 4: conservación del ambiente acuático para ríos de la sierra, propuesto en el D.S. N° 004-2017-MINAM, Perú (MINAM, 2017).

Análisis estadísticos

Los datos se recolectaron por triplicado, y se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y comparación múltiple Tukey; asimismo, se determinó el coeficiente de correlación de Pearson a un nivel de significancia del 5 %.

Resultados y discusión

En la Tabla 3 se presenta la descripción de la zona de estudio, el 23.6 % se considera como cuenca colectora y, en menor porcentaje, el suelo es destinado para la urbanización e industria urbana; los puntos de muestreo lénticos y lóticos del río Chumbao están distribuidos a través de un recorrido del agua de 40.47 km (Figura 2), presentando tres tramos de pendientes pronunciadas, en el tramo del punto M1 a M3 (18.25 km) la pendiente es de 5.4 %, de M3 a M7 (11.8 km) la pendiente disminuye hasta un valor promedio de 2.2 %, y un último tramo de 5.60 km presenta una pendiente de 4.3 %, las pendientes pronunciadas incrementan la velocidad del agua y consecuentemente permiten una mejor aireación (Rivera, 2011), lo que permite mejorar el potencial de autopurificación del agua en un río (Feria-Díaz, Náder-Salgado, & Meza-Pérez, 2017).

Tabla 3. Uso actual del suelo en la microcuenca del río Chumbao.

Área de influencia	Altitud (m)	Uso actual	Área (km ²)	%
Laguna Pampahuasi-L1	4 212	Reservorio	0.62	---
Laguna Paccoccocha-L2	4 274	Reservorio	0.17	---

M1	4 081	Cuenca colectora	35.3	23.6
M1-M2	4 081-3 198	Agricultura, pastura y cuenca colectora	14.8	9.9
M2-M3	3 198-2 992	Agricultura limitada, pastura limitada y urbanización	21.7	14.5
M3-M4	2 992-2 922	Urbanización e industria	13.3	8.9
M4-M5	2 922-2 875	urbana limitada	10.2	6.8
M5-M6	2 875-2 817	Agricultura limitada, pastura limitada y	21.2	14.2
M6-M7	2 817-2 767	urbanización	12.8	8.6
M7-M8	2 767-2 529	Agricultura, pastura y urbanización limitada	20.0	13.4
Total			149.3	100

En la Tabla 4 se aprecia que el nivel de oxígeno disuelto se incrementa ligeramente en los puntos de muestreo conforme discurre aguas abajo ($p\text{-value} < 0.05$), encontrándose valores mayores a lo recomendado por los estándares de calidad ambiental para el agua (ECA)-Perú (MINAM, 2017); esto se debe sobre todo a la disminución de la altitud (Jacobsen & Brodersen, 2008; Torres, Cruz, Patiño, Escobar, & Pérez, 2010); alta turbulencia causada por la pendiente del río, distribución de las comunidades animales y vegetales (Sanders, 2002),

incrementándose en variedades, desde ichu por encima de 3 000 msnm, y por debajo a eucaliptos, plantas y árboles propios de la zona.

Tabla 4. Valores de indicadores fisicoquímicos y microbiológicos.

	M1			M2			M3			M4			M5		
	\bar{x}	\pm	s												
P1	6.97	\pm 0.07		7.33	\pm 0.11		7.55	\pm 0.12		7.34	\pm 0.11		7.37	\pm 0.07	
P2	1.26	\pm 0.13		2.67	\pm 0.28		2.39	\pm 0.25		7.70	\pm 0.81		7.72	\pm 0.70	
P3	0.00	\pm 0.00		0.00	\pm 0.00		0.00	\pm 0.00		0.07	\pm 0.06		0.13	\pm 0.06	
P4	0.07	\pm 0.01		0.04	\pm 0.01		0.06	\pm 0.01		0.15	\pm 0.01		0.11	\pm 0.01	
P5	10.99	\pm 0.11		13.43	\pm 0.20		13.65	\pm 0.21		13.88	\pm 0.21		14.09	\pm 0.21	
P6	42.50	\pm 0.43		36.00	\pm 0.36		36.82	\pm 0.56		50.87	\pm 0.77		45.25	\pm 0.69	
P7	14.02	\pm 0.39		25.04	\pm 0.69		29.05	\pm 0.80		42.07	\pm 1.16		53.10	\pm 1.45	
P8	29.05	\pm 0.80		24.04	\pm 0.66		14.02	\pm 0.39		37.06	\pm 1.02		27.05	\pm 0.74	
P9	0.00	\pm 0.00		12.07	\pm 1.10										

P10	11.48 ± 0.24	23.50 ± 0.49	19.18 ± 0.40	31.25 ± 0.65	26.93 ± 0.56						
P11	7.19 ± 0.08	7.63 ± 0.08	7.36 ± 0.08	7.72 ± 0.09	7.70 ± 0.09						
P12	29.33 ± 1.53	51.00 ± 2.65	60.00 ± 3.61	85.67 ± 4.73	108.0 ± 6.24						
P13	46.93 ± 1.15	17.37 ± 0.83	11.57 ± 0.57	6.30 ± 0.26	10.47 ± 0.77						
P14	0.00	0.00	0.00	692.00	462.00						
P15	15.70	15.70	63.60	1 100.0	1 690.0						
	M6		M7		M8		L1		L2		p-value
	\bar{x}	± s	\bar{x}	± s	\bar{x}	± s	\bar{x}	± s	\bar{x}	± s	
P1	7.15 ± 0.11	7.30 ± 0.11	7.86 ± 0.08	6.09 ± 0.06	5.92 ± 0.06					> 0.05	
P2	9.70 ± 0.88	14.28 ± 1.30	15.26 ± 1.39	0.05 ± 0.00	0.41 ± 0.00					> 0.05	
P3	0.47 ± 0.12	0.50 ± 0.10	0.97 ± 0.15	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00					> 0.05	
P4	0.18 ± 0.01	0.43 ± 0.02	0.32 ± 0.02	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00					> 0.05	
P5	14.59 ± 0.22	15.08 ± 0.23	15.86 ± 0.24	9.80 ± 0.15	10.02 ± 0.15					> 0.05	
P6	91.00 ± 1.38	112.36 ± 0.92	140.5 ± 1.16	1.43 ± 0.21	0.47 ± 0.21					> 0.05	
P7	75.13 ± 0.96	101.87 ± 1.33	152.5 ± 1.80	39.07 ± 1.10	12.02 ± 0.33					> 0.05	

P8	35.06 ± 0.96	40.33 ± 0.76	18.03 ± 0.50	30.05 ± 0.83	12.02 ± 0.33	0.3	> 0.05
P9	20.03 ± 0.55	40.07 ± 1.10	55.09 ± 1.51	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.0	> 0.05
P10	53.35 ± 1.10	68.09 ± 1.41	54.88 ± 1.13	17.07 ± 0.35	8.84 ± 0.08	0.1	> 0.05
P11	7.82 ± 0.09	7.77 ± 0.09	8.05 ± 0.09	6.97 ± 0.07	7.11 ± 0.08	0.0	> 0.05
P12	155.0 ± 8.89	204.00 ± 4.58	302.3 ± 8.50	79.67 ± 3.06	25.33 ± 1.53	1.5	> 0.05
P13	11.67 ± 0.57	16.63 ± 0.78	30.07 ± 0.96	38.17 ± 1.82	40.13 ± 1.93	1.9	> 0.05
P14	1 100.0	2 716.0	2 159.0	11.00	0.00		
P15	2 716.0	3 282.0	2 305.0	36.00	15.70		

Donde \bar{x} , media; s, desviación estándar; Pi, parámetros; Mi, puntos lóaticos; Li, puntos lóaticos.

En cuanto a la DBO₅ (P2), los ríos que atraviesan zonas urbanas reciben efluentes domésticos, industriales y ganaderas normalmente presentan altos valores (Chung, Li, & Chen, 2005; Amado *et al.*, 2006; Bhatti & Latif, 2011); este comportamiento es característico para el río Chumbao (Tabla 4), incrementándose el DBO debido a la presencia de materia orgánica, así como a la pendiente pronunciada del río, lo que mejora la oxigenación (Soon & Seok, 2002).

Los niveles de nitratos (P3) y fosfatos (P4) son bajos en todos los puntos de muestreo, reportándose pequeños incrementos a lo largo del recorrido del río ($p\text{-value} < 0.05$); ello debido al uso de fertilizantes derivados de nitrato (Tully, Lawrence, & Scanlon, 2012), y a la basura que se arroja al río que es fuente de fosfatos (Cieszynska, Wesolowski, Bartoszewicz, Michalska, & Nowacki, 2012), mientras que en las lagunas no se observa contenido de estas sustancias.

En relación con la temperatura (P5), se incrementa aguas abajo de 10.99 ± 0.11 °C en M1 a 15.86 ± 0.24 °C en M8 ($p\text{-value} < 0.05$); este hecho se debe al cambio del piso altitudinal y al tiempo de muestreo (Rubio-Arias *et al.*, 2017; Gamarra-Torres *et al.*, 2018); mientras que la temperatura del agua en las lagunas L1 y L2 es menor que en los puntos lóticos, lo cual se debe al piso altitudinal y represamiento (Webb, Hannah, Dan-Moore, Brown, & Nobilis, 2008; Arbat-Bofill *et al.*, 2014); esta variable tiene influencia directa sobre la composición química del agua y el OD (Rubio-Arias, Contreras-Carveo, Quintana, Saucedo-Teran, & Pinales-Munguia, 2012).

La turbidez (P6) y los STD (P7) se incrementan aguas abajo, este hecho se debe en gran medida a la erosión natural en temporada de avenidas (Ospina-Zúñiga, García-Cobas, Gordillo-Rivera, & Tovar-Hernández, 2016), así como a la actividad antrópica, sobre todo por desechos domésticos inorgánicos u orgánicos (Almeida & Schwarzbald, 2003); Montoya, Loaiza, Torres, Cruz, & Escobar, 2011), y en gran medida a las actividades extractivas de materiales de construcción civil

que ocasionan problemas en el hábitat acuático y cambios del régimen hidráulico de la corriente debido a la sedimentación causada por el exceso de sólidos sedimentables (Caruso, 2002; Buzelli, Bianchessi, & Cunha-Santino, 2013; Choque-Quispe *et al.*, 2020).

En referencia al color (P8), no se observa incremento significativo aguas abajo y es ligeramente mayor en las zonas urbanas; esto se puede deber a que el color está relacionado con la presencia de sustancias químicas y tóxicas de los desechos domésticos; sin embargo, en las zonas no urbanas, el color se asocia con sustancias como taninos y ácidos húmicos propios de la vegetación nativa (Camargo-Valero & Cruz-Torres, 1999).

La alcalinidad (P9) y dureza (P10) aumentan de forma significativa, disminuyendo la capacidad amortiguadora del agua; sin embargo, los resultados de los puntos de muestreo aguas arriba muestran que la capacidad de neutralizar ácidos es baja, por presentar valores de alcalinidad bajos y son susceptibles de acidificarse.

Por otra parte, los valores de pH (P11) aumentan ligeramente aguas abajo; esta variación se debe sobre todo a la actividad antrópica y sustancias alóctonas y autóctonas que se encuentran en el cauce del río. Este hecho hace que la conductividad (P12) y la concentración de cloruros (P13) se incrementen fuertemente sobre todo en las zonas urbanas (M5, M6, M7 Y M8) debido a la erosión causada por el agua de riego (Tebbutt, 1998) de los campos de cultivos en las zonas altas (M1, M2 y M3); no

obstante, el comportamiento de estos parámetros depende de depósitos de sales y tipos de suelos en las áreas aledañas (Páez-Sánchez, Alfaro-Cuevas, Cortés-Martínez, & Segovia, 2013).

La carga microbiana se aprecia en dos tramos definidos. Una zona (M1, M2 y M3) con presencia de campos de cultivo y áreas de fauna y flora silvestre, donde los niveles de *E. coli* (P14) y coliformes totales (P15) son casi nulos. Otra zona, urbana (M4 en adelante), donde los niveles de P14 y P15 se incrementan drásticamente por la presencia de efluentes domésticos y debido a la actividad pecuaria cuyos residuos como estiércol y purines aumentan los niveles de los coliformes (Olsen, Chappell, & Loftis, 2012; Valenzuela, Godoy, Almonacid, & Barrientos, 2012).

En cuanto a la calidad del agua, el índice Dinius considera los puntos M1 al M5 como excelente (Figura 5), mientras que los puntos M7 y M8 se refieren como excesivamente contaminados, presentando niveles altos de riesgo sanitario (Torres, Cruz, & Patiño, 2009), pudiendo causar enfermedades de origen hídrico al hombre y animales, siendo un comportamiento característico de ríos que atraviesan urbes (De Maria & Moreira, 2007; Rodríguez-Gil, Cáceres, Dafouza, & Valcárcel, 2018).

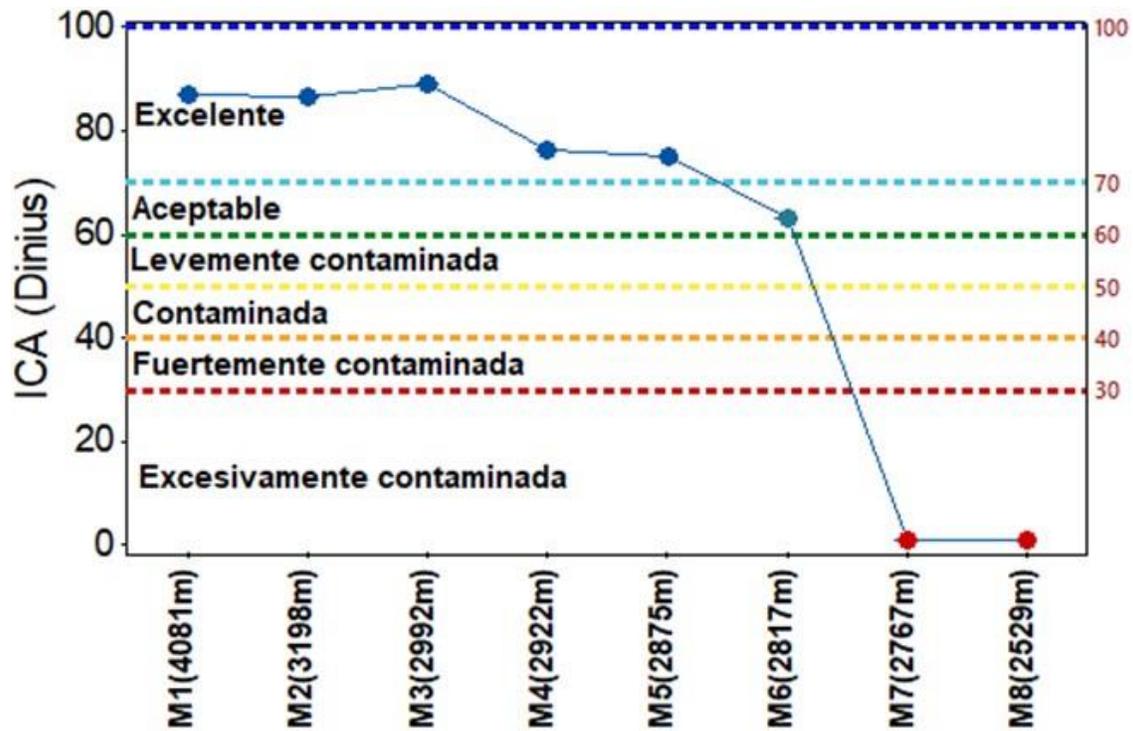


Figura 5. Variación del ICA Dinius por puntos de muestreo.

La temperatura y el OD están relacionados con las condiciones geográficas de la zona de estudio (Hussein & Ali, 2017) y muestran correlación significativa (> 0.7) (Tabla 5) por la disminución de altitud de 4 081 a 2 529 m. Del mismo modo, la DBO_5 presenta buena correlación con la mayoría de los parámetros en estudio, excepto color y cloruros; esto se debe a que el río Chumbao recibe descarga de materia orgánica residual sólida y líquida, incrementándose los niveles de nitratos, fosfatos, temperatura, turbidez, STD, alcalinidad, dureza, pH, conductividad, que

muestran alta correlación entre ellos (Tabla 5); ello se evidencia más aún por el incremento del nivel de coliformes a lo largo del recorrido del río, evidenciándose contaminación por actividades antrópicas (Vieira *et al.*, 2012; Peeler, Opsahl, & Chanton, 2006; Linden *et al.*, 2015), que es característico de ríos que atraviesan zonas urbanas (Cotorro, Gamarra, & Barboza, 2018; Dhawde *et al.*, 2018; Abbas & Hassan, 2018).

Tabla 5. Correlación de parámetros e ICA.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15
P2	0.47														
P3	0.55	0.90													
P4	0.31	0.92	0.80												
P5	0.70	0.86	0.78	0.70											
P6	0.46	0.92	0.98	0.89	0.75										
P7	0.63	0.94	0.98	0.85	0.85	0.97									
P8	-	0.31	0.01	0.40	0.02	0.15	0.02								
	0.61														
P9	0.54	0.92	0.97	0.88	0.77	0.97	0.98	0.05							
P10	0.29	0.93	0.83	0.92	0.82	0.89	0.85	0.43	0.85						
P11	0.57	0.87	0.80	0.65	0.91	0.76	0.84	0.17	0.75	0.79					
P12	0.62	0.95	0.98	0.85	0.85	0.97	1.00	0.03	0.98	0.86	0.84				

P13	-	-0.16	0.13	0.00	-0.49	0.14	0.02	-	0.14	-0.21	-0.36	0.02		
	0.20							0.18						
P14	0.36	0.95	0.85	0.99	0.76	0.93	0.89	0.37	0.92	0.95	0.72	0.89	-	
													0.03	
P15	0.17	0.92	0.77	0.87	0.76	0.82	0.80	0.51	0.80	0.94	0.76	0.81	-	0.89
													0.24	
ICA	-	-0.93	-0.90	-0.97	-0.76	-0.95	-0.94	-	-0.96	-0.89	-0.72	-0.93	-	-0.98
	0.48							0.20					0.08	-0.81

Los resultados están calculados a un nivel de significancia del 5 %.

Por otra parte, se observa que el ICA muestra correlación significativa negativa con los parámetros estudiados (> 0.72), excepto con OD (P1), color (P8) y cloruros (P13) (Tabla 5), por lo que cualquier variación de estos parámetros fuera de los límites establecidos en los ECA (MINAM, 2017) permitiría conocer de manera indirecta la calidad del agua del río, y eventualmente disminuir su valor, tal como lo consideran González, Caicedo y Aguirre (2013), y Quiroz, Izquierdo y Menéndez (2017).

Conclusiones

El índice de calidad del agua (ICA) del río Chumbao está distribuido en tres categorías bien definidas: excelente (M1, M2, M3, M4 Y M5) cercanos a la cabecera de la microcuenca y los puntos lénticos (lagunas de Pampahuasi y Paccoccocha); aceptable (M6), y excesivamente contaminado, los puntos M7 y M8 fuera de la zona urbana aguas abajo, pudiendo disminuir ante cualquier cambio de los parámetros en estudio a valores fuera de los ECA.

Agradecimientos

A la Vicepresidencia de Investigación de la Universidad Nacional José María Arguedas, por el financiamiento parcial de la investigación.

Referencias

Abbas, A. A. A., & Hassan, F. M. (2018). Water quality assessment of Euphrates River in Gadisiyah province (Diwaniyah River), Iraq. *Iraqi Journal of Agricultural Sciences*, 49(2), 251-261.

Aguirre-Martínez, G. V., André, C., Gagné, F., & Martín-Díaz, L. M. (2018). The effects of human drugs in *Corbicula fluminea*. Assessment of neurotoxicity, inflammation, gametogenic activity, and energy status. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 652-663. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.09.042.

Almeida, M. A. B., & Schwarzbald, A. (2003). Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(1), 81-97. DOI: 10.21168/rbrh

Amado, J., Rubiños-Panta, J. E., Gavi-Reyes, F., Alarcón-Cabañero, J. J., Hernández-Acosta, E., Ramírez-Ayala, C., Mejía-Saenz, E., Pedrero-Salcedo, F., Nicolas-Nicolas, E., & Salazar-Sosa, E. (2006). Water quality in the basin of the Amajac River, Hidalgo, Mexico: Diagnosis and prediction. *Phyton*, 75, 71-83. Recuperado de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S1851-56572006000100007&script=sci_abstract&tlng=en

APHA, American Public Health Association. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (22nd ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF).

Arbat-Bofill, M., Sánchez-Juny, M., Bladé, E., Niñerola, D., Dolz, J., & Palau, A. (2014). Hydrodynamics of Ribarroja Reservoir (Ebro River,

- Spain): Water temperature, water velocities and water age. En: Anton, J. S., Giovanni, C., Mario, J. F., & Michael, P. (eds.). *Proceeding of the International Conference on Fluvial Hydraulics* (pp. 1737-1744). Lausanne, Switzerland: Taylor & Francis Group.
- Benvenuti, T., Kieling-Rubio, M. A., Klauck, C. R., & Rodrigues, M. A. S. (2015). Evaluation of water quality at the source of streams of the Sinos River Basin, southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 75(2), 98-104. DOI: 10.1590/1519-6984.1513.
- Bharti, N., & Katyal, D. (2011). Water quality indices used for surface water vulnerability assessment. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(1), 154-173.
- Bhatti, M. T., & Latif, M. (2011). Assessment of water quality of a river using an indexing approach during the low-flow season. *Irrigation and Drainage*, 60(1), 103-114. DOI: 10.1002/ird.549
- Blume, K. K., Macedo, J. C., Meneguzzi, A., Silva, L. B., Quevedo, D. M., & Rodrigues, M. A. S. (2010). Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(4), 1185-1193. DOI: 10.1590/S1519-69842010000600008
- Brown, R. M., Maccllelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). Water Quality Index Do We Dare? *Water & Sewage Works*, 117(10), 339-343.

- Buzelli, G., Bianchessi D., & Cunha-Santino, M. (2013). Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita. SP. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 8(1), 186-205. DOI: 10.4136/ambi-agua.930
- Camargo-Valero, M., & Cruz-Torres, L. E. (1999). Sustancias húmicas en aguas para abastecimiento. *Revista Ingeniería e Investigación*, (44), 63-72.
- Caruso, B. S. (2002). Temporal and spatial patterns of extreme low flows and effects on stream ecosystem in Otago, New Zealand. *Journal of Hydrology*, 257(1-4), 115-133. DOI: 10.1016/S0022-1694(01)00546-7
- Choque-Quispe, D., Ligarda-Samanez, C. A., Ramos-Pacheco, B. S., Solano-Reynoso, A. M., Choque-Quispe, Y., Peralta-Guevara, D. E., & Quispe-Quispe, Y. (2020). Optimization of the flocculating capacity of natural coagulants in water treatment. *DYNA*, 87(212), 90-95. DOI: 10.15446/dyna.v87n212.80467
- Chung, Y. C., Li, Y. H., & Chen, C. C. (2005). Pollutant removal from aquaculture wastewater using the biopolymer chitosan at different molecular weights. *Journal of Environmental Science and Health*, 40(9), 1775-1790. DOI: 10.1081/ESE-200068058
- Cieszynska, M., Wesolowski, M., Bartoszewicz, M., Michalska, M., & Nowacki, J. (2012). Application of physicochemical data for water-

quality assessment of watercourses in the Gdansk Municipality (South Baltic coast). *Environmental monitoring and Assessment*, 184(4), 2017-2029. DOI: 10.1007/s10661-011-2096-5

Cotorro, F., Gamarra, O., & Barboza, E. (2018). Evaluación multivariante de la calidad del agua en la cuenca del Utcubamba (Perú). *Tecnología y ciencias del agua*, 9(5), 33-57. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-05-02

De Maria, C. A. B., & Moreira, R. F. A. (2007). Cafeína: revisão sobre métodos de análise. *Química Nova*, 30(1), 99-105. DOI: 10.1590/S0100-40422007000100021

Dhawde, R., Surve, N., Macaden, R., Wennberg, A. C., Seifert-Dähnn, I., Ghadge, A., & Birdi, T. (2018). Physicochemical and bacteriological analysis of water quality in drought prone areas of Pune and Satara districts of Maharashtra, India. *Environments*, 61(5), 1-20. DOI: 10.3390/environments5050061

Dinius, S. H. (1987). Design of an Index of Water Quality. *Water Resources Bulletin*, 23(11), 833-843.

Feria-Díaz, J. J., Náder-Salgado, D., & Meza-Pérez, S. J. (2017). Deoxygenation and re-aeration rates of the Sinu River. *Ingeniería y Desarrollo*, 35(1), 1-17. DOI: 10.14482/inde.35.1.8940

- Froehner, S., Machado, K. S., Botelho, D., & Cordova-Da-Rosa, E. (2010). Tracking anthropogenic inputs biomarkers in Barigui River-Brazil. *J. Water, Air, & Soil Pollution*, 210(1), 33-41. DOI: 10.1007/s11270-009-0220-8
- Gamarra-Torres, O. A., Barrena-Gurbillón, M. A., Barboza-Castillo, E., Rascón-Barrios, J., Corroto, F., & Taramona-Ruiz, L. A. (2018). Fuentes de contaminación estacionales en la cuenca del río Utcubamba, región Amazonas, Perú. *Arnaldoa*, 25(1) 179-194. DOI: 10.22497/arnaldoa.251.25111.
- González, V., Caicedo, O., & Aguirre, N. (2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP. *Gestión y Ambiente*, 16(1), 97-108.
- Horton, R. K. (1965). An index-number system for rating water quality. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 37(3), 300-306.
- Hussein, S., & Ali, S. (2017). Water quality assessment of Al-Gharraf River, South of Iraq using multivariate statistical techniques. *Journal of Al-Nahrain University*, 20(2), 114-122. DOI: 10.22401/JUNS.20.2.16
- Jacobsen, D., & Brodersen, K. P. (2008). Are altitudinal limits of equatorial stream insects reflected in their respiratory performance? *Freshwater Biology*, 53(11), 2295-2308. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02050.x

- Linden, R., Antunes, M. V., Heinzelmann, L. S., Fleck, J. D., Staggemeier, R., Fabres, R. B., Vecchia, A. D., Nascimento, C. A., & Spilki, F. R. (2015). Caffeine as an indicator of human fecal contamination in the Sinos River: A preliminary study. *Brazilian Journal of Biology*, 75(2), 81-84. DOI: 10.1590/1519-6984.0513
- MINAM, Ministerio del Ambiente. (2017). *Estándares de Calidad Ambiental (ECA), Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM-Perú* (10 pp.). Magdalena del Mar, Perú: Ministerio del Ambiente.
- Montoya, C., Loaiza, D., Torres, P., Cruz, C. H., & Escobar, J. C. (2011). Efecto del incremento en la turbiedad del agua cruda sobre la eficiencia de procesos convencionales de potabilización. *Revista EIA*, 16, 137-148.
- Mophin-Kani, K., & Murugesan, A. G. (2011). Evaluation and classification of water quality of perennial river Tamirabarani through aggregation of water quality index. *International Journal of Environmental Protection*, 1(5), 24-33. DOI: 10.5963/IJEP0105004
- Olsen, R. L., Chappell, R. W., & Loftis, J. C. (2012). Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis—literature review and Illinois River watershed case study. *Water Research*, 46(9), DOI: 3110-3122. 10.1016/j.watres.2012.03.028

- Ospina-Zúñiga, O., García-Cobas, G., Gordillo-Rivera, J., & Tovar-Hernández, K. (2016). Evaluación de la turbiedad y la conductividad ocurrida en temporada seca y de lluvia en el río Combeima (Ibagué, Colombia). *Ingeniería Solidaria*, 12(19), 19-36. DOI: 10.16925/in.v12i19.1191
- Páez-Sánchez, A., Alfaro-Cuevas, R., Cortés-Martínez, R., & Segovia, N. (2013). Arsenic content and physicochemical parameters of water from wells and thermal springs at Cuitzeo Lake Basin, Mexico. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 2(12), 7731-7740.
- Peeler, K. A., Opsahl, S. P., & Chanton, J. P. (2006). Tracking anthropogenic inputs using caffeine, indicator bacteria, and nutrients in rural freshwater and urban marine systems. *Environmental Science & Technology*, 40(24), 7616-7622. DOI: 10.1021/es061213c
- Prakirake, C., Chaiprasert, P., & Tripetchkul, S. (2009). Development of specific water quality index for water supply in Thailand. *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, 31(1), 91-104.
- Quiroz, L. S., Izquierdo, E., & Menéndez, E. (2017). Aplicación del índice de calidad de agua en el río Portoviejo, Ecuador. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 38(3), 41-51.

- Rivera, J. V. (2011). Evaluation of organic matter in the cold river supported in QUAL2K version 2.07. *DYNA*, 78(169), 131-139. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0012-73532011000500015
- Rodríguez-Gil, J. L., Cáceres, N., Dafouza, R., & Valcárcel, Y. (2018). Caffeine and paraxanthine in aquatic systems: Global exposure distributions and probabilistic risk assessment. *Science of the Total Environment*, 612, 1058-1071. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.066
- Rubio-Arias, H., Contreras-Carveo, M., Quintana, M., Saucedo-Teran, R. A., & Pinales-Munguia, A. P. (2012). An Overall Water Quality Index (WQI) for a Man-Made Aquatic Reservoir in Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(5), 1687-1698. DOI: 10.3390/ijerph9051687
- Rubio-Arias, H., Ochoa-Rivero, J. M., Ortiz-Delgado, R. C., Quintana, R. M., Saucedo-Terán, R. A., & Villalba, M.L. (2017). Water quality using physical-chemical and metal parameters in three contrasting locations of the Conchos river in Chihuahua, Mexico. *Investigación y Ciencia*, 25(70), 13-22. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=67451351002>

- Sanders, N. J. (2002). Elevational gradients in ant species richness: Area, geometry and Rapoport's rule. *Ecography*, 25(1), 25-32. DOI: 10.1034/j.1600-0587.2002.250104.x
- Soon, S., & Seok, Y. (2002). A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. *Ecological Modelling*, 152(1) 65-75. DOI: 10.1016/S0304-3800(01)00489-6
- Tebbutt, T. H. Y. (1998). *Principles of water quality control* (5th ed.). DOI: 10.1016/B978-0-7506-3658-2.X5000-9
- Torres, P., Cruz, C., & Patiño, P. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15), 79-94. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/rium/v8n15s1/v8n15s1a09.pdf>
- Torres, P., Cruz, C., Patiño, P., Escobar, J. C., & Pérez, A. (2010). Applying water quality indexes (WQI) to the use of water sources for human consumption. *Ingeniería e Investigación*, 30(3), 86-95. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/iei/v30n3/v30n3a07.pdf>
- Tully, K. L., Lawrence, D., & Scanlon, T. M. (2012). More trees less loss: Nitrogen leaching losses decrease with increasing biomass in coffee agroforests. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 161, 137-144. DOI: 10.1016/j.agee.2012.08.002.

- Valenzuela, E., Godoy, R., Almonacid, L., & Barrientos, M. (2012). Calidad microbiológica del agua de un área agrícola-ganadera del centro sur de Chile y su posible implicancia en la salud humana. *Revista Chilena de Infectología*, 29(6), 628-634. DOI: 10.4067/S0716-10182012000700007
- Vieira, J. S., Pires, J. C., Martins, F. G., Vilar, V. J., Boaventura, R. A., & Botelho, C. M. (2012). Surface water quality assessment of Lis River using multivariate statistical methods. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(9), 5549-5561. DOI: 10.1007/s11270-012-12675
- Webb, B. W., Hannah, D. M., Dan-Moore, R., Brown, L. E., & Nobilis, F. (2008). Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, 22(7), 902-918. DOI: 10.1002/hyp.6994

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-01-03

Artículos

Variabilidad espacial del rendimiento hídrico ante el cambio de uso del suelo y escenarios pluviales en la cuenca alta del río Sauce Chico, Argentina

Spatial variability of water yield under land use and cover change and rainfall scenarios in the upper basin of the Sauce Chico River, Argentina

Fernanda Julia Gaspari¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0676-9107>

Andrea Romina Díaz-Gómez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8919-554X>

Fabio Alejandro Montealegre-Medina³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6242-3813>

¹Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena (CEIDE), Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Argentina, fgaspari@agro.unlp.edu.ar

²Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena (CEIDE), Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Argentina, rominadiazgomez@gmail.com

³Becario doctoral CICIPBA-CEIDE, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Argentina, fabalmon@gmail.com

Autora para correspondencia: Fernanda Julia Gaspari, fgaspari@agro.unlp.edu.ar

Resumen

El análisis de cambios en la cobertura de suelo es importante y necesario, porque proporcionan la base para conocer las tendencias de los procesos de degradación, desertificación, y pérdida de la biodiversidad y servicios ecosistémicos de una región. La evaluación del servicio ecosistémico de provisión hídrica debido al cambio de uso del suelo es primordial en sistemas con alta vulnerabilidad hidrológica. El objetivo de este trabajo fue analizarla distribución espacial del rendimiento hídrico con relación al cambio de uso del suelo (para los años 1997 y 2017) y escenarios de precipitación en la cuenca alta del río Sauce Chico, Tornquist, Argentina, a partir del módulo WY de InVest®, como una herramienta para comprender la variabilidad geoespacial del servicio ecosistémico hidrológico en la cuenca. La agricultura ocupa el 49 % de la cuenca (185

km²) desarrollada sobre áreas de pastoreo y pastizales (64 km²); las zonas urbanas y bosque de ribera ocupan < 1 % del área total de la cuenca para el año 2017. Los resultados sugieren que el rendimiento hídrico total anual para la cuenca es de 224 943 mm. Durante el escenario seco (-30% de la precipitación anual) el rendimiento hídrico disminuyó a 150 495 mm (39.78%). Por el contrario, durante escenario húmedo (+30 de la precipitación anual), el rendimiento hídrico incrementó a 349 940 mm (28.57%). Las áreas rocosas y urbanas presentan máximo rendimiento hídrico seguido por las áreas agrícolas. Las áreas de mayor regulación hídrica corresponden a los pastizales. Los resultados contribuyen al entendimiento de la respuesta hidrológica y proporcionan información base para la toma de decisión y manejo de los recursos hídricos.

Palabras clave: cambio de uso del suelo, precipitación, rendimiento hídrico, InVest, cuenca hidrográfica.

Abstract

Land cover changes analysis is important and necessary, it provides the basis for understanding the trends in the processes of degradation, desertification and loss of biodiversity and ecosystem services in a region. The evaluation of the water provisioning ecosystem service due to land use change is crucial in systems with high hydrological vulnerability. The objective of this paper was analyzing the spatial distribution of water yield in relation to land use change (for the years 1997 and 2017) and rainfall

scenarios in the upper basin of the Sauce Chico River, Tornquist, Argentina. Using the WY module of InVest®, based on GIS and remote sensing information. We found that agriculture areas occupy 49 % of the basin (185 km²) developed on grazing areas and pastures (64 km²), urban areas and riparian forest occupy < 1 % of the total area of the basin by 2017. The model suggests that the total annual water yield for the basin is 224 943 mm. During the dry scenario (-30% of annual precipitation) water yield decreased to 150 495 mm (39.78%). On the contrary, during the wet scenario (+30% of annual precipitation) water yield increased to 349 940 mm (28.57%). Rocky and urban areas show the highest water yield, followed by agricultural areas. The areas with the highest water regulation correspond to grasslands. The results contribute to the understanding of the hydrological response and provide basic information for decision making and water resource management

Keywords: Land use change, precipitation, water yield, InVest, watershed.

Recibido: 31/10/2018

Aceptado: 14/05/2020

Introducción

Los estudios sobre los procesos dinámicos de los cambios en la cobertura de suelo son importantes y necesarios porque proporcionan la base para conocer las tendencias de los procesos de degradación, desertificación y pérdida de la biodiversidad de una región determinada (Van Lynden & Oldeman, 1997). El cambio de uso y cobertura del suelo (LULC) altera el ciclo hidrológico, afectando los patrones de evapotranspiración, escurrimiento, infiltración y retención de agua, y cambiando el tiempo y el volumen de agua disponible.

En las últimas décadas, dada la capacidad productiva de los suelos de la zona serrana de la provincia de Buenos Aires, Argentina, los pastizales pampeanos han sido sustituidos por agroecosistemas y evidencian un importante nivel de degradación y un escaso grado de conservación (Vázquez & Zulaica, 2011; Modernel *et al.*, 2016). Este cambio provoca erosión hídrica superficial como consecuencia del actual manejo del suelo, generando la pérdida del horizonte superficial y modificando la disponibilidad de agua superficial y subterránea.

La cuantificación de las funciones ecosistémicas hidrológicas, el uso del suelo y la dinámica del recurso hídrico son clave para el desarrollo de un manejo integral del recurso hídrico a escala de cuencas hídricas (Cotler & Priego, 2004; Barkmann *et al.*, 2008). Conocer e identificar los patrones espaciales de esta interacción es fundamental para generar un análisis de

la alteración de los procesos ambientales, como consecuencia de las decisiones sobre el uso y manejo del suelo en el nivel de cuenca hidrográfica.

El rendimiento hídrico es un servicio ecosistémico que contribuye al bienestar de la sociedad a través de la provisión de agua para consumo, irrigación, recreación e incluso a través de la producción de energía hidroeléctrica. El servicio ecosistémico de provisión hídrica depende de las características biofísicas de la cuenca hídrica (vegetación, topografía, suelo), al igual que de procesos dinámicos, como el cambio de uso y cobertura del suelo y clima (Brauman, Daily, Duarte, & Mooney, 2007; Jackson, Jobbágy, & Noretto, 2009; Noretto, Jobbágy, Brizuela, & Jackson, 2012; Jobbágy, Acosta, & Noretto, 2013).

Para comprender la variabilidad espacial de las funciones ecosistémicas y las potenciales consecuencias del impacto del cambio del uso del suelo y el cambio climático, en la actualidad se implementa el uso de modelos espacialmente explícitos, otorgando una valiosa herramienta para el procesamiento geoespacial por medio de mapas y análisis espacio-temporal. Estos modelos generan escenarios de servicios de provisión hídrica en función del LULC y variabilidad climática (Bangash *et al.*, 2013; Redhead *et al.*, 2016; Zarandian *et al.*, 2017; Trisurat, Aekakkararungroj, Ma, & Johnston, 2018), conformando una plataforma de simulación para la toma de decisiones a nivel productivo en una cuenca hidrográfica. Una herramienta de modelamiento espacial que permite cuantificar, mapear y valorar servicios ambientales es el modelo denominado *Integrated*

Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVest ®). Básicamente, proporciona información sobre la probabilidad de que los cambios en los ecosistemas modifiquen los flujos de beneficios para las personas (Tallis *et al.*, 2013).

El InVest dispone del módulo *Water Yield* (WY) (rendimiento hídrico) para cuantificar el rendimiento hídrico en el paisaje a escala temporal anual, basándose en los principios del balance hídrico. Además, el WY permite la simulación del rendimiento hídrico ante diferentes escenarios climáticos (Hoyer & Chang, 2014; Hamel & Guswa, 2015; Vigerstol & Aukema, 2011; Lang, Song, & Zhang, 2017; Terrado, Ennaanay, Tallis & Sabater, 2014) y la evaluación de la influencia del cambio de uso del suelo a escala de cuenca hidrográfica. Se procesa bajo un entorno Sistema de Información Geográfico (SIG), lo cual favorece el fácil acceso y aplicación por los usuarios.

El conocimiento de la distribución y disponibilidad del rendimiento hídrico como un servicio ambiental y las posibles estrategias para su uso eficiente constituye una nueva oportunidad para el desarrollo de la agricultura local y familiar debido a que sus usuarios cuentan con conocimientos adaptados a la ecología local y pautas de manejo tradicionales, complejas y/o innovadoras de sus tierras (Gaspari, Diaz-Gómez, Delgado, & Senisterra, 2015). El estudio sobre servicios ecosistémicos hidrológicos a escala local es escaso en la región serrana del sudoeste bonaerense, Argentina. El tramo superior de la cuenca del río Sauce Chico constituye una unidad de interés actual y potencial para

el abastecimiento de agua a la región (Navarro & Cano, 2017), la cual presenta un elevado grado de vulnerabilidad hídrica (Torrero, Campo, & Uboldi, 2010). Asimismo, esta zona presenta un tendencia positiva en las precipitaciones de verano desde 1960 (Gentili & Gil, 2013) y un desfase hídrico estacional, cuya demanda de agua para irrigación es coincidente con los caudales de estiaje, originando problemas de abastecimiento hídrico, donde el cauce principal es la única fuente de abastecimiento, dado que el recurso hídrico subterráneo casi no es explotado (Espósito, Fernández, Sequeira, & Paoloni, 2016).

En este contexto, el objetivo del trabajo fue analizar la distribución espacial del rendimiento hídrico en relación con el cambio de uso del suelo y escenarios de precipitación en la cuenca alta del río Sauce Chico, Tornquist, Argentina.

Para su cumplimiento se propuso implementar el uso del módulo WY de InVest® como una herramienta para comprender la variabilidad del servicio ecosistémico hidrológico en la cuenca.

Área de estudio

El área de estudio es la cuenca alta del río Sauce Chico (CARSCH) ubicada sobre el sistema orográfico Sierra de la Ventana, al suroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Figura 1). Abarca una superficie de 373.25 km², que presenta una topografía muy marcada, cuyo gradiente climático y procesos geomorfológicos regulan la existencia de diferentes suelos, condiciones hídricas, vegetación y uso del suelo, e influyen sobre la dinámica biofísica, social y económica regional. La red de drenaje es del tipo subdendrítica, con marcado control estructural (Torrero & Campo, 2008). La altitud varía entre 450 y 1 200 msnm, cuya pendiente supera el 8 % en las zonas con máxima altitud, con un máximo grado de erosión hídrica (Torrero *et al.*, 2010). La dinámica hídrica, el escurrimiento medio, supera al módulo anual de 2.02 m³/s (derrame anual de 63.70 hm³) durante los meses de marzo a mayo y septiembre a noviembre. Los caudales mensuales medios mínimos ocurren en el verano durante el mes de enero (1.30 m³/s) y los máximos en el mes de abril (2.85 m³/s), que corresponde a la estación climática de otoño (Espósito *et al.*, 2016).

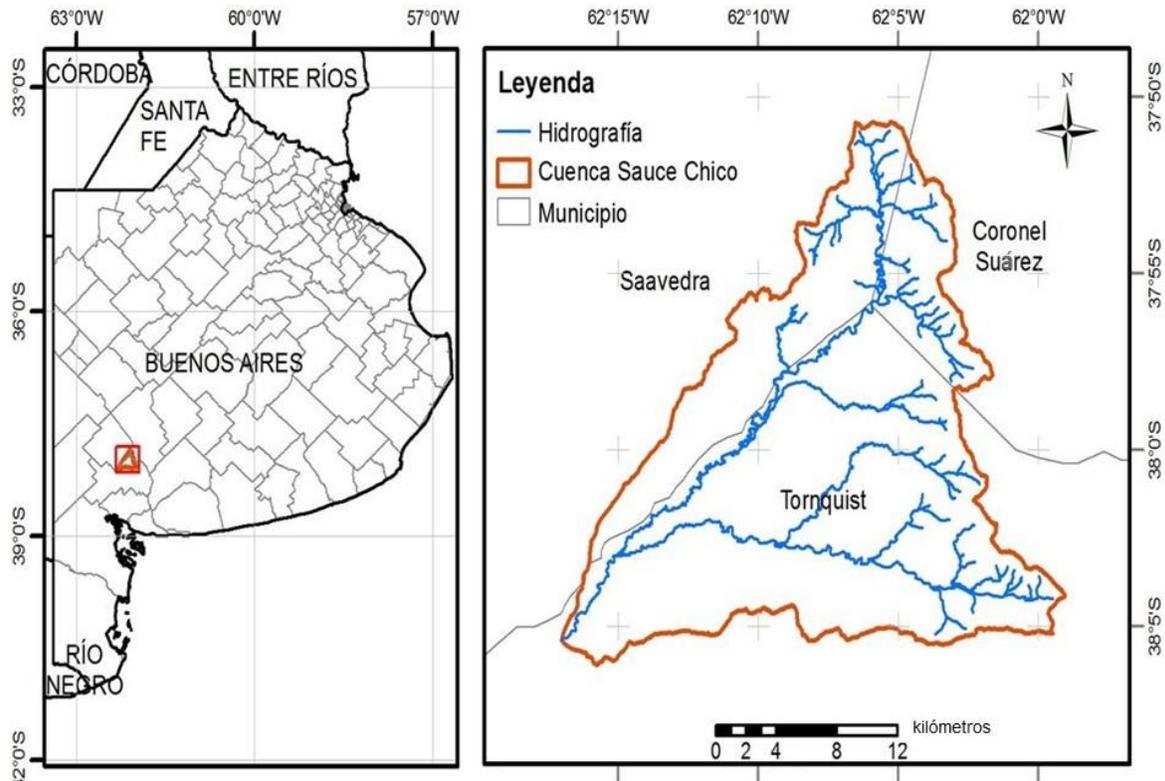


Figura 1. Ubicación del área en estudio.

En general, presenta suelos bien drenados, sin embargo, en determinados sectores elevados con presencia de tosca a poca profundidad, el desarrollo de los suelos es muy somero (< 25 cm). En la planicie y en espacios de poca pendiente, el desarrollo de los suelos se encuentra entre 25 y 50 cm (Torrero & Campo, 2008; Torrero, 2009). El principal uso del suelo actual es agropecuario, cuya componente agrícola se basa en el cultivo de avena, trigo y maíz; las zonas altas se aprovechan sobre todo para uso ganadero (Torrero *et al.*, 2010). La vegetación

natural en la cuenca se caracteriza por la presencia de estepa xerófila, típica de condiciones semiáridas (Galizzi, Peinemann, & Lamberto, 1998). El área tiene una densidad poblacional baja de cinco habitantes por km² (Casado & Campo, 2019).

Materiales y métodos

Para analizar el cambio de uso del suelo en la CARSCH se generaron dos mapas, uno para el año 1997 (Gaspari, 2002) y otro para el año 2017. El primero se obtuvo por interpretación de fotografías aéreas y análisis de cartografía antecedente, mientras que el segundo se realizó mediante la interpretación de imágenes satelitales Landsat 8 (2017), obtenidas del Servicio Geológico de Estados Unidos o USGS, con el método de clasificación supervisada.

Las categorías de uso del suelo y vegetación definidas fueron las siguientes: roca en superficie (pastizal muy degradado), bosque, pastizal (en buen estado), zona de ribera, agropecuario y urbano, cuya zonificación actual se visualiza en la Figura 2 (izquierda). La superficie de

ocupación de cada uso del suelo se determinó con un sistema de información geográfica.

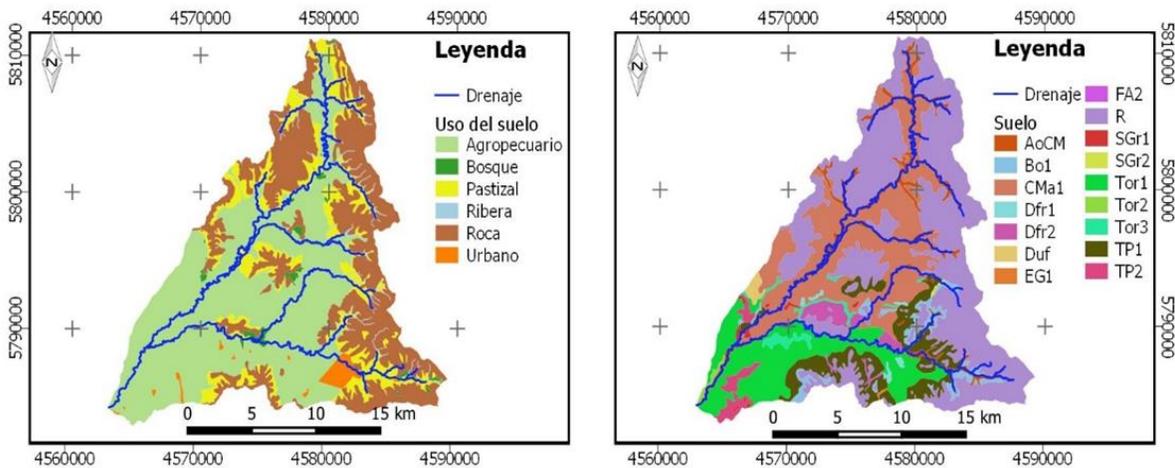


Figura 2. Mapas de usos del suelo actual (izquierda) y tipos de suelo (derecha).

La modelización del cambio de uso del suelo se realizó con el Módulo *Land Change Modeler* (LCM) del programa *Idrisi Taiga*®, que es un innovador sistema de planificación de tierras y apoyo a la toma de decisiones que está completamente integrado. Gracias a él se pudo determinar las tendencias del cambio de uso del suelo y modelar empíricamente las relaciones con variables explicativas.

La zonificación de los tipos de suelo en la CARSCH se obtuvo del Atlas de Suelos (INTA, 1995) (Figura 2, derecha), definiendo 16 unidades cartográficas. Particularmente, se trabajó con datos de profundidad del

horizonte del suelo (mm) (*soildepth*) y con la textura edáfica (Saxton & Rawls, 2006).

El cálculo del rendimiento hídrico se hizo con SIG, por medio de la aplicación del módulo *Water Yield* (WY) del modelo InVest® versión 3.4.2, el cual se basa en los principios del balance hídrico en una escala espacio-temporal, considerando la curva de Budyko (Zhang, Dawes, & Walker, 2001) y la precipitación anual.

El módulo WY, en entorno SIG, requiere la disponibilidad de las siguientes capas temáticas, cuya información debe estar especializada en formato ráster, respetando el mismo tamaño de píxel, de 30 metros. La base de datos necesaria para la aplicación del modelo en la CARSCH fue:

- El mapa de uso y cobertura del suelo para los dos momentos, 1997 y 2017 (Figura 2, izquierda).
- El mapa de tipos de suelo (Figura 2, derecha).
- Datos geoespaciales de distribución de la precipitación media anual (PMA) (mm) obtenidos a partir del *Atlas Climático Digital de la República Argentina INTA* (Bianchi & Cravero, 2010), para el periodo 1961-2010 (Figura 3, izquierda).

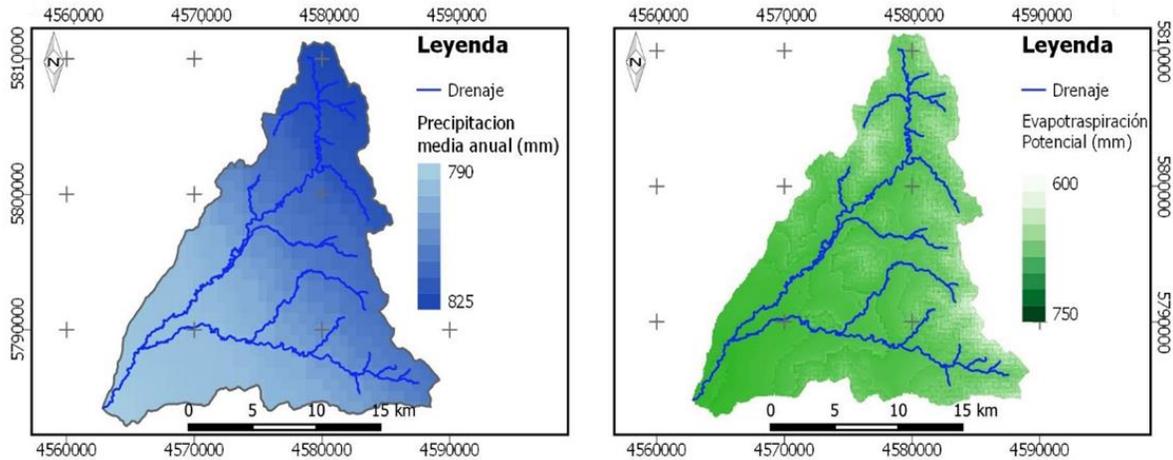


Figura 3. Mapa de precipitación (PMA) y evapotranspiración potencial media anual (PET).

- Zonificación de la evapotranspiración potencial media anual (PET) (mm) logrados del *Atlas Climático Digital de la República Argentina INTA* (Bianchi & Cravero, 2010), realizado para el período 1961-2010 (Figura 3 derecha).

El módulo WY de InVest® se basa en el procesamiento de datos de una tabla que contiene los atributos biofísicos para cada uso y cobertura del suelo, según códigos de uso del suelo preestablecidos; la profundidad de las raíces (mm), y el coeficiente de evapotranspiración (K_c) para cada uso y cobertura. El valor de K_c para la clase agrícola se estimó a partir de valores que contemplan la estacionalidad establecida por FAO (1998), así como también para pastizales naturales y bosques (Nosseto *et al.*, 2012).

Otro parámetro que requiere el módulo es la constante de Zhang (Z), que se define a partir de la estacionalidad de las precipitaciones en el área de estudio. Para calcular el valor de Z se analizó la cantidad de tormentas en un año; en función de los datos antecedentes se consideró el año 1971 como modal para esta cuantificación, alcanzando un valor de 46 los eventos de tormentas. Aplicando la ecuación de Donohue, Roderick y McVicar (2012), Z se estima como $(0.2 \times N)$, siendo N el número de tormentas, por lo cual $Z = 9.2$.

A continuación, se presenta la metodología que implementa el módulo WY para la determinación del rendimiento hídrico anual del paisaje $Y(x)$, que se definió a una escala espacial por píxel (30 x 30 m), para todas las capas de información. Se inicia aplicando la Ecuación (1):

$$Y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{P(x)}\right) \cdot P(x) \quad (1)$$

Ecuación (1): rendimiento hídrico anual $Y(x)$ (mm).

Donde $AET(x)$ es la evapotranspiración actual anual por píxel para cada tipo de cobertura y uso del suelo y $P(x)$ es la precipitación anual (mm) en ese píxel.

El cálculo de la $AET(x)$ se estableció a partir de una aproximación de la curva de Budyko, desarrollada por Zhang *et al.* (2001), expresado en la Ecuación (2):

$$\frac{AET(x)}{P(x)} = \frac{1 + \omega(x) * R(x)}{1 + \omega(x) * R(x) + \frac{1}{R(x)}} \quad (2)$$

Ecuación (2): relación de evapotranspiración.

Donde $R(x)$ es el índice de aridez de Budyko, basado en la relación entre la evapotranspiración potencial y la precipitación a nivel de píxel. En el índice de aridez de Budyko participan el factor $Kc(x)$, que es el coeficiente de evapotranspiración de cada tipo de cobertura y uso por píxel.

El valor de $R(x)$, mayores a 1 corresponde a pixeles que ocurren en áreas que son potencialmente áridas (Budyko, 1974), y se calcula por medio de la Ecuación (3):

$$R(x) = \frac{K_c(I_x) * ET_0(x)}{P(x)} \quad (3)$$

Ecuación (3): índice de aridez de Budyko.

Donde $ET_0(x)$ es la evapotranspiración en el píxel (x), que depende de la altura, humedad y orientación de la pendiente en el área.

El cálculo de $\omega(X)$ se establece con la Ecuación (4), que es un valor adimensional que relaciona el agua disponible para la planta (AWC) y la precipitación en un año. Es un parámetro biofísico que se utiliza para caracterizar las propiedades naturales del clima y el suelo (Zhang *et al.*, 2001):

$$\omega(x) = Z * \frac{AWC(x)}{P(x)} \quad (4)$$

Ecuación (4): relación agua disponible-precipitación.

Donde $AWC(x)$ (mm) se estima a partir de la textura del suelo y la profundidad efectiva de las raíces, y se calcula como la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente de la planta. El parámetro Z corresponde a la constante de Zhang y representa la estacionalidad de las precipitaciones.

La variabilidad del rendimiento hídrico está relacionada con la variabilidad espacio temporal de la precipitación debido a su alta sensibilidad en la modelización (Hamel & Guswa, 2015). Debido a ello, se integró a la metodología WY el análisis de diferentes escenarios pluviales, a partir de datos de la precipitación total anual, para establecer la respuesta hidrológica según el rendimiento hídrico. Estos escenarios aplicados en la CARSCH se elaboraron a partir de los datos pluviales de INTA mencionados, e incorporando también la base de datos mensuales

y anuales de una estación meteorológica ubicada en Tomquist, para el periodo 1908-1985. Con esta base de datos se realizó una estadística descriptiva básica, alcanzando una media de 663 mm anuales, con una desviación estándar de 193 mm. Considerando este desvío como +/-30 % del valor medio de PMA, se establecieron escenarios de exceso y déficit pluvial. A partir de este valor se procesó con SIG el mapa de precipitación media anual (PMA = escenario 0) para lograr cuatro escenarios, generando capas de precipitación de (- 15 %), (- 30 %), (+ 15 %) y (+ 30 %) de variación de la PMA.

Los resultados que aportó el modelo WY se representaron cartográficamente, y describen, en el nivel de cuenca y tabular, productos como *AET* (mm), que expresa la evapotranspiración media real; el *FRACTP* (mm), que representa la fracción media de precipitación que realmente evapotranspira, y el *WYIELD* que indica el rendimiento hídrico, expresados en las unidades de medida lineal, superficie y volumétrica (mm, ha, m³), respectivamente. Para completar el análisis del WY se realizó una tabulación cruzada con las clases de uso del suelo en ambos momentos por medio de una tabla de contingencia para registrar y analizar la asociación entre las dos variables desde la distribución de frecuencias multivariada de las variables estadísticas.

Resultados

El análisis de tendencia de cambio de usos del suelo, con SIG, se basó en el procesamiento de cada mapa según momento. A partir de estos datos, se definió la superficie de ocupación para los usos del suelo del pasado (1997) y de la actualidad (2017), siendo el área con presencia de roca de 54.61/116.46 km²; el bosque se presenta en 8.67/4.05 km²; el pastizal se distribuye sobre 114.58/50 km²; el pastoreo se realizaba en el pasado en 113.90 km²; el uso agropecuario se extiende en 81.47/184.81 km², y en la actualidad hay dos clases nuevas, que son la zona de ribera de 12.34 km² y el área urbana que se expande sobre 5.57 km². La modelización con LCM permitió evidenciar las ganancias y pérdidas, cambio neto, y persistencia de transiciones específicas del uso y cobertura del suelo en el periodo de 20 años. En 2017, la agricultura ocupó el 49 % de la cuenca (185 km²) desarrollada sobre áreas de pastoreo y pastizal en 1997; cambiaron su situación de uso, siendo ambas ocupadas por uso agropecuario mixto. En total se perdieron 64 km² de áreas de pastizales. La planificación de la zona urbana se inició en la década de 1990, pero apenas en la actualidad se visualiza su ocupación. La zona de ribera se identifica claramente hoy día debido al cambio de vegetación dado por el pobre acceso del ganado y el aumento del uso turístico-recreativo. Las zonas urbanas y bosque de ribera ocupan < 1 % del área de la cuenca en 2017. En la Figura 4 se muestran los resultados del análisis de ganancias y pérdidas de superficie por uso del suelo entre 1997 y 2017 en la cuenca.

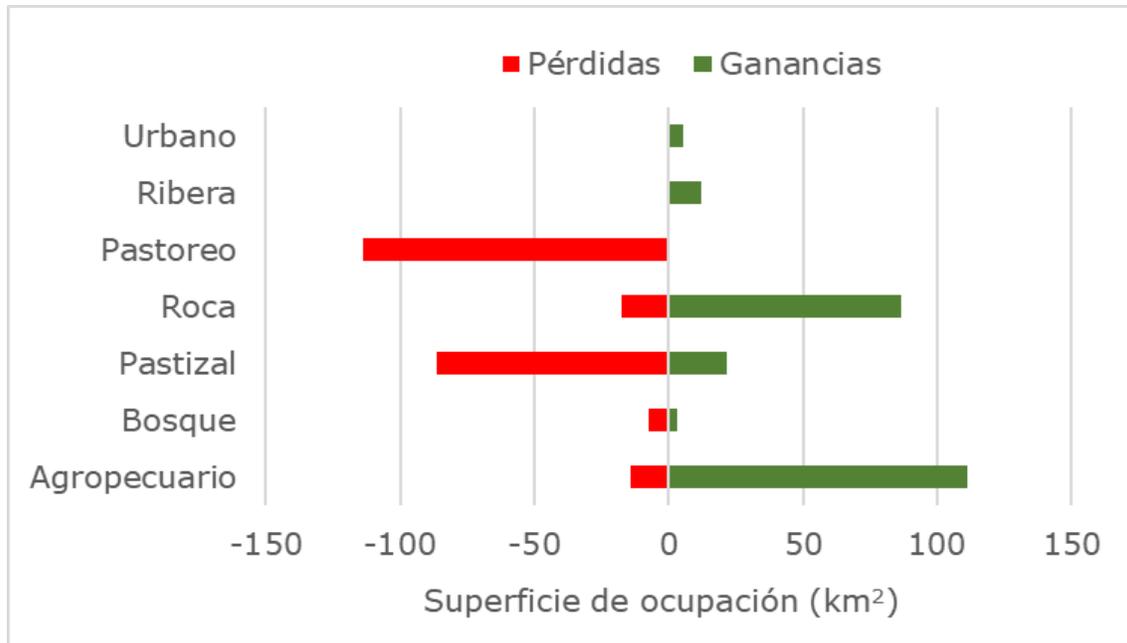


Figura 4. Distribución de ganancias y pérdidas de superficie de ocupación de uso del suelo (1997-2017).

También se establecieron las tendencias subyacentes del cambio complejo de tierras con la herramienta de abstracción del cambio, cuyos resultados se presentan en la Tabla 1. Las contribuciones al cambio neto expresaron un cambio porcentual muy alto en relación con la degradación del pastizal, generando áreas con cambio de categoría a rocosidad en superficie, uso agropecuario, bosque, área urbana y zonas ribereñas. Además, el cambio de pastoreo a implementación de actividades combinadas (agropecuarias) contribuyó a una modificación en todas las

clases de uso. La incorporación de la zona ribereña se identificó sobre la mayoría de los márgenes de los arroyos, beneficiando la dinámica hídrica superficial, al contener mayor infiltración y contención hídrica edáfico-vegetal. En cambio, la urbanización generó un aumento de pérdida hídrica en el ciclo debido al aumento del escurrimiento superficial.

Tabla 1. LCM de uso del suelo. Contribuciones al cambio neto entre 1997 y 2017.

	Contribuciones al cambio neto (% superficie)							Cambio neto por categoría
	Agropecuario	Bosque	Pastizal	Roca	Pastoreo	Ribera	Urbano	
Agropecuario	0	-0.7	-1.4	-0.39	-10.89	0.21	0.26	
Bosque	0.7	0	-0.02	-0.04	-0.17	0.14	0.01	
Pastizal	1.4	0.02	0	7.71	-1.26	0.61	0.17	
Roca	0.39	0.04	-7.71	0	-2.16	0.18	0.09	
Pastoreo	10.89	0.17	1.26	2.16	0	0.51	0.19	
Ribera	-0.21	-0.14	-0.61	-0.18	-0.51	0	0	
Urbano	-0.26	-0.01	-0.17	-0.09	-0.19	0	0	

El rendimiento hídrico reflejó la variabilidad de los escenarios de precipitación, como se observa en la Tabla 2, que muestra los resultados logrados en la modelización WY del InVest, por píxel y/o para la cuenca, según los escenarios pluviales.

Tabla 2. Resultados del módulo WY para los cinco escenarios de precipitación.

		Escenarios de precipitación (%)				
		-30	-15	0	15	30
Por píxel	<i>wyield</i> (mm)					
	Rendimiento hídrico promedio	362.89	482.49	602.69	723.18	843.82
En la cuenca	<i>wyield</i> (x-1000 m ³)					
	Volumen de rendimiento hídrico	135 445	180 083	224 948	269 919	314 946
En la cuenca	<i>wyield_ha</i> (m ³)					
	Volumen de rendimiento hídrico por hectárea	3.63	4.82	6.03	7.23	8.44

La modelización con InVest permitió reconocer la distribución geoespacial del rendimiento hídrico en el área de estudio en los cinco escenarios pluviales estudiados, como se visualiza en la Figura 5. Se identificó que la mayor amplitud de valores de WY se presentó en el escenario +30 con 206.9 mm, con un WY medio de +40 %, considerando que la amplitud en condiciones media anual fue de 196.1 mm y en déficit de -30 alcanzó a valores de 176.8 mm, con un WY medio de -39 %.

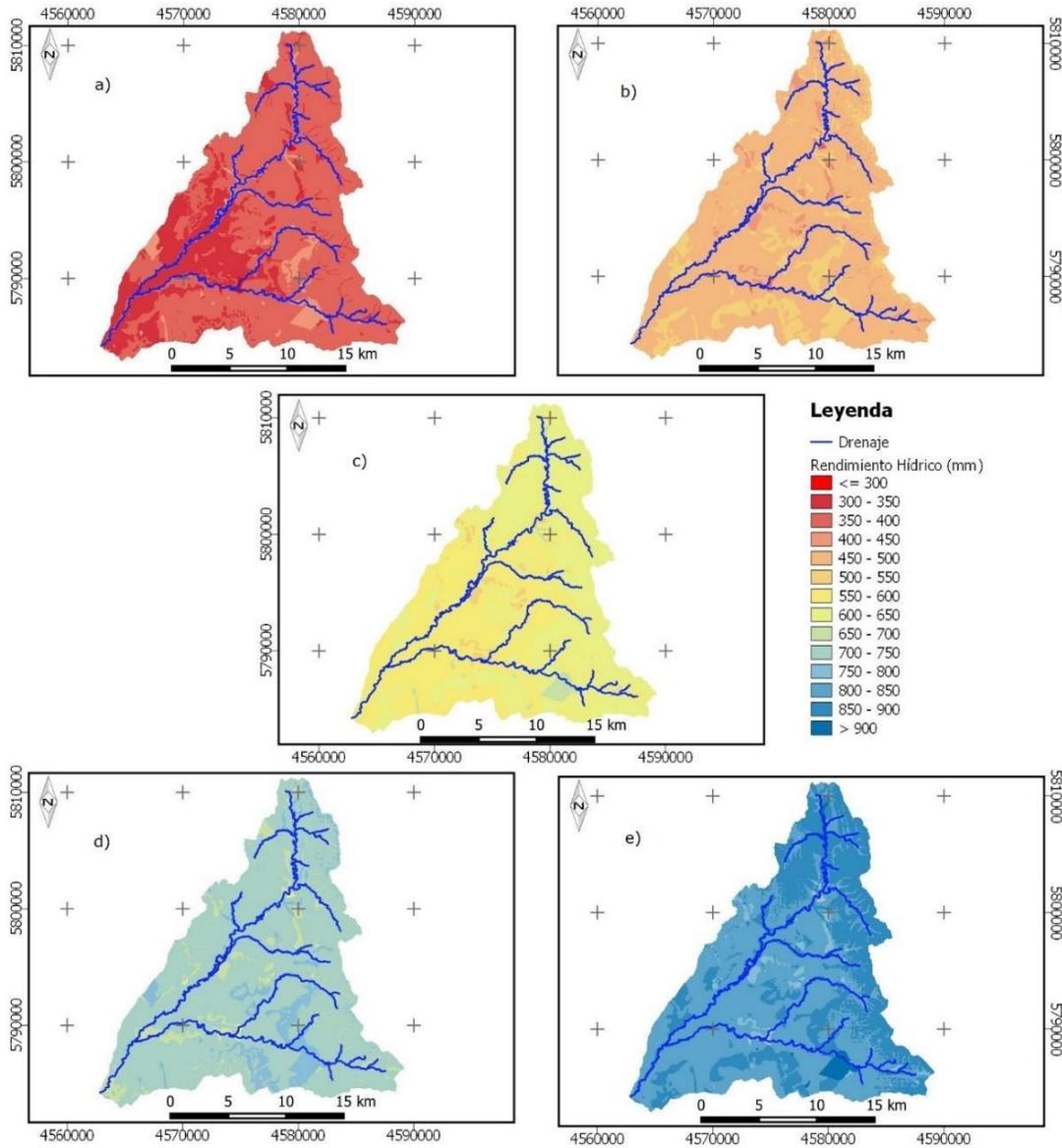


Figura 5. Mapas de resultados de WY según los escenarios: a) -30; b) -15; c) 0; d) 15; e) 30.

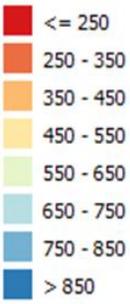
En todos los escenarios, los usos del suelo con menor cobertura, por ejemplo, el urbano y la roca, es donde se observa el mayor rendimiento hídrico promedio. En este sentido, un paisaje con menor cobertura vegetal exporta más agua en un periodo anual. Si esta situación se extrapola al pasado (1997) con los resultados alcanzados en el cambio del uso del suelo, donde predominaba la cobertura vegetal en mejor estado de conservación, estructura y distribución geoespacial, se establece una ganancia de WY del 35 % en la CARSCH, el área que no ha tenido cambio de uso del suelo, manteniendo el servicio hidrológico.

La Tabla 3 presenta un análisis de contingencia logrado a partir de interrelacionar los resultados del WY medio con los usos del suelo para la cuenca. Se visualizan colores cuyos rangos de valor coinciden con los colores de la leyenda de la Figura 5, reordenando los usos del suelo según WY. En ella se interpreta que el uso bosque, en los cinco escenarios modelados, es el que, en condiciones medias, siempre se mantuvo en la clase mínima de WY. En el otro extremo se presenta el uso urbano y roca, que tanto en situaciones de déficit como de exceso pluvial presentan los valores máximos.

Tabla 3. Tabla de contingencia entre rendimiento hídrico medio y usos del suelo en el año 2017 por escenario pluvial.

Rendimiento hídrico medio (WY) (mm)
Escenarios de precipitación (%)

Uso del suelo	-30	-15	0	15	30
Bosque	312.01	424.89	540.07	656.56	773.88
Ribera	342.58	455.29	569.83	685.54	802.04
Pastizal	355.24	472.54	591.09	710.32	829.96
Agropecuario	364.63	484.04	604.15	724.55	845.07
Roca	365.20	487.24	609.27	731.30	853.34
Urbano	422.69	543.57	664.46	785.34	906.23



Considerando el LCM, en el pasado, con la ausencia de la urbanización y la mejor cobertura sobre la zona rocosa compuesta por el pastizal (18.42%), con el uso pastoril menos agresivo (30,52%) y la mayor presencia de bosques (1.24%), se infiere que el WY se comportaría en todos los escenarios de precipitación con valores menores a 250 mm, alcanzando el valor de 257.89 mm sólo en el caso de uso agropecuario.

La Figura 6 muestra la variabilidad del WY en la CARSCH, en respuesta de los escenarios estudiados, indicando los valores máximos y mínimos logrados, y los resultados del análisis estadístico básico con SIG de los mapas de Figura 5. Se presenta la ecuación de regresión lineal y R^2 (porcentaje de variación de la variable de respuesta) en cada caso, que demuestra un buen ajuste del modelo a sus datos; de esta manera se establece que la cuenca reacciona de una forma ante cada escenario. Se incorporó al gráfico estadístico, el símbolo de las barras de error (al +/- 5%), que indica que la concentración de valores es elevada.

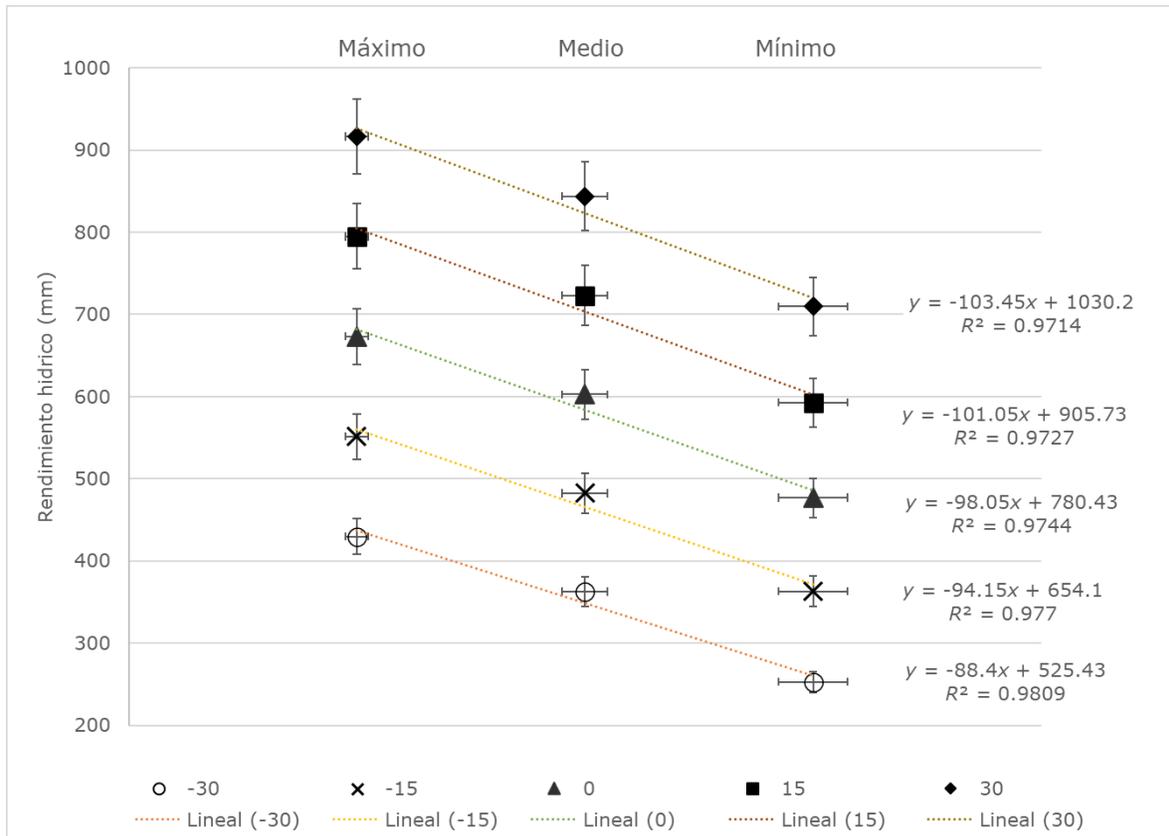


Figura 6. Rendimiento hídrico y análisis estadístico para los escenarios:
a) -30; b) -15; c) 0; d) 15; e) 30.

Como menciona Gaspari (2002), cuando el análisis se lleva a cabo en cuencas altamente intervenidas, durante los periodos de exceso hídrico/pluvial (p. ej., en el escenario +30), el agua no es contenida por la cuenca, lo que provoca riesgo de inundaciones; y ante escasos eventos

de precipitación y en presencia de sequía (p. ej., en el escenario -30), se expresa la escasez hídrica como se interpreta en la CARSCH.

En relación con la fracción media de precipitación que realmente evapotranspira a nivel de cuenca (FRACTP), se analizó geoespacialmente su distribución en un mapa agrupado en cinco rangos de valores, donde se corroboró el resultado ya mencionado en relación con el uso del suelo urbano, manteniendo el mismo los valores más bajos. En particular, los usos del suelo con presencia de cobertura vegetal reflejan los valores más altos en todos los escenarios; el uso de bosque es el más favorecido en la relación FRACTP.

El servicio ecosistémico que brinda la cobertura vegetal en la CARSCH es un beneficio con respecto al rendimiento hídrico, pero no es la producción sino la regulación y conservación. Por ello, una cuenca con una buena cobertura de vegetación anual presenta una balanceada provisión del recurso hídrico, otorgando una oferta suficiente durante los meses secos, y regulando la crecida de ríos y/o inundaciones.

Discusión

El estudio del cambio del uso del suelo integrado a escenarios pluviales facilitó el entendimiento geoespacial del WY. El uso actual (2017) del suelo en la CARSCH presenta una vegetación dominada por pastizal y uso productivo agropecuario, y mantiene una descarga hídrica base de ~200 mm/año, considerando que la amplitud en condiciones media anual fue de 196.1 mm y, aproximadamente, un cuarto de los aportes de la precipitación. Los restantes tres cuartos de la precipitación de esta cuenca se perderían por evapotranspiración y picos de creciente. Esta situación se generó debido al cambio del uso del suelo en los últimos 40 años.

El uso del módulo WY de InVest permitió cuantificar la influencia en la distribución espacial del rendimiento hídrico ante el cambio en el uso y cobertura del suelo en la cuenca. Se observó que las zonas con la cobertura de pastizal y bosque, en la cabecera de la cuenca, son áreas de suministro hídrico; mientras que las áreas con agricultura, en las zonas medias a bajas, representan áreas de menor regulación del recurso hídrico y alta demanda de agua. Este esquema expresa el patrón espacial del servicio ecosistémico hidrológico constituido por áreas fuente y sumidero (Brauman *et al.*, 2007). Es importante mencionar que áreas de máximo rendimiento hídrico pueden considerarse como áreas prioritarias para dirigir esfuerzos de conservación (Zarandian *et al.*, 2017). Así, este análisis facilita la identificación de las áreas de provisión hídrica en la cuenca. Tal situación evidencia e incrementa la necesidad del manejo integral del recurso hídrico entre los beneficiarios de la cuenca (principalmente productores agrícolas).

El servicio ecosistémico hidrológico que brinda la cobertura vegetal natural en una cuenca hidrográfica (beneficio) con respecto al rendimiento hídrico no es la producción sino la regulación hídrica. Por ello se infiere que en esta cuenca la provisión del recurso hídrico no se encontraría balanceada debido a la pérdida de cobertura natural (pastizales) durante el periodo estudiado, pues una buena cobertura de vegetación presentaría una balanceada provisión del recurso hídrico en un periodo anual, otorgando una oferta suficiente durante el verano, y ausencia de inundaciones o crecidas de ríos.

El análisis de la tasa de cambio de uso del suelo reflejó las transformaciones en la estructura productiva regional, derivadas de la introducción de tecnología y de la adquisición de capacidades técnicas de los productores agropecuarios; favoreció la sustentabilidad del sistema, al aumentar la productividad y que la aptitud de los suelos no fuera subutilizada, considerando el reemplazo del uso del suelo para pastoreo del 1997 por agricultura en 2017. El uso del suelo para pastoreo implica una reducción en las tasas de infiltración y percolación, dada por la compactación del suelo, producto del pisoteo de los animales; de esta forma se incrementa el rendimiento hídrico, reduciendo los niveles de regulación hídrica en la cuenca (Park, Ale, Teague, & Dowhower, 2017). Por tal razón, la conversión de este uso del suelo por agricultura mejoraría la respuesta hidrológica de la cuenca en 2017. Sin embargo, son clave las estrategias de manejo del suelo en la producción agrícola.

Según Torrero *et al.* (2010), el aumento de FRACT en zonas con presencia de roca y cabecera de cuenca tendría una relación directa en los procesos de erosión hídrica, como es el caso de la CARSCH, que ante un escenario de escasez hídrica (reducción de 30% de precipitación), el modelo WY sugiere un 60 % menos de rendimiento hídrico total en la cuenca, indicando a las áreas de uso agrícola con menor regulación hídrica; mientras que un escenario de incremento de precipitación de 30 % aumentaría el rendimiento hídrico total en un 140 %, lo cual sugiere que esta cuenca es vulnerable ante los extremos hídricos.

En coincidencia con Hamel y Guswa (2015), quienes señalaron que, a partir de un análisis de incertidumbre, que el modelo es más sensible a la precipitación que al cambio en los valores de evapotranspiración potencial, en una cuenca de North Carolina, Estados Unidos, en la CARSCH, la respuesta del modelo WY sugiere que el rendimiento hídrico es sensible a los cambios en las precipitaciones.

La aplicación del WY del InVest requiere de un entendimiento integral del sistema, considerando factores intrínsecos del área en estudio y refinando la generación de los requerimientos necesarios (Scordo *et al.*, 2018).

El análisis del funcionamiento hidrológico y funcional de una cuenca conlleva a comprender la estructura, funcionamiento y distribución de los ecosistemas que la conforman, donde la implementación de un enfoque físico-geográfico conforma una visión integradora de todos los componentes naturales, como mencionan Cotler y Priego (2004).

La zonificación y análisis espacio temporal del uso del suelo conforman el estudio de los servicios ecosistémicos, y colaboran con la toma de decisiones en un potencial ordenamiento territorial, e incorporan un estudio sobre su rendimiento hídrico para una producción sustentable, que equilibra la conservación y protección del ambiente.

Conclusiones

El modelo hidrológico InVest WY estimó la variabilidad espacial del rendimiento hídrico en la cuenca CARSH ante el cambio de uso y cobertura del suelo, y considerando escenarios pluviales. La capacidad de regulación hídrica en esta cuenca disminuyó en los últimos 40 años debido a la pérdida de cobertura natural a expensas de la expansión del uso del suelo agrícola. A su vez, la cuenca CARSH presenta mayor vulnerabilidad hídrica ante escenarios extremos de sequía e inundación.

El aporte logrado en este trabajo se hizo con base en el conocimiento geoespacial y temporal de la distribución del servicio ambiental de provisión hídrica en una cuenca hidrográfica. De esta manera, por medio de una herramienta técnica SIG de fácil aplicación y

libre acceso, se pueden plantear nuevas pautas de ordenamiento territorial, racionalizando el uso del suelo y la actividad antrópica, promoviendo el desarrollo de información geoespacial, a fin de mejorar la productividad del territorio para el uso sustentable de agua y suelo.

Además, se sugiere incorporar al uso del modelo InVest© de funciones ecosistémicas hidrológicas un enfoque socioeconómico que potenciaría las metodologías para encontrar estrategias de adaptación al cambio global (Trisurat *et al.*, 2018), e incorporar la identificación de los beneficiarios directos del servicio de provisión hídrica (agricultores), y la influencia de las pautas de manejo del suelo y producción que emplean.

Por último, es recomendable concretar un esfuerzo en el sistema de monitoreo de variables ambientales continuo en el tiempo y en el espacio en la cuenca (estaciones meteorológicas, hidrométricas).

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Proyecto N° 11/A286, denominado "Estudio de los servicios hidrológico-ambientales para aportar a la sustentabilidad de la Región Serrana Bonaerense" de la Universidad Nacional de La Plata, del Programa de Incentivos a la Investigación del Ministerio de Educación de la Nación Argentina.

Referencias

- Barkmann, J., Glenk, K., Keil, A., Leemhuis, C., Dietrich, N., Gerold, G., & Marggraf, R. (2008). Confronting unfamiliarity with ecosystem functions: The case for an ecosystem service approach to environmental valuation with stated preference methods. *Ecological economics*, 65(1), 48-62.
- Bangash, R. F., Passuello, A., Sanchez-Canales, M., Terrado, M., López, A., Elorza, F. J., Ziv, G., Acuña, V., & Schuhmacher, M. (2013). Ecosystem services in Mediterranean river basin: Climate change impact on water provisioning and erosion control. *Science of the Total Environment*, 458, 246-255.
- Bianchi, A., & Cravero, S. (2010). *Atlas Climático Digital de la República Argentina*. Salta, Argentina: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., & Mooney, H. A. (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 67-98.
- Budyko, M. I. (1974). *Climate and Life*. San Diego, USA: Academic.
- Casado, A., & Campo, A. M. (2019). Extremos hidroclimáticos y recursos hídricos: estado de conocimiento en el suroeste bonaerense, Argentina. *Cuadernos Geográficos*, 58(1), 6-26.
- Cotler, H., & Priego, A. (2004). El análisis del paisaje como base para el manejo integrado de cuencas: caso de la cuenca Lerma-Chapala.

México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología.

Donohue, R. J., Roderick, M. L., & McVicar, T. R. (2012). Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydrological processes into Budyko's hydrological model. *Journal of Hydrology*, (436), 35-50. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.02.033

Espósito, M., Fernández, S., Sequeira, M., & Paoloni, J. (2016). Relación entre la oferta calculada del recurso hídrico superficial y la demanda de agua de los cultivos en una cuenca del sur de la región pampeana. *Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNR* (28), 007-016.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1998). *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements*. Rome, Italy: Natural Resources Management and Environment Department. Recuperado de www.fao.org

Galizzi, F., Peinemann, N., & Lamberto, S. (1998). Relación suelo-vegetación en áreas de transición entre condiciones de estepa y halomorfismo en el Sur de la Provincia de Buenos Aires. *Revista Quebracho*, 8, 30-39.

Gaspari, F. J. (2002). *Ordenamiento territorial en cuencas serranas. Aplicación de Sistemas de Información Geográfica (SIG)*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones Cooperativas.

- Gaspari, F. J., Diaz-Gómez, A. R., Delgado, M. I., & Senisterra, G. E. (2015). Evaluación del servicio ambiental de provisión hídrica en cuencas hidrográficas del sudeste bonaerense. Argentina. *Revista Facultad de Agronomía*, 114 (núm. esp. 1), 214-221.
- Gentili, J. O., & Gil, V. (2013). *Variabilidad temporal de las precipitaciones en vertientes opuestas del Sistema de Ventania, Buenos Aires, Argentina*. *Revista Universitaria de Geografía*, 22, 147-166.
- Hamel, P., & Guswa, A. J. (2015). Uncertainty analysis of a spatially explicit annual water-balance model: Case study of the Cape Fear basin, North Carolina, 19, 839-853. DOI: doi:10.5194/hess-19-839-2015
- Hoyer, R., & Chang, H. (2014). Assessment of freshwater ecosystem services in the Tualatin and Yamhill basins under climate change and urbanization. *Applied Geography*, 53, 402-416. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.06.023>.
- INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. (1995). *Atlas de Suelos de la República Argentina. Escala 1:500.000. Versión Digital*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., & Noretto, M. D. (2009). Ecohydrology in a human-dominated landscape. *Ecohydrology*, 2, 383-389.
- Jobbágy, E., Acosta, A. M., & Noretto, M. D. (2013). Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las

- sierras de Córdoba (Argentina). *Asociación Argentina de Ecología. Ecología Austral*, 23, 87-96.
- Lang, Y., Song, W., & Zhang, Y. (2017). SC. *Physics and Chemistry of the Earth*, 101, 102-111.
- Modernel, P., Rossing, W. A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., & Tiftonell, P. (2016). Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters*, (11), 113002.
- Navarro, E. L., & Cano, D. (2017). *Análisis morfométrico comparativo de los tramos superiores de las cuencas de los arroyos Sauce Chico, Napostá y Sauce Grande, Sierras Australes: uso de técnicas digitales*. IV Congreso Internacional Científico y Tecnológico-CONCYT 2017, Bernal, Provincia de Buenos Aires, Argentina.
- Nosetto, M. D., Jobbágy, E. G., Brizuela, A. B., & Jackson, R. B. (2012). The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 2-11.
- Park, J. Y., Ale, S., Teague, W. R., & Dowhower, S. L. (2017). Simulating hydrologic responses to alternate grazing management practices at the ranch and watershed scales. *Journal of Soil and Water Conservation*, 72(2), 102-121.
- Redhead, J. W., Stratford, C., Sharps, K., Jones, L., Ziv, G., Clarke, D., Oliver, T. H., & Bullock, J. M. (2016). Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national

scale. *Science of the Total Environment*, (569-570), 1418-1426.
DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.227

Saxton, K. E., & Rawls, W. J. (2006). Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 1578, 1569–1578.
<http://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>

Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Sharp, R., & Nelson, E. (2013). *InVest 2.5.3 user's guide*. Stanford, USA: The Natural Capital Project. Recuperado de <http://www.naturalcapitalproject.org>

Terrado, M., Ennaanay, D., Tallis, H., & Sabater, S. (2014). Impact of climate extremes on hydrological ecosystem services in a heavily humanized Mediterranean basin. *Ecological Indicators*, 37, 199-209. Recuperado de <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.016>

Trisurat, Y., Aekakkararungroj, A., Ma, H. O., & Johnston, J. M. (2018). Basin-wide impacts of climate change on ecosystem services in the Lower Mekong Basin. *Ecological Research*, 33(1), 73-86.

Torrero, M. P. (2009). *Río Sauce Chico: estudio hidrográfico para un Desarrollo Sustentable* (tesis de Doctorado en Geografía). Bahía Blanca, Argentina: Editorial Universidad Nacional del Sur.

Torrero, M. P. & Campo, A. M. (2008). Hidrogeomorfología de la cuenca en el Río Sauce Chico, Argentina. *Revista Geográfica de Valparaíso*, 41, 1-13.

- Torrero, M. P., Campo, A. M., & Uboldi, J. (2010). Environmental assessment of the Sauce Chico river basin, Argentina derived from satellital images and use of geographic information systems. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (10), 18-53.
- Van Lynden, G. W. J., & Oldeman, L. R. (1997). *The assessment of the human-induced soil degradation in South and Southeast Asia*. Wageningen, The Netherlands: International Soil Reference and Information Centre.
- Vázquez, P., & Zulaica, L. (2011). Cambios en el uso de la tierra del partido de Tandil y principales impactos ambientales. *Revista Párrafos Geográficos*, 10(2), 242-267.
- Vigerstol, K. L., & Aukema, J. E. (2011). A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2403-2409. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.040>
- Scordo, F., Lavender, T. M., Seitz, C., Perillo, V. L., Rusak, J. A., Piccolo, M., & Perillo, G. M. (2018). Modeling water yield: Assessing the role of site and region-specific attributes in determining model performance of the InVEST seasonal water yield model. *Water*, 10(11), 1496.
- Zarandian, A., Baral, H., Stork, N. E., Ling, M. A., Yavari, A. R., Jafari, H. R., & Amirnejad, H. (2017). Modeling of ecosystem services informs

spatial planning in lands adjacent to the Sarvelat and Javaherdasht protected area in northern Iran. *Land Use Policy*, 61, 487-500.

Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37, 701-708.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-01-04

Artículos

La demanda química de oxígeno con el procedimiento APHA/AWWA/WEF 5220 D para rango alto adaptado a microescala

Chemical oxygen demand with APHA/AWWA/WEF 5220 D procedure for high concentration adapted to micro-volume

Julio César Morales-Mejía¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0230-1953>

María Gabriela Vargas-Martínez²

Javier Medina-Camps³

¹Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México, Estado de México, México, mmjc_80@yahoo.com.mx

²Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México, Estado de México, México, mgvargasm@gmail.com

³Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México, Estado de México, México, jmedina.iq@gmail.com

Autor para correspondencia: Julio César Morales-Mejía,
mmjc_80@yahoo.com.mx

Resumen

En este estudio se realizaron pruebas de linealidad y de precisión, a fin de determinar la demanda química de oxígeno (DQO) en agua para una adaptación a microescala del método de reflujo cerrado a volumen pequeño para rango alto de APHA/AWWA/WEF. El trabajo tuvo como objetivo principal demostrar que es posible obtener mediciones adecuadas al adaptar a microescala el método 5220 D de APHA/AWWA/WEF, referencia de amplio uso internacional para determinar la DQO en agua. El método adaptado a microescala requirió solamente de cambios en la concentración de cada sustancia en la solución de digestión, pero no así en la solución catalizadora de sulfato de plata, de manera tal que la concentración de cada una de estas sustancias en los tubos de digestión fuera casi igual a aquella correspondiente al método original (exceptuando la del sulfato de mercurio, que fue reducida de forma deliberada). En la adaptación a microescala que aquí se presenta, los volúmenes dosificados de todos los reactivos líquidos se midieron con pipetas volumétricas clase A, mejorando la precisión en las

mediciones con respecto al uso tanto de pipetas graduadas como de émbolo (necesarias para efectuar el método original). Los resultados obtenidos para la adaptación a microescala demostraron excelente ajuste lineal y precisión del sistema.

Palabras clave: DQO, microescala, linealidad, precisión, agua, Métodos Estandarizados.

Abstract

In this study, linearity and precision tests were performed for the determination of the chemical oxygen demand (COD) in water, for a micro-volume adaptation of the closed reflux method for small volume for high range of APHA/AWWA/WEF. The main objective of the work was to demonstrate that it is possible to obtain adequate measurements by adapting the APHA/AWWA/WEF method 5220 D, a widely used international reference for determining COD in water, on a micro-volume adaptation. The micro-volume adapted method required only changes in the concentration of each substance in the digestion solution, but not in the silver sulfate catalyst solution, so that the concentration of each of these substances in the tubes digestion was almost equal to that corresponding to the original method (except for mercury sulfate, which was deliberately reduced). In the micro-volume adaptation presented here, the dosed volumes of all liquid reagents were measured using class A volumetric pipettes, improving the precision of measurements with

respect to the use of both graduated and plunger pipettes (necessary to carry out the original method). The results obtained for the micro-volume adaptation demonstrated excellent linear fitting and precision of the system.

Keywords: COD, micro-volume, linearity, precision, water, Standard Methods.

Recibido: 16/04/2019

Aceptado: 21/05/2020

Introducción

En el tratamiento de agua y de aguas residuales es necesario determinar las impurezas para entonces establecer las tecnologías de depuración más adecuadas. Los contaminantes presentes en el agua son de naturaleza muy variada e incluyen, entre otros muchos, a los materiales orgánicos. Los análisis globales de sustancias orgánicas en agua, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y

carbono orgánico total (COT), dan una aproximación adecuada de la suma de los contaminantes orgánicos que comparten alguna propiedad en común. Estos tres parámetros, basados en procesos de oxidación, son cuantificaciones indirectas de los constituyentes orgánicos del agua, cuya determinación suele ser rutinaria en las plantas de tratamiento de aguas residuales, así como en muchos laboratorios certificados.

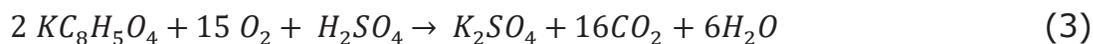
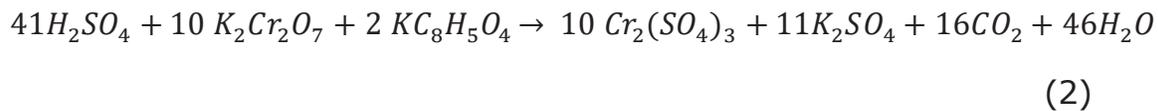
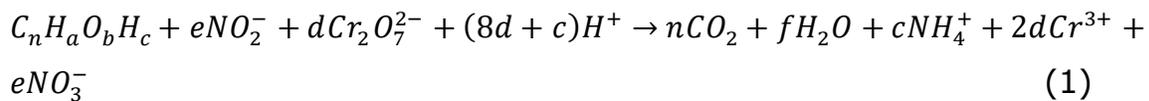
De acuerdo con Metcalf & Eddy Inc. (2004), la demanda química de oxígeno (DQO) total es el oxígeno equivalente a los materiales orgánicos en la muestra de agua que pueden ser oxidados químicamente mediante una solución de dicromato (oxidante más común) en medio ácido, junto con un catalizador e inhibidores de interferencias. En tanto, APHA, AWWA y WEF (1985) definen a la DQO de forma más general, indicando que es la medición del oxígeno equivalente al contenido de materia orgánica de una muestra que es susceptible a la oxidación química por un oxidante químico fuerte (no necesariamente dicromato).

En la obra de APHA, AWWA y WEF (1985) se establece que, durante la cuantificación de la DQO, la oxidación con dicromato logra oxidar entre el 95 y 100 % de las sustancias orgánicas, resistiendo a esta oxidación sólo los compuestos piridínicos y los compuestos orgánicos volátiles (COVs); los primeros, por ser químicamente estables ante las condiciones de reacción propuestas, y los últimos porque sólo pueden ser oxidados al estar en la fase líquida en contacto con el oxidante y, al estar en reflujo, son fácilmente transferidos a la fase gas.

De entre los métodos disponibles para determinar la DQO, el colorimétrico con reflujo cerrado a pequeña escala es bastante usado (como en la norma NMX-AA-030/2-SCFI-2011) (DOF, 2011) y su importancia va en aumento. Esto, porque con él se requiere solamente de un espectrofotómetro visible, y los volúmenes de muestra y de reactivos son mucho menores que en el caso del reflujo abierto, generando menor cantidad de residuos peligrosos (con toxicidad ambiental por las especies de cromo y/o de mercurio, que son de alta reactividad por ser medios fuertemente ácidos y por la presencia del oxidante fuerte dicromato): 50 a 150 ml con reflujo abierto en comparación con 5 a 7.5 ml con los métodos de reflujo cerrado convencionales.

De forma general, la Ecuación (1) muestra la reacción que se tiene durante el análisis de DQO (considerando especies orgánicas nitrogenadas donde la valencia del nitrógeno es -3 hay nitritos en cantidad importante (mayor que 2 mg de nitrógeno de nitritos por litro), y no hay concentración importante de especies inorgánicas reducidas como Fe^{2+} , S^{2-} , Mn^{2+} , etc.) (APHA, AWWA, & WEF, 1985; APHA, AWWA, & WEF, 2017; ASTM, 2012). Para el caso de que se use biftalato de potasio como material orgánico a oxidar (curva de calibración), la reacción en el sistema de reflujo será la de la Ecuación (2) (ASTM, 2012). Por último, en la Ecuación (3) se tiene la reacción química si se planteara la oxidación del biftalato de potasio con oxígeno molecular (ASTM). Así, de acuerdo con las reacciones (2) y (3), un mol de dicromato tiene la misma capacidad de oxidación que 1.5 moles de oxígeno molecular y, con base en la

reacción (3), la DQO teórica del biftalato es de 1.175 g de oxígeno por cada gramo de biftalato de potasio:



Por otra parte, las principales interferencias en la determinación de la DQO son las siguientes: presencia en concentraciones importantes de compuestos orgánicos volátiles alifáticos lineales, de halógenos, de nitritos y de especies reducidas inorgánicas (Fe^{2+} , S^{2-} , Mn^{2+} , etc.). Para el método 5220 D original se establece que, en muestras con baja presencia de nitritos y de interferencias químicas (los cloruros son las únicas que suelen estar presentes en la mayoría de las muestras), las soluciones requeridas son dos solamente: la de digestión (dicromato de potasio) y la catalítica (sulfato de plata en ácido sulfúrico concentrado). Si la cantidad de cloruros es de importancia, entonces es necesaria la adición de sulfato de mercurio a la solución de dicromato). En el caso del

método 5220 D original, el volumen recomendado de la muestra y de las otras soluciones se presenta en la tabla 508:I de APHA, AWWA y WEF (1985), donde se establece también que puede trabajarse con otros volúmenes de estas soluciones siempre y cuando la relación entre ellas se conserve en 1:0.6:1.4 (volúmenes de muestra:solución de digestión:solución catalizadora), con las concentraciones indicadas en la misma referencia y en sus ediciones posteriores.

Materiales y métodos

En este trabajo se desarrolló la validación parcial de un método de análisis de la DQO mediante refluo cerrado 5220 D (APHA, AWWA, & WEF, 1985), que fue adaptado a microescala. Para ello, se analizó la linealidad del sistema y la precisión. Se realizaron soluciones con un patrón primario: el biftalato de potasio de alta pureza (Sigma-Aldrich). El patrón se secó a 105 °C por 60 minutos y luego disuelto en agua tridestilada (Ventas Químicas, S.A.), para tener soluciones con concentraciones de 0, 200, 400, 600 y 800 mg/l del compuesto (equivalentes a DQO de 0, 235, 470, 705 y 940 mg O₂ /l, respectivamente).

Los tubos de vidrio borosilicato se lavaron previamente con una solución 1:10 (en volumen) de ácido sulfúrico concentrado en agua tridestilada, se enjuagaron con agua y se secaron al aire. Se prepararon las soluciones catalizadora y de digestión de manera tal que en la adaptación a microescala se mantuvo la misma concentración que la del método 5220-D original de dicromato, sulfato de plata y ácido sulfúrico en el tubo de vidrio, justo antes de comenzar la digestión (excepto la concentración inicial de sulfato de mercurio, que se redujo al considerar que el método a microescala se aplicará a aguas residuales municipales con bajas concentraciones de cloruros; con ello se buscó reducir la peligrosidad y el impacto ambiental de los residuos generados en el análisis).

Posteriormente, las soluciones (Tabla 1) y luego las muestras (soluciones de biftalato de potasio) se agregaron a los tubos de vidrio del digestor, como se indica en la Tabla 2. Los tubos se taparon firmemente, se agitaron de forma lenta y se colocaron en el bloque digestor (HANNA Instruments, HI839800) precalentado a 150 °C. Ahí se efectuó la digestión de las soluciones patrón a 150 °C durante dos horas (reflujo cerrado). Culminada la digestión, los viales se enfriaron lentamente al aire hasta temperatura ambiente y se agitaron con suavidad sin invertir el tubo de vidrio. Las absorbancias de las soluciones digeridas y enfriadas se leyeron en el espectrofotómetro (Shimadzu UV1601), en una celda de vidrio rectangular con longitud de paso óptico de 1 cm, usando agua tridestilada como blanco (o referencia) del espectrofotómetro, midiendo

la absorbancia a 600 nm (debida a la generación de cromo III). Para esta adaptación a microescala se utilizó agua tridestilada como blanco en lugar de la solución a 0 mg O₂/l no digerida que se establece en APHA, AWWA y WEF (2017) para determinar el desempeño del método con un blanco no específico para este parámetro. El blanco de agua se indica para la medición a 420 nm por APHA, AWWA y WEF (2017), de manera que su uso como referencia a 600 nm constituye una opción de interés práctico en los laboratorios de análisis de calidad del agua.

Tabla 1. Soluciones para el método 5220 D y su modificación a microescala. Basado en APHA, AWWA y WEF (2017).

	Método original	Método adaptado a microescala
Solución catalítica (Ag ₂ SO ₄)	5.5 g de Ag ₂ SO ₄ por cada kilogramo de H ₂ SO ₄ concentrado	Solución comercial a 10 g/l de Ag ₂ SO ₄ en H ₂ SO ₄ concentrado
Solución de digestión (Cr ₂ O ₇ ²⁻)	10.216 g de K ₂ Cr ₂ O ₇ , 33.3 g de HgSO ₄ , (secados a 105 °C por dos horas); 400 ml de agua tridestilada; 167 ml de H ₂ SO ₄	10.22 g de K ₂ Cr ₂ O ₇ , 0.75g de HgSO ₄ (secados a 105°C por 2 horas); 400 ml de agua tridestilada; 500 ml de H ₂ SO ₄ concentrado (lentamente), enfriando a

concentrado (lentamente añadido); aforar a 1 000 ml con agua tridestilada; tal fue el orden	temperatura ambiente con hielo externamente; aforar a 1 000 ml con agua; tal fue el orden
---	--

Tabla 2. Dosificación de cada reactivo en el tubo de reacción para el Método 5220-D. Basado en APHA, AWWA y WEF (2017).

	Método original	Método adaptado a microescala
Muestra	2.5 ml	1.0 ml
Solución catalizadora (Ag_2SO_4)	3.5 ml	1.0 ml
Solución de digestión ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$)	1.5 ml	0.5 ml
Volumen total en el tubo (ml)	7.5	2.5

En algunas muestras se formó un precipitado blanco, que depositó en la boca de los tubos; en esos casos, se le retiró mecánicamente antes de leer las muestras en el espectrofotómetro. Los datos se analizaron usando el *software Origin Pro v. 8* y en Microsoft Excel.

Para la linealidad se midió la curva de calibración por triplicado para cinco niveles de concentración; para la precisión del método se realizaron

digestiones por sextuplicado de muestras de tres niveles de concentración, todo por duplicado. Con los valores de DQO determinados, se calculó el coeficiente de determinación (r^2) para evaluar el ajuste al modelo lineal y el coeficiente de variación (CV) para evaluar la precisión.

En el método 5220 D adaptado a microescala se cuidó que las adiciones de reactivos y muestras fueran con pipetas volumétricas clase A y no con pipetas de émbolo o graduadas, como sería necesario en el método original 5220 D o en la norma técnica mexicana NMX-AA-030/2-SCFI-2011. En la Tabla 3 se muestran las concentraciones de los reactivos en los tubos justo antes de iniciar la digestión de las muestras. Para cumplir con la igualdad de concentraciones iniciales en ambos métodos (el original y el adaptado a microescala), se adecuó la cantidad de H_2SO_4 en la solución de digestión en la propuesta a microescala.

Tabla 3. Concentraciones de especies químicas de interés para el Método 5220-D justo antes de iniciar la digestión (basado en APHA, AWWA, & WEF, 2017).

	Método original	Método adaptado a microescala
Ag_2SO_4	4.697 g/l	4.000 g/l
$K_2Cr_2O_7$	2.043 g/l	2.044 g/l
H_2SO_4	901.720 g/l	901.600 g/l

HgSO ₄	6.660 g/l	0.150 g/l
-------------------	-----------	-----------

Es importante establecer que la concentración de HgSO₄ en la solución de digestión fue reducida drásticamente en la adaptación a microescala, pues en la mayoría de las muestras de agua residual municipal y de agua residual tratada no se esperan altas concentraciones de cloruros. Para este estudio se consideró una concentración de cloruros máxima en el agua de 4.5 mg Cl⁻/l (7.4 mg NaCl/l). Además, en el método original se establece que la cantidad de sulfato de mercurio puede modificarse de acuerdo con los cloruros esperados en la muestra a analizar. Se considera que la interferencia por los cloruros se elimina de modo apropiado con concentración de mercurio en el tubo de digestión 10 veces mayor que la de cloruros (APHA, AWWA, & WEF, 2017).

Resultados y discusión

Tras realizar la digestión de las muestras patrón por triplicado se graficaron las curvas de calibración tanto para los resultados del análisis

con el método original (convencional) como para los obtenidos del adaptado a microescala (Figura 1). En este segundo caso, todas las gráficas resultantes tuvieron un coeficiente de determinación (r^2) mayor que 0.98. Por ello, de acuerdo con Colegio Nacional de Químicos Farmacéuticos Biólogos México, A.C. (2002), el método a microescala es válido para linealidad del sistema. El método 5220-D original ya ha sido ampliamente validado y no se repitió su validación en este trabajo.

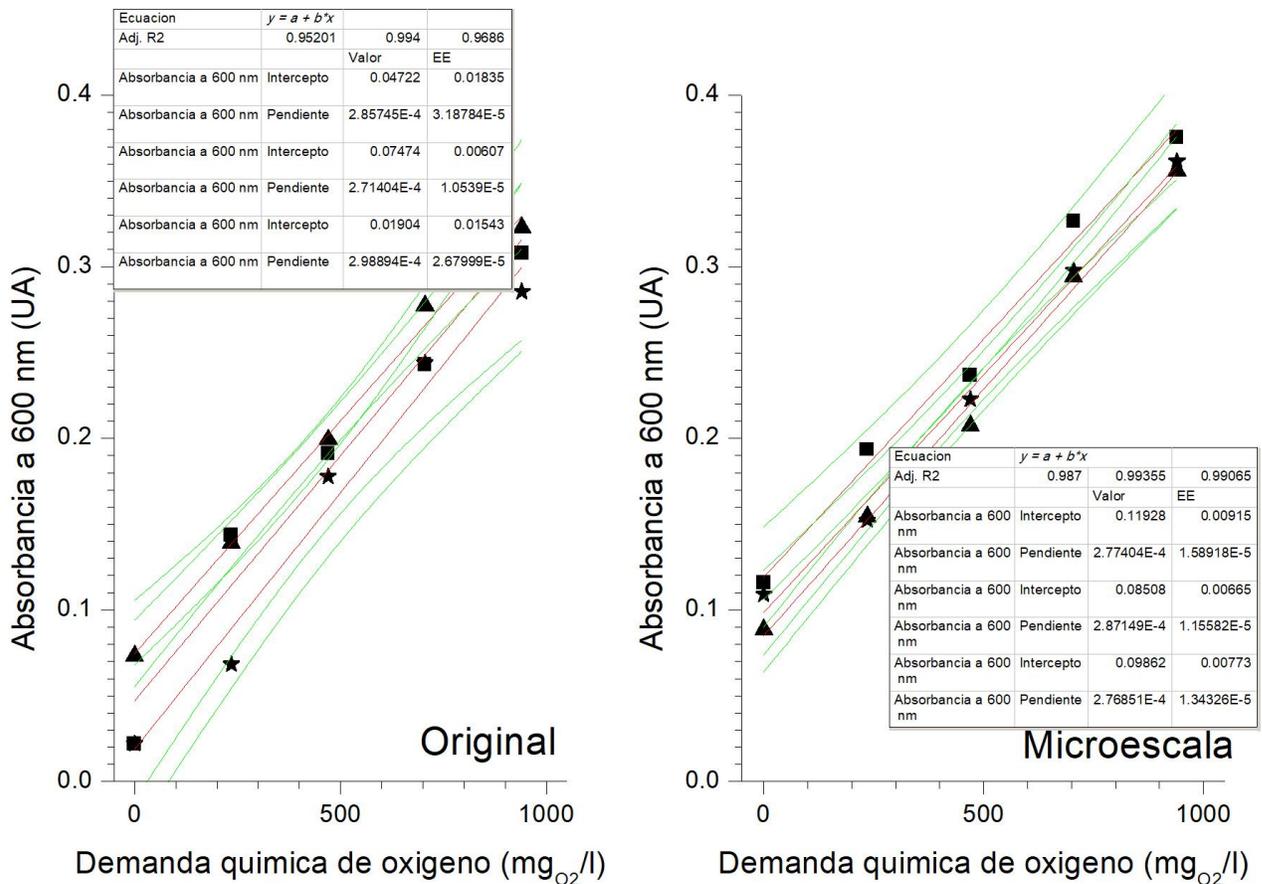


Figura 1. Linealidad. Método APHA/AWWA/WEF 5220 D original y de su adaptación a microescala.

En la Tabla 4 se presentan los coeficientes de determinación (r^2) para el ajuste lineal de ambos métodos de DQO a reflujos cerrados. Es importante indicar que el ajuste al modelo (r^2) es más repetible para la adaptación a microescala que para el método original. Un aspecto importante es la modificación de las proporciones de los reactivos con respecto al método original, lo cual obedece a que en el procedimiento 5220 D se requieren adiciones de volúmenes para los cuales no existe una pipeta volumétrica exacta; ello implica emplear al menos dos pipetas, lo que incrementa el error en el procedimiento (en particular si se emplean pipetas de émbolo sin una propia calibración). Emplear 0.5 y 1 ml de los reactivos permite realizar cada dosificación con una sola pipeta volumétrica y en una sola adición, y se reduce el error asociado con la toma de la alícuota.

Tabla 4. Coeficientes experimentales de determinación de ajuste lineal (r^2) para el método 5220-D.

	Método original	Método adaptado a microescala
Repetición 1	0.9520	0.9870

Repetición 2	0.9940	0.9933
Repetición 3	0.9686	0.9906

Para la precisión del método adaptado a microescala (Tabla 5), las muestras mostraron una buena repetibilidad, de forma que el valor del coeficiente de variación (CV) fue siempre inferior que 3 %. Este valor de CV indica que el método 5220-D adaptado a microescala es suficientemente preciso como para poder usarse en un análisis rutinario. De hecho, en el mismo método original 5220 D (APHA, AWWA, & WEF, 1985) se establece que en cinco laboratorios se analizaron 48 muestras y que el CV fue de 8.7 % para una DQO media de 193 mg O₂/l en ausencia de cloruros, y de 9.6 % para una DQO promedio de 212 mg O₂/l en presencia de 100 mg/l de cloruros, por lo que los resultados aquí obtenidos tienen un menor valor de CV (Figura 2).

Tabla 5. Precisión para el método 5220-D adaptado a microescala.

Repetición	DQO promedio (mg O₂/l)	Desviación estándar, S (mg O₂/l)	Precisión (CV)
1-a	225.86111	5.30512	2.34884
2-a	563.80417	10.20365	1.80978

3-a	800.24028	22.61028	2.82544
1-b	225.33889	4.33083	1.92191
2-b	523.52778	13.43289	2.56584
3-b	774.71667	19.37226	2.50056

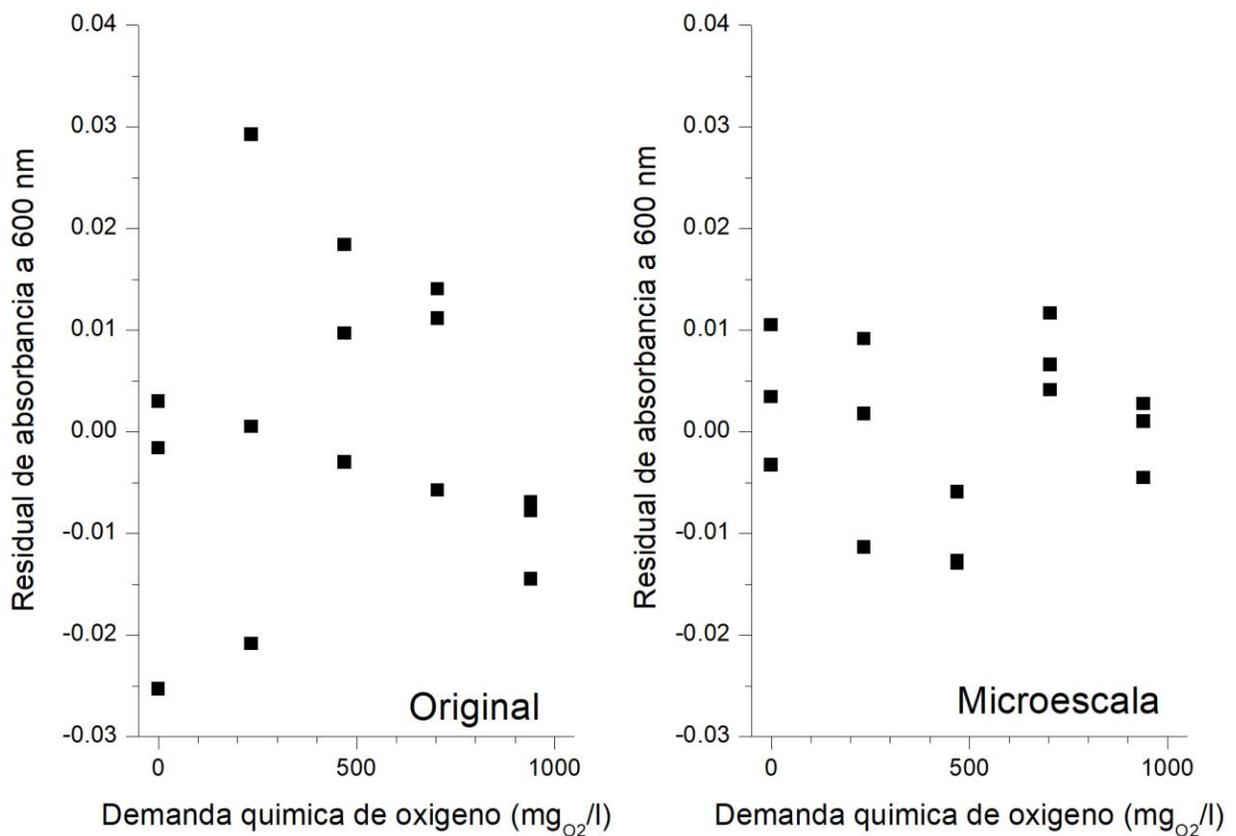


Figura 2. Residuales para linealidad del método 5220-D original (izquierda) y a microescala (derecha).

Conclusiones

- La adaptación a microescala del método 5220-D permitió cuantificar la demanda química de oxígeno en agua de manera análoga a su versión original.
- El método 5220-D adaptado a microescala fue descrito exitosamente por un modelo simple lineal en el rango de DQO de 0 a 940 mg O₂/l, con base en la determinación exitosa de la linealidad ($r^2 > 0.98$).
- El método 5220-D adaptado a microescala fue preciso, con un coeficiente de variación inferior a 3 % en todas las pruebas (análisis para tres niveles de concentración).
- Los residuos peligrosos generados tras implementar el análisis de agua con la adaptación a microescala (2.5 ml por análisis) se han reducido en hasta 50 % en volumen con respecto al proceso de análisis de la norma mexicana NMX-AA-030/2-SCFI-2011 (5.2 ml de residuo por prueba) y hasta el 75 % en volumen con respecto a los análisis basados en el método 5220-D original (7.5 ml de residuo por determinación).

Agradecimientos

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la Universidad Nacional Autónoma de México por el patrocinio mediante los proyectos PE214517 "Microescala en Fotocatálisis Heterogénea Aplicada al Tratamiento de Aguas" e IA106318 "Depositado de TiO₂ sobre soportes densos para la oxidación fotocatalítica solar de contaminantes de preocupación emergente en agua".

Referencias

- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (1985). *Method 5220 D, chemical oxygen demand. Standard methods for the examination water and wastewater*. Washington DC, Denver, & Alexandria, USA: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2017). *Method 5220 D, Chemical Oxygen Demand. Standard Methods for the Examination Water and Wastewater*. Washington DC, Denver, & Alexandria, USA: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

ASTM, American Society for Testing and Materials. (2012). *Standard Test Methods for chemical oxygen demand (dichromate oxygen demand) of water, D 1252-06*. Pennsylvania, USA: American Society for Testing and Materials.

Colegio Nacional de Químicos Farmacéuticos Biólogos México, A.C. (2002). *Guía de Validación de Métodos Analíticos*. México, DF, México: Editorial Colegio Nacional de Químicos Farmacéuticos Biólogos México, A.C.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2011). *Norma mexicana NMX-AA-030/2-SCFI-2011, Análisis de agua – Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. Parte 2*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

Metcalf & Eddy Inc. (2004). *Wastewater engineering*. Boston, USA: McGraw-Hill.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-01-05

Artículos

Origen histórico de la contaminación hídrica y análisis jurídico del río Atoyac

Historical origin of water pollution and legal analysis of the Atoyac River

José Héctor Cortés-Hernández¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7197-4705>

¹Universidad Popular Autónoma del Estado de Puebla, Puebla,
México, jisusblack@gmail.com

Autor para correspondencia: José Héctor Cortés Hernández,
jisusblack@gmail.com

Resumen

Se describe la cuenca hidrológica del área sujeta al presente estudio, a la que pertenecen el río Atoyac y el río San Francisco, del que se realiza una descripción cultural que permita entender la trascendencia social de su cauce y el impacto de su degradación en el ecosistema, detrimento relacionado directamente con las obras de derivación de las aguas broncas de La Malinche realizadas entre 1939 y 1947, labores previas al embovedamiento del río (1963-1975), dentro de la

microcuenca del río San Francisco, actual municipio de Puebla, perteneciente a la Cuenca Alto-Atoyac; en consecuencia, se determinan las causas que originaron esta decisión, consistente en uno de los primeros ejercicios de colaboración interinstitucional sobre la gestión moderna de aguas en México, y se describe la influencia de esta decisión sobre la contaminación actual del río Atoyac y los efectos negativos que contrajo. En la investigación se analiza información técnica oficial; se interpreta y vincula con el ordenamiento jurídico positivo y vigente del derecho hídrico mexicano bajo la metodología de la hermenéutica jurídica, y se desglosa de forma cronológica y en tablas bajo la jerarquía descrita por la norma fundante de Hans Kelsen. En un proceso gradual, se descifra la regulación jurídica del río Atoyac, su contaminación y los derechos humanos en riesgo, a través del principio de concurrencia, de utilidad pública y de la propiedad federal de las aguas, su relación con el orden estatal y municipal, y el factor de la supremacía constitucional. Finalmente, se vinculan los tópicos tratados con la Recomendación No. 10/2017, emitida por la Comisión Nacional de los Derechos Humanos el 21 de marzo de 2017 (CNDH, 2017), instrumento promovido para determinar si las autoridades o servidores públicos violaron o no los derechos humanos de los afectados en poblaciones específicas del estado de Puebla y de Tlaxcala, sobre la cual se verifican los alcances jurídicos de las autoridades relacionadas con la contaminación y saneamiento de la cuenca, y se cuestiona el modelo de gestión vigente sobre las aguas nacionales.

Palabras clave: embovedamiento, Atoyac, concurrencia, contaminación, orden.

Abstract

The hydrological basin of the area subject to the present study is described, to which the Atoyac River and the San Francisco River belong, of which a cultural description is made that allows the understanding of the social significance of its channel and the impact of its degradation on the ecosystem, detriment directly related to the Derivation Works of the rough waters of the Malinche carried out between 1939 and 1947, work prior to the river ditching (1963-1975), within the Micro-basin of the San Francisco river, current municipality of Puebla belonging to the Alto-Atoyac Basin; consequently, the causes that gave rise to this decision are determined, consisting of one of the first inter-institutional collaboration exercises on modern water management in Mexico, and the influence of this decision on the current contamination of the Atoyac River and the negative effects it contracted are described. In the investigation, official technical information is analyzed, interpreted and linked to the positive and current legal system of Mexican water law under the methodology of legal hermeneutics and broken down chronologically in tables under the hierarchy described by the Founding Norm of Hans Kelsen. In a gradual process, the legal regulation of the Atoyac River, its contamination and human rights at risk are deciphered, through the principle of concurrence, public utility and federal ownership of water, its relationship with the state and municipal orders and the factor of constitutional supremacy. Finally, the topics previously described are linked to the Recommendation No. 10/2017 issued by the National Commission for Human Rights on March 21, 2017 (CNDH, 2017), an

instrument promoted to determine whether the authorities or public servants violated or not the human rights of those affected in specific populations of the state of Puebla and Tlaxcala, on which the legal scope of the authorities related to the contamination and sanitation of the Basin are verified and the current management model on national waters is questioned.

Keywords: Tubing, Atoyac, concurrence, contamination, order.

Recibido: 21/02/2020

Aceptado: 26/05/2020

Introducción

Maldonado (2016) señala que la humanidad vive en un mundo creciente y complejo, lo que demanda comprender e identificar adecuadamente los tipos de problemas que emergen; por ello, el deber de las ciencias jurídicas es el desarrollo de estudios con otras disciplinas que atiendan dichas dificultades. Merino y Cejudo (2019) indican que un problema de esta naturaleza se define por la forma en que interviene el Estado para corregir anomalías en el juego de intereses de la sociedad.

En el caso de las ciencias ambientales, y en particular para los cuerpos de agua naturales, el estudio jurídico puede enfocarse al marco normativo cuando el cuerpo de agua está contaminado. Conocer el régimen jurídico vigente del agua en México permite tener certeza de cómo y quiénes son los responsables de planificar y gestionar los recursos hídricos superficiales y subterráneos (Jacobo-Marín, 2016).

La contaminación del río Atoyac, provocada por las descargas de aguas residuales domésticas e industriales sin tratamiento, constituye un grave problema en los estados de Tlaxcala y Puebla; produce impactos negativos que dañan a la población, a las actividades económicas y a los ecosistemas (Rodríguez-Tapia, Novelo, & Vargas, 2012). Para solucionar este problema, es necesario identificar las causas que dieron origen a su contaminación, y reconocer a los responsables de su preservación, aprovechamiento y vigilancia.

En adición al problema de la contaminación, el derecho hídrico mexicano y la gestión de aguas nacionales exigen una revisión extenuante y metódica en función de su origen revolucionario-proteccionista y su eminente tendencia liberal-descentralizadora, ya que la relación entre la autoridad federal, los estados y las autoridades municipales sigue estando inserta en una red complicada de reglas recíprocas, interacciones poco eficientes, e intercambio tardío e imperfecto de recursos, en particular sobre la conjunción de recursos presupuestales, el intercambio de información y la coordinación para la ejecución de las acciones (Minero, 2010).

Metodología

De acuerdo con la visión planteada, se desarrolla el análisis cultural del río San Francisco para verificar la trascendencia de su cauce entre los habitantes del área de estudio, y así descifrar la razón de su deterioro y las decisiones por las cuales se entubó. El estudio sigue una cronología histórica de las obras públicas realizadas con sustento en el marco normativo vigente durante su elaboración, misma que descifra el origen de la contaminación en el río Atoyac, del cual se realiza un análisis jurídico, ambos pertenecientes a la misma cuenca, a través de información oficial extraída del *Diario Oficial de la Federación*, del *Periódico Oficial del Estado de Puebla*, de leyes generales, especiales, declaraciones, decretos, boletines informativos y otros documentos históricos relativos a la historia de la ciudad de Puebla. Se revisaron análisis sobre la gestión de aguas nacionales, el grado de participación de las autoridades responsables de su aprovechamiento y deterioro, y sobre los derechos fundamentales vulnerados por esta razón. La redacción del presente se rige por 1) el método lógico deductivo de investigación jurídica y el orden propuesto por la Norma Fundante de Hans Kelsen (1973), consistente en que la creación y subsecuente validez de una norma están determinadas por otra, cuyo grado superior es la Constitución, formando una estructura jerárquica, y 2) por el ejercicio hermenéutico de la interpretación de la norma jurídica desde un punto de vista científico, analizando la parte teórica y práctica a través de la interpretación de textos (Hernández-Manríquez, 2019).

Posteriormente se sintetizan los mandatos generales de la Declaración No. 10/2017, con la finalidad de facilitar la comprensión jurídica y ambiental de la cuenca.

Descripción general de la cuenca Alto-Atoyac

La cuenca del río Atoyac tiene una extensión de 4 395 km², es flanqueada por los volcanes Popocatepetl e Iztaccíhuatl al poniente, y por La Malinche al oriente, cuyas aguas continentales la alimentan, también por el río Zahuapan desde la sierra de Tlaxco al norte (Martínez-Tavera *et al.*, 2017) (Figura 1). Castro-González, Calderón-Sánchez, Moreno-Rojas, Tamariz-Flores y Reyes-Cervantes (2019) señalan que los ríos Atoyac y Zahuapan, así como la presa Manuel Ávila Camacho (canal de Valsequillo) recibieron desde finales del siglo XX vertidos de la industria textil, petroquímica, automotriz, metalmecánica, química y de la construcción, lo que contribuyó a la acumulación de metales pesados en los suelos agrícolas que son irrigados con estas aguas.

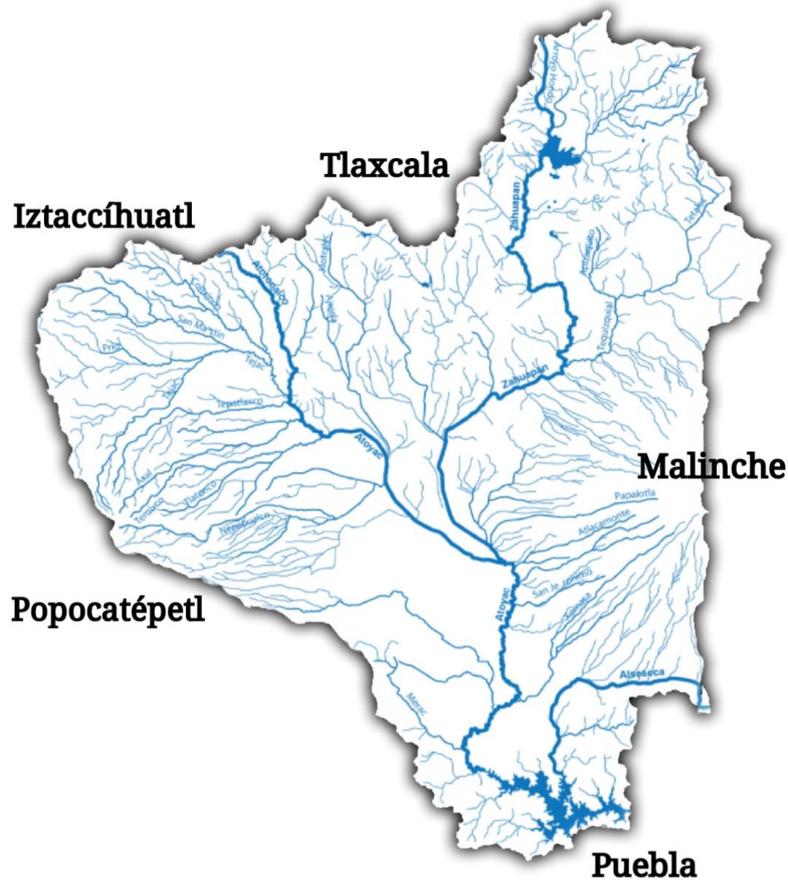


Figura 1. Cuenca Alto Atoyac, entidades federativas y volcanes que la componen.

En 2013 se introdujo en el río Atoyac un sistema de monitoreo que registra los parámetros de calidad del agua para identificar la procedencia de los contaminantes, cuyo objetivo es identificar la fuente de contaminación a través de la detección de eventos y anomalías (Hernández-Ramírez *et al.*, 2019).

Respecto al saneamiento del río o propuestas de soluciones, Casiano, Bressers y Gleason (2017) señalan que en Puebla y Tlaxcala no existe un capital ni participación social en la implementación de

políticas públicas que rijan las plantas de tratamiento de aguas residuales en ambos estados, son dependientes de periodos gubernamentales y la politización impide alcanzar su finalidad. La gestión ineficiente y riesgosa del agua en la cuenca no se limita a contaminación, también enfrenta escasez de agua y desabasto (Rosete, Romero, & Sánchez, 2019).

Soto-Montes-de-Oca y Ramirez-Fuentes (2019) señalan que la participación de los usuarios del agua es fundamental para resolver el problema de su contaminación, pero que actualmente las autoridades han mantenido un mínimo y errático sistema de comunicación con la población sobre el tema. A pesar de la situación de la cuenca, Pérez-Castresana *et al.* (2019) indican que no existen estudios específicos acerca del riesgo de enfermedades en la región del Alto-Atoyac debido a la exposición de metales pesados en el agua subterránea, fuente principal de abastecimiento en la zona metropolitana de Puebla.

Río San Francisco, contaminación institucionalizada

Descripción cultural

Los ríos, además de ser recursos naturales fundamentales para el abastecimiento hídrico de los territorios, se convierten también en ejes socioculturales en torno a los cuales se construyen y consolidan dinámicas y manifestaciones de carácter material e inmaterial, que incentivan el desarrollo de los grupos sociales (Moreno, 2015).

Como lo indica Loreto (2009), Puebla se fundó en 1531 en la ribera del río San Francisco, un exitoso proyecto urbano, dadas las benévolas condiciones naturales que le permitieron alcanzar un óptimo desarrollo económico y una vocación industrial prominente, que durante el siglo XIX, en asociación con la expansión de la mancha urbana, los nuevos capitales, la red ferroviaria y los corredores fabriles, condicionaron al río y a su infraestructura hidráulica como el principal desahogo de aguas negras.

El río San Francisco era utilizado como desagüe, al aprovechar su nivel más bajo en la topografía de la ciudad (Salazar-Exaire, 2010). Se origina en la confluencia de las barrancas de Xalpatlac y Actipan, que recogen las aportaciones pluviales de la vertiente suroeste del volcán Malintzi (La Malinche), así como en el rancho de la Trinidad en la ciudad de Puebla (DOF, 1918), actual colonia Santa María. El afluente vierte su caudal en el río Atoyac hacia el sur de Puebla, cerca de la exhacienda y ahora colonia Mayorazgo (Figura 2).

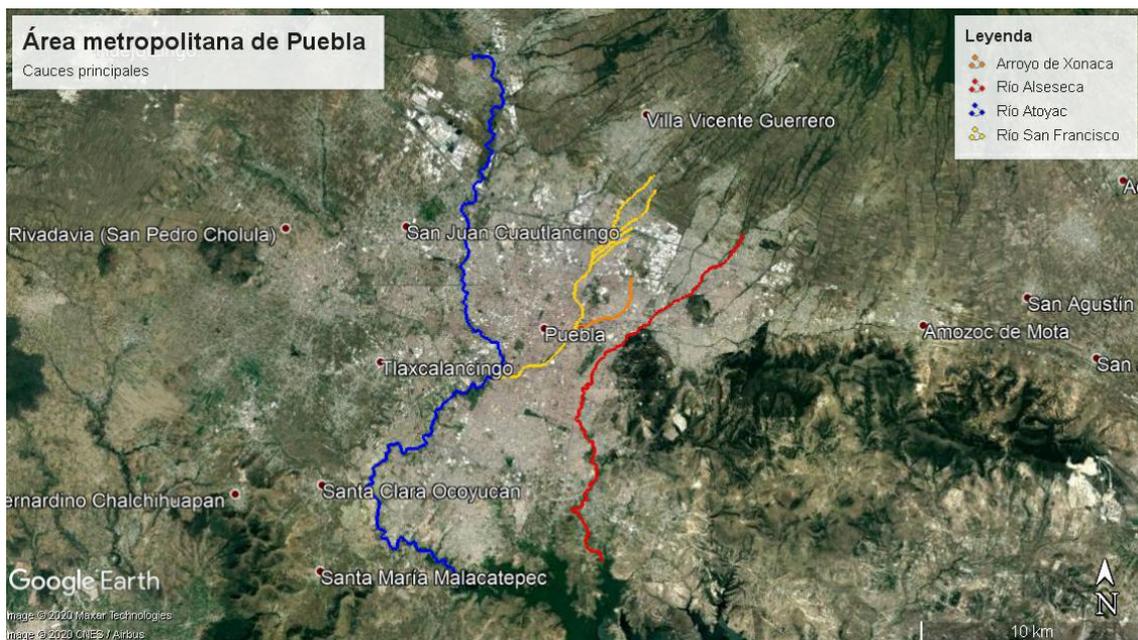


Figura 2. Ríos que atraviesan la ciudad de Puebla.

En una transición histórica, económica, cultural y social, el río San Francisco perdió su predominio en la industria y en la agricultura, primero por la aplicación de la corriente eléctrica que se adaptó a las fábricas, relegando la fuerza hidráulica directa; después con la transformación de Puebla en 1908, que empleaba su cauce al arrastre de las aguas negras del drenaje (Cordero-y-Torres, 1978). Pero la problemática del agua no se reduce a causas técnicas o al aumento natural de la demanda, sino a la exclusión que provocan la pobreza, la desigualdad y el inadecuado modelo de gestión y manejo del agua gestado al amparo del Estado, y orientado a intereses ajenos a los de las mayorías; es decir, la problemática obedece más a causas sociales y políticas que puramente técnicas (Zamora, 2013).

De acuerdo con la Secretaría de Recursos Hidráulicos (SRH, 1952), por las continuas quejas ciudadanas recibidas sobre

inundaciones, basura y malos olores, el Ayuntamiento de la Ciudad de Puebla ordenó a mediados y fines del siglo XIX la limpia del río San Francisco, que ya era receptáculo de inmundicias, por lo cual decidió proyectar su entubamiento, para “evitar la destrucción de las propiedades muebles e inmuebles” y las pérdidas humanas por las máximas crecientes del río.

Derivación de las aguas broncas de La Malinche

Para reducir el agua tempestiva de La Malinche y facilitar los trabajos de entubamiento, se llevaron a cabo desviaciones de dichos cauces al norte de la ciudad, denominadas obras de derivación de las aguas broncas de La Malinche (1939-1947). Sobre ellas, el coordinador de los trabajos del canal interceptor de Puebla-Embovedamiento del río San Francisco y Arroyo Xonaca, Raimundo Popoca Estrada (Popoca, 1963), señalaba que los terrenos por los cuales serían realizadas las desviaciones estaban asignados por el Plano Regulador del Municipio de Puebla (Ayuntamiento de Puebla, 1952), como “zona industrial”, por lo que el espacio sería ocupado enseguida por dos grandes empresas y de manera indispensable tendrían que eliminar sus aguas de desperdicio, por lo que las obras de referencia podrían muy bien servir a la vez como receptoras o “colectores” de las aguas negras industriales. En el mismo proyecto se plantea que de acuerdo con la urgencia de las obras, al ahorro monetario, a una satisfacción funcional

y a grados suficientes de eficiencia, era adecuado que los canales que lo componían se diseñaran y construyeran a cielo abierto.

La Secretaría de Recursos Hidráulicos (DOF, 1947) define los trabajos de derivación de las aguas del río San Francisco como una obra combinada tanto para desviar mediante diques interceptores y canales las corrientes que conducen de norte a sur las barrancas de la falda de La Malinche como para regular mediante vías de almacenamiento temporal los mismos caudales. El Comité Técnico de la Comisión de Planificación Integral del Estado de Puebla estructuró el Plano Regulador de la Ciudad de Puebla (Ayuntamiento de Puebla, 1952) en los siguientes principios:

1. La descentralización de la zona comercial.
2. La zonificación industrial y de habitación.
3. La integración vial funcional.
4. La conservación de la ciudad antigua.
5. El abastecimiento de agua potable, servicios de alcantarillado, pavimento y luz a las colonias que carecían de ellos.
6. La necesidad de entubar el río San Francisco, el cual constituía un serio problema sanitario.

El emisor principal de aguas negras y pluviales continuaría siendo el río San Francisco, por lo que “sería indispensable su entubamiento”. En adición, las autoridades municipales en el plan citado y las autoridades estatales y federales aprobaron la canalización del drenaje

sanitario e industrial hacia los ríos adyacentes, donde señalan como emisores de aguas negras para la zona de urbanización futura los ríos Atoyac al poniente y Alseseca al oriente (SRH, 1952), aprobación interinstitucional para contaminar al río Atoyac y a su afluente tributario Alseseca (Figura 3). El Atlas de Riesgos del Municipio de Puebla (Ayuntamiento de Puebla, 2014) establece que las obras de derivación de las aguas brucas de La Malinche fueron las siguientes (Figura 4):

Sistema de obras del Interceptor Poniente:

D-1 Diques del Interceptor Poniente.

D-2 Canales del Interceptor Poniente.

Sistema de obras del Vaso regulador Santuario:

D-3 Dique con la barranca de Actipan.

D-4 Canal desviador Actipan.

D-5 Protección de los taludes de la Autopista D-5-A taludes del bordo Santuario.

D-5-B Taludes del bordo Aparicio.

D-6 Dique Santuario.

Sistema del Vaso Regulador Diagonal:

D-7 Dique Niño Artillero.

D-8 Dique Loreto.

D-9 Canal de intercomunicación Loreto.

D-10 Desvío Xalpatlac-Diagonal.

Obras de defensa del Arroyo Xonaca:

D-11 Desvío Xonaca – Alseseca.

D-12 Conductor de demasías.



Figura 3. Confluencia del río San Francisco y el río Atoyac.

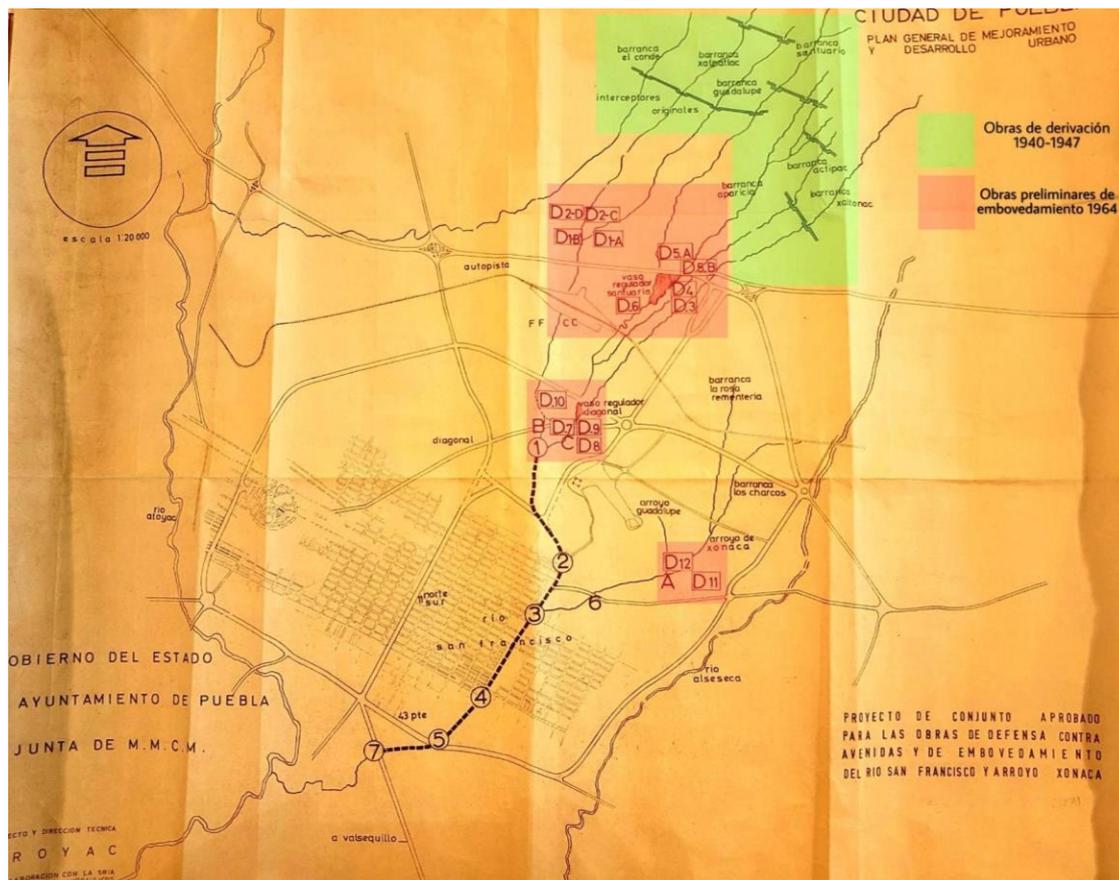


Figura 4. Obras de derivación de las aguas broncas de La Malinche.

Colaboración interinstitucional

Una vez terminadas las desviaciones, se conformó una Comisión constituida por la Secretaría de Comunicaciones y Obras Públicas; de Hacienda y Crédito Público; de Agricultura y Fomento; del Gobierno del Estado de Puebla; del Ayuntamiento, y de los propietarios ribereños,

la cual significó uno de los primeros ejemplos documentados de coordinación interinstitucional en la gestión de aguas nacionales en la Cuenca Alto-Atoyac debido a que “era urgente proteger a la ciudad de Puebla” de las periódicas inundaciones que resentía en su unidad urbana, así como de las aguas negras que provocaban focos infecciosos en perjuicio de la sanidad de la población. Así, dichos representantes se organizarían para llevar a cabo un plan integral que solucionase el problema a través del estudio, financiamiento y realización del encauzamiento y entubación del río San Francisco de la ciudad de Puebla, al igual que la urbanización de la superficie que resultara del entubamiento (DOF, 1946).

Casi 20 años después, la obra proyectada (Figura 5) se eleva a orden jurídico y se promulga la “Ley Sobre el Embovedamiento y Urbanización del Río de San Francisco y Arroyo de Xonaca, y los Recursos de que ha de Disponerse para su Financiamiento”, con la cual se declara de utilidad pública el embovedamiento del río San Francisco y arroyo de Xonaca; la apertura y urbanización de las avenidas y terrenos adyacentes, así como la expropiación de bienes de propiedad privada necesaria para la realización de estas obras, mismas que habían sido aprobadas por la Secretaría de Recursos Hidráulicos (POE, 1963). Esta norma determinó nuevos impuestos a los habitantes del municipio, para pagar durante cinco años el costo de las obras, que se extendieron dos años más hasta el 30 de septiembre de 1970 (POE, 1968b).

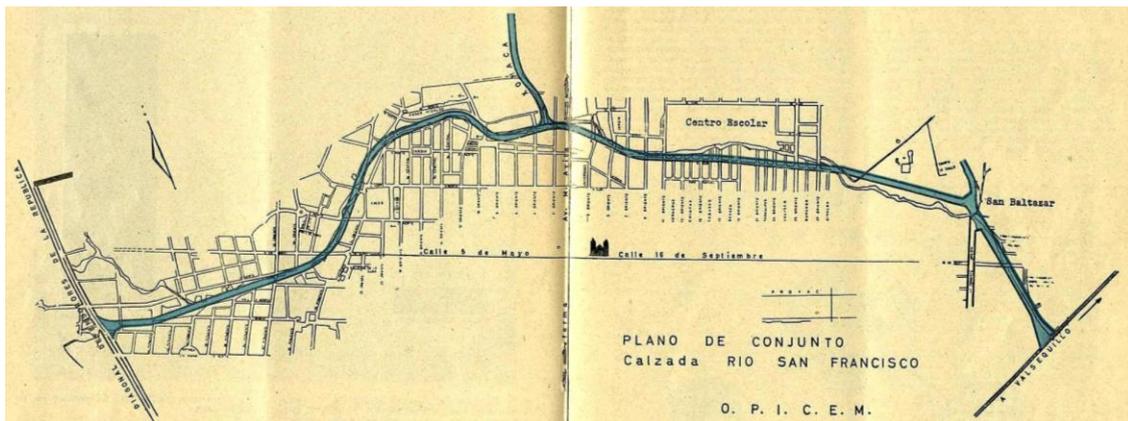


Figura 5. Boulevard Héroes del 5 de Mayo sobre el río San Francisco.

Embovedamiento del río San Francisco, arroyo de Xonaca y su urbanización

Para la construcción de la calzada fue necesario demoler total o parcialmente 187 inmuebles dentro de la demarcación del Centro Histórico de la ciudad de Puebla (POE, 1964c; POE, 1964d) y arrasar con infraestructura hidráulica monumental, como las presas San José y Huexotitla (la más antigua de América hasta su pulverización), y más de 10 puentes antiguos, pues la ciudad era ribereña y contaba con infraestructura hidráulica importante, ello dentro de la actual Zona Monumental (Figura 6) protegida por el Instituto Nacional de Antropología e Historia (INAH) (DOF, 1977) y Patrimonio Cultural de la Humanidad declarado por la Organización de las Naciones Unidas para

la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (Sanz, Delmont, & Panero, 2017).



Figura 6. Río, canalización y boulevard en la actualidad.

El proyecto de embovedamiento del río y la creación del boulevard se culminó sin ornamentos y ya con necesidad de mantenimiento a inicios del año 1975 (Cordero-y-Torres, 1978); fueron más de 10 años de labores dentro del cuadro más importante de la ciudad.

Los trabajos de las obras de derivación de las aguas broncas de La Malinche, el embovedamiento del río San Francisco y arroyo de Xonaca, y la urbanización de su zona federal en Puebla no tuvieron fines sanitarios, pues a pesar de que existía un grave problema de contaminación en la microcuenca, el ocultamiento o canalización de las aguas residuales no mejoró la calidad de vida de los habitantes, sino que las mismas obras de desviación propagaron la contaminación a los ríos Atoyac y Alseseca. El cauce principal del río San Francisco continuó contaminado y corriendo hacia el río Atoyac.

A pesar de correr bajo tierra, no dejó de ser un bien nacional custodiado y administrado por la Federación, por lo que sus características físico-químicas aún son de interés público, ya que esta cualidad no se perdía cuando por ejecución de obras artificiales se hubiesen alterado sus características naturales (DOF, 1934) y no existió ningún decreto de supresión de zona federal posterior.

Si bien el cauce y su bóveda mantienen su régimen jurídico, los elementos naturales que lo componían, como las riberas, la flora y fauna que residía en ellas y sus aguas, el lecho, la interacción de la gente con su cauce, las presas, los diques, los puentes y canales históricos, los edificios típicos, el sitio de fundación de la ciudad y su memoria fueron completamente destruidos al amparo de las leyes

federales y su interés patrimonialista por encima de cualquier otro valor cultural o ambiental.

Efectos de la desviación de aguas de La Malinche y del embovedamiento del río San Francisco

El embovedamiento del río San Francisco y de Xonaca sentó un precedente negativo en la gestión, administración y aprovechamiento de los cauces nacionales y sus bienes públicos inherentes.

Además de perderse un legado histórico, cultural e inmaterial con la demolición del Centro Histórico de Puebla y su infraestructura hidráulica, el problema de las inundaciones continúa (Figura 7) y el de la contaminación se agravó, lo que condicionó tanto a las autoridades como a los ciudadanos sobre la eficiencia y eficacia de cualquier proyecto u obra pública de saneamiento y a la Cuenca Alto-Atoyac en sí misma.

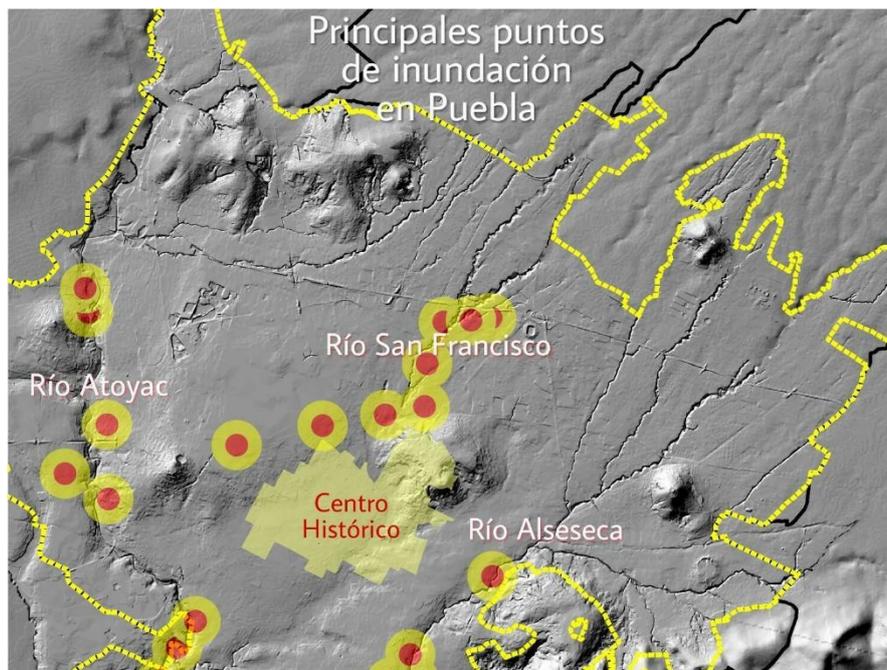


Figura 7. Principales inundaciones en la ciudad de Puebla en 2016.

La expansión urbana sin contención; los vertidos de actividades industriales; la explotación de los recursos fluviales como materia prima para la construcción, la agricultura o la planificación de infraestructuras lineales (viarias y ferroviarias) y de gran magnitud (puertos, aeropuertos) en las inmediaciones de los espacios fluviales, han sido el reflejo de una presión antrópica sin precedentes (Riu & Donada, 2019).

El ordenamiento jurídico mexicano como el embovedamiento del río San Francisco determinaron una línea conductual sobre el quehacer social y la gobernanza hídrica. El Plano Regulador del Municipio de Puebla y su andamiaje normativo (1952) colocaron las bases urbanísticas sobre las cuales yace el asentamiento urbano del área metropolitana de Puebla-Tlaxcala, principios que no concebían al

saneamiento como un sistema de evacuación y tratamiento de los residuos urbanos e industriales (RAE, 2019a), sino como un modelo de canalización, ocultamiento y dispersión de las aguas negras de la ciudad.

A través de un ejercicio legal, el proyecto de embovedamiento sepultó la memoria y gestión de la contaminación hídrica en Puebla y condujo sus efectos hacia el río Atoyac, afluentes que comparten un destino similar. Plantear ahora su restauración implica tener en cuenta una gran cantidad de variables involucradas; tomar decisiones con información incompleta; lidiar con intereses y percepciones sociales contradictorios sobre lo que se debe hacer, y no tener margen de error, características que Rittel y Webber (1973) definen como “problemas perversos”, los cuales provocan que la decisión final en la planeación de una obra siempre deje personas insatisfechas, ya que alrededor de cada propuesta de mejora coexiste una pluralidad de percepciones y valoraciones, así como otras alternativas de solución, es decir, en torno a un problema ambiental es posible identificar diferentes marcos de significado con los que se interpreta (Zamora-Saenz, 2018).

Actualmente existe un reconocimiento internacional sobre la importancia de disponer no sólo de agua potable sino también de saneamiento en condiciones equitativas como componente esencial del disfrute de todos los derechos humanos, así como la responsabilidad de los Estados de promoverlos y protegerlos, puesto que son universales, indivisibles e interdependientes (ONU, 2010), principios que han sido asentados en el derecho mexicano vigente y que es necesario examinar (Tabla 1).

Tabla 1. Normatividad durante el embovedamiento del río San Francisco.

Normas federales	
Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (DOF, 1918)	Regula las aguas nacionales como ríos y corrientes permanentes e intermitentes
Declaración de que las aguas del río de "San Francisco" del Estado de Puebla son propiedad de la Nación (DOF, 1918)	Reconoce al río San Francisco la regulación de su aprovechamiento como bien nacional
Ley de Aguas Propiedad de la Nación (DOF, 1934)	Regula la administración de aguas federales y determina las características jurídicas de un río entubado
Reglamento de la Ley de Aguas Propiedad de la Nación (DOF, 1934)	Reglamentación específica de la administración de aguas nacionales
Ley sobre Protección y Conservación de Monumentos Arqueológicos e Históricos, Poblaciones Típicas y Lugares de Belleza Natural (DOF, 1934)	Antecedente de la actual zona de monumentos establecida por el INAH
Ley de Expropiación Federal (DOF, 1936)	Necesaria en casos de interés nacional como zonas federales; no obstante, no fue ejercida en el embovedamiento
Ley de Aguas Propiedad de la Nación (DOF, 1946)	Promulgada y publicada, pero sin tener reglamento, por lo que nunca fue operacional

<p>Acuerdo por el cual se encomienda a la Secretaría de Recursos Hidráulicos facultades en relación con los cauces, vasos o zonas de propiedad nacional (DOF, 1947)</p>	<p>Se otorga a la Secretaría de Recursos Hidráulicos la administración de las aguas del país</p>
<p>Ley Federal de Aguas (DOF, 1972)</p>	<p>Establece las declaraciones y demarcaciones federales consistentes en dar aviso a los propietarios ribereños y usuarios del agua sobre el estatus del río</p>
<p>Normas estatales</p>	
<p>Ley sobre Protección y Conservación de Monumentos Naturales del Estado de Puebla (POE, 1932)</p>	<p>Regulación de zona típica del Centro Histórico de Puebla y sus decretos de protección</p>
<p>Decreto expedido por el C. Gobernador Constitucional del Estado, de conformidad con lo dispuesto en el artículo 26 de la Ley sobre Protección y Conservación de Monumentos y Bellezas Naturales del Estado y por el que declara la Zona Típica de la Ciudad de Puebla (POE, 1938)</p>	<p>Se crea un polígono de protección estatal a los inmuebles del Centro Histórico, que eventualmente serían destruidos por el embovedamiento del río</p>
<p>Ley de Planificación Integral y Mejoramiento Urbano del Estado de Puebla (POE, 1956)</p>	<p>Normaliza acciones urbanísticas del Plano Regulador de 1952</p>
<p>Ley que crea la Junta de Mejoramiento Moral, Cívico y Material del Municipio de Puebla (POE, 1958)</p>	<p>Gestor entre iniciativa privada y gobierno para fondos de la obra</p>
<p>Ley Sobre el Embovedamiento y Urbanización del Río de San Francisco y Xonaca: recursos</p>	<p>Determinación de contribuciones para pagar la obra</p>

que ha de disponerse para su Financiamiento (POE, 1963)	
Decreto por el que se expropián por utilidad pública para realizar el embovedamiento del río San Francisco y Xonaca, en el municipio de Puebla inmuebles o fracciones (POE, 1964c)	Expropiación de 145 inmuebles en el Centro Histórico para ampliar la zona de urbanización del Boulevard
Decreto por el cual se expropián para el embovedamiento y urbanización del río de San Francisco y Xonaca, y la apertura y urbanización de las avenidas y terrenos adyacentes, en el Municipio de Puebla, inmuebles o fracciones (POE, 1964c)	Expropiación de 42 inmuebles en el Centro Histórico para ampliar la zona de urbanización del río y creación del Boulevard
Decreto por el cual se adiciona el artículo 5º transitorio de la Ley sobre el Embovedamiento y Urbanización del Río San Francisco y el Arroyo de Xonaca (POE, 1964a)	Avalúos exprés para otorgar indemnizaciones a los propietarios de inmuebles demolidos
Decreto por el cual se autoriza al Ejecutivo del Estado para concertar con Financiera Bancomer, S.A. un crédito para la realización de las obras de embovedamiento (POE, 1964b)	Préstamo para pagar la obra con el objetivo de no retrasarse en los trabajos
Decreto por el que se extienden los efectos de la Ley sobre el embovedamiento del río San Francisco (POE, 1968)	Ampliación de las contribuciones para pagar las obras
Decreto por el que se extienden los efectos de la Ley sobre el Embovedamiento del río San Francisco (POE, 1968)	Extensión del tiempo en que se pagarían las contribuciones de mejora
Decreto expropiatorio en favor del Municipio de Puebla para la construcción de una zona verde que se denominará "Parque Juárez" (POE,	Creación del Parque Juárez en terrenos federales producto del

1978)	embovedamiento del río
Normas locales o municipales	
Plano Regulador del Municipio de Puebla (Archivo Histórico Municipal de Puebla) (Ayuntamiento de Puebla, 1952)	Antecedente de planes sustentables de desarrollo urbano actuales

Marco jurídico del río Atoyac vigente

Derechos humanos y principio de concurrencia

En el orden metodológico propuesto se realiza el siguiente examen: de acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 1948), los derechos humanos son prerrogativas inherentes a todos los seres humanos, sin distinción de raza, sexo, nacionalidad, origen étnico, lengua, religión u otra condición, y corresponden a todas las personas sin discriminación. En el mismo tenor, la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, en su artículo 1º, establece que en México todas las personas gozan de los derechos humanos reconocidos en este

cuerpo normativo y en los tratados internacionales de los que el país es parte, así como de las garantías para su protección, cuyo ejercicio no podrá restringirse ni suspenderse, salvo en los casos y condiciones que la misma establece. De esta protección constitucional se deriva el artículo 4o, párrafos cuarto, quinto y sexto (DOF, 2019), los cuales indican que toda persona tiene derecho a la protección de la salud, al acceso, disposición y saneamiento del agua tanto para consumo personal como doméstico; se establece la concurrencia y la participación de la federación, los estados, municipios y la ciudadanía en materia de salubridad general, y también se reconoce el derecho de toda persona a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar, para lo cual el Estado será garante en ejercicio de estos derechos. En este sentido, Carbonell (2003) señala que en materias concurrentes o coincidentes, la Constitución Mexicana indica que deben ser las autoridades de los tres niveles de gobierno (municipal, estatal y federal) las que tomen parte en su práctica, es decir, que por la trascendencia o singularidad de determinadas materias, su regulación o ejecución no puede quedar en manos de un solo nivel gubernativo, sino que deben participar varias autoridades, con competencias territoriales de distinto alcance.

Por su parte, el artículo 73 de la Constitución, fracción XXIX-G (DOF, 2019), indica que el Congreso de la Unión expide leyes bajo el principio concurrencia, donde el gobierno federal, los gobiernos estatales y los municipios toman parte en materia de protección al ambiente, de preservación y restauración del equilibrio ecológico. La necesidad de que más de una autoridad pueda hacer frente a un problema ambiental recae en la fragilidad de los ecosistemas, donde el

tiempo perdido en procedimientos administrativos puede generar un deterioro irreversible (Trujillo-Segura, 2011). El federalismo mexicano hace de las autoridades estatales, colaboradores y responsables tanto de las leyes federales como de las leyes generales (González-Oropeza, 2010), o al menos eso busca. La concurrencia supone que las autoridades actuarán eficazmente ante cualquier problema ambiental.

Propiedad federal de aguas y su administración

De acuerdo con el artículo 27 constitucional (DOF, 2019), la propiedad de tierras y aguas corresponde a la Nación, es decir, a un gobierno central, comprendiendo entre ellas los ríos, sus afluentes directos e indirectos, los vasos y cauces que los constituyen. Este precepto se complementa con la Ley de Aguas Nacionales (DOF, 2018c), que en su artículo 3, fracción XLVII, define a la ribera o zona federal como las fajas de diez o cinco metros de anchura, contiguas al cauce de las corrientes de propiedad nacional. Esta ley reglamentaria se robustece con el estudio de la Ley General de Bienes Nacionales (DOF, 2018b), ordenamiento que establece como bienes de uso común a los cauces de las corrientes, las riberas, presas, bordos y zonas federales de las corrientes. Todos los habitantes de la República pueden usar los bienes de uso común, sin más restricciones que las establecidas por las leyes y reglamentos administrativos. Para aprovechamientos especiales sobre los bienes de uso común, se requiere concesión, autorización o

permiso otorgados con las condiciones y requisitos que establezcan las leyes (Ley General de Bienes Nacionales, Artículo 8, 2018). Por ejemplo, es posible nadar en un lago, caminar junto a un río, transitar por una presa; no obstante, si se busca obtener un aprovechamiento económico de las aguas de ese lago, extraer las arenas del lecho del río u obtener bloques de agua de la presa, se requiere de un permiso específico.

Propiedad federal y utilidad pública

En suma, la Ley de Aguas Nacionales (DOF, 2018c), en su artículo 7, fracciones I, II y IV, expresa que es de utilidad pública la gestión integrada de los recursos hídricos, entendida como la capacidad del Estado para regular la propiedad privada, en beneficio de las cuencas hidrológicas en el territorio nacional, como prioridad y asunto de seguridad nacional, así como la protección, mejoramiento, conservación y restauración del equilibrio ecológico de dichas cuencas y sus zonas federales. En este punto, la citada Ley de Aguas introduce otro concepto, el de utilidad pública, definido por la Suprema Corte de Justicia de la Nación (SCJN) (s.a., 2006), como la obligación del Estado de prestar un servicio público o cumplir con una necesidad económica, social, sanitaria e inclusive estética, requerida en determinada población. Por tanto, la corriente de agua natural, perenne o intermitente, que desemboca a otras corrientes, a un embalse natural

o artificial, o al mar, definida como “río” (Ley de Aguas Nacionales; DOF, 2018c), se explica y se trata de proteger en la normativa desarrollada.

De acuerdo con el principio de concurrencia establecido en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) (LGEEPA, 2018c), se desprenden las siguientes facultades: la federación está encargada de regular la protección y preservación de las aguas nacionales y de la biodiversidad que las integran; por su parte, los estados tienen la facultad de regular el aprovechamiento sustentable, la prevención y control de la contaminación de las aguas de jurisdicción estatal, así como de las aguas nacionales que tengan asignadas.

Son de orden estatal las aguas que no estén comprendidas en el párrafo 5° del artículo 27 constitucional; también pueden serle asignadas por la federación a través de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), mediante convenios o acuerdos de coordinación, con el objeto de que los gobiernos de las entidades federativas, con la participación de sus municipios, puedan asumir el control de acciones para la protección, preservación y restauración del equilibrio ecológico, y la protección al ambiente de las zonas federales y cuerpos de agua considerados como nacionales conforme a la LGEEPA, Artículo 11 (DOF , 2018c).

Alcances estatales y municipales

Para el estudio de las aguas que gestiona la figura del municipio, se debe atender a lo señalado por el artículo 115 constitucional (DOF, 2019), el cual expresa que este nivel tiene a su cargo las funciones de agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales, así como el traslado, tratamiento y disposición final de los residuos que en su demarcación territorial se generan; también la limpieza de sus calles y jardines, sitios cercanos a los ríos y riberas, cuyo cuidado o abandono suele estar vinculado. Derivado de estos servicios y con base en la LGEEPA, artículo 8, le corresponde a los municipios la preservación y restauración del equilibrio ecológico, y la protección al ambiente en los centros de población en relación con los efectos producidos por los servicios del alcantarillado, limpia, mercados, centrales de abasto, panteones, rastros, tránsito y transporte locales (DOF, 2018c). Sobre el tema de la prevención y la contaminación, la LGEEPA, artículo 119 BIS (DOF, 2019), establece que corresponde al Estado (véase este como la conformación de municipios, entidades federativas y federación) y a la sociedad prevenir la contaminación de ríos, cuencas, vasos y aguas del subsuelo. Asimismo, señala la obligación de que las aguas residuales de origen urbano reciban tratamiento previo a su descarga en los cuerpos de agua señalados. La atención de la contaminación del agua corresponde a los gobiernos de las entidades federativas y de los municipios por sí o a través de sus organismos públicos que administren el agua (como las comisiones estatales o los sistemas operadores de agua y saneamiento); ello implica acciones consistentes en controlar las descargas de aguas residuales a los sistemas de drenaje y

alcantarillado; la vigilancia de las normas oficiales mexicanas, y requerir a los generadores de descargas la instalación de sistemas de tratamiento (DOF, 2018c).

Pacto federal, supremacía constitucional

El andamiaje normativo para definir actuaciones y responsabilidades similares se describe en el artículo 73, fracción XXIX-G (DOF, 2019) como Principio de Concurrencia, consistente en la facultad del Congreso de la Unión para expedir leyes que establezcan la simultaneidad de facultades y acciones del gobierno federal, de los estados y municipios en materia de protección al ambiente, preservación y restauración del equilibrio ecológico. La facultad concurrente puede ser confusa, tal es el ejemplo del artículo 120 de la LGEEPA (DOF, 2018c), el cual señala que para evitar la contaminación del agua quedan sujetos a regulación “federal o local”: las descargas de origen industrial, municipal; su mezcla incontrolada; las de actividades agropecuarias; las de desechos; las generadas en actividades de extracción de recursos no renovables; la aplicación de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas; las infiltraciones que afecten los mantos acuíferos, y el vertimiento de residuos sólidos, materiales peligrosos y lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales en cuerpos y corrientes de agua. De acuerdo con la Real Academia Española (RAE, 2019b), la letra “o” denota diferencia,

alternativa o equivalencia, por lo que la norma citada infiere que existen tres posibilidades: 1) que la contaminación de los ríos pueda ser regulada por la federación, o por los gobiernos locales, no precisando si por locales se refiere a los 2) estados, o a los 3) municipios. El legislador deja la posibilidad de que cualquiera de los tres niveles se encargue de la contaminación (Tabla 2).

Tabla 2. Ordenamiento jurídico cronológico y jerarquizado.

Orden jurídico internacional	
Declaración Universal de los Derechos Humanos (ONU, 1948)	Inherentes a todos los seres humanos, como el derecho a un medio ambiente no cumplido por condición del río Atoyac
Resolución A/RES/64/292 Asamblea General sobre el Derecho Humano al Agua y Saneamiento (ONU, 2010)	Relación intrínseca de todos los derechos humanos; uno no se cumple sin el otro
Orden jurídico nacional	
Declaración de que las aguas del río Atoyac son propiedad de la Nación (DOF, 1937)	Reconocimiento histórico sobre las aguas del río Atoyac
Ley de la Comisión Nacional de Derechos Humanos (DOF, 2018a)	Ordenamiento que origina la Recomendación 10/2017 (DOF, 2017)
Ley de Aguas Nacionales (DOF, 2020)	Regulación de los volúmenes de agua del río Atoyac
Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales (DOF, 2014)	Reglamentación de la normatividad específica de los cuerpos de agua

Reglamento de la Comisión Nacional de los Derechos Humanos (DOF, 2017)	Normativa que especifica el proceder de la CNDH, misma que emitió la recomendación
Ley General de Bienes Nacionales (DOF, 2018b)	Regulación de bienes públicos inherentes del río: cauce, ribera y obras hidráulicas que lo constituyen
Recomendación No. 10 /2017 emitida por la CNDH sobre violación a los derechos humanos a un medio ambiente sano, saneamiento del agua y acceso a la información: ríos Atoyac, Xochiac y sus afluentes (2017) (CNDH, 2017)	Responsabilidades de las autoridades señaladas sobre la contaminación del río Atoyac
Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (DOF, 2019)	Propiedad de las aguas nacionales, la regulación de su aprovechamiento
Orden jurídico estatal	
Atlas de riesgos del Municipio de Puebla (Ayuntamiento de Puebla, 2014)	Riesgos en barrancas y aguas nacionales dentro de la demarcación municipal
Normas Oficiales Mexicanas	
NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997	Normativa de las aguas residuales emitidas al río Atoyac
Jurisprudencias	
Expropiación. Concepto de utilidad pública. Jurisprudencia constitucional administrativa (9a.) (s.a., 2006)	Concepto que regula la propiedad privada en defensa de recursos hídricos y sus bienes públicos

	inherentes
--	------------

Resultados

Supremacía federal

Para disolver la confusión, se debe atender la escala jurídica previamente desarrollada: primero, ninguna autoridad estatal o municipal puede exceder los límites de actuación que les establece la Constitución Mexicana (DOF, 2019), la cual indica en su artículo 41 que ni los estados ni sus regímenes interiores (como municipios o juntas auxiliares) pueden contravenir el Pacto Federal que constituye la República Mexicana; del mismo modo, establece en su artículo 133 que la Constitución, las leyes del Congreso de la Unión que emanen de ella y todos los tratados que estén de acuerdo con la misma, celebrados por el presidente de la República con aprobación del senado, serán la ley suprema de toda la nación; los jueces de cada entidad federativa acatarán dicho ordenamiento, a pesar de las disposiciones locales en contrario que puedan existir, por lo que la responsabilidad de

regulación y administración de los bienes nacionales y su aprovechamiento recae primordialmente en la federación.

Responsabilidad en la contaminación del río

Sobre la duda razonable que se pudiera tener sobre qué autoridad puede emplearse para regular la contaminación es preciso retomar el artículo 11 de la LGEEPA (DOF, 2011), el cual faculta a la federación para suscribir convenios o acuerdos de coordinación para que con la participación de los estados y/o municipios asuman las facultades de protección, preservación y restauración del equilibrio ecológico en la zona federal de los cuerpos de agua considerados como nacionales, por lo que en el citado convenio será donde se establezca qué autoridad responde ante qué. Es así que el convenio de colaboración es la herramienta que puede darle un grado mayor de certeza a los tres niveles de gobierno para establecer la actuación de quiénes, cómo y cuándo utilizar sus facultades para resolver uno o varios problemas en concreto, en un periodo o plazo determinados.

Sobre los niveles de la contaminación, de acuerdo con el artículo 123 de la LGEEPA (DOF, 2018c), se contempla que todas las descargas en las redes colectoras estatales o municipales, cuencas, ríos, cauces, y los derrames de aguas residuales en los suelos o su infiltración en terrenos deberán satisfacer los parámetros físico-químicos

establecidos en las normas oficiales mexicanas que para tal efecto se expidan (NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997) y, en su caso, las condiciones particulares de descarga que determine la Semarnat o las autoridades locales.

Cuando la normatividad y su aplicación fallan, y un cuerpo de agua requiere atención especial, se crea una regulación jurídica de condiciones particulares de descarga, como lo fue la declaratoria de clasificación de los ríos Atoyac, y Xochiac o Hueyapan, y sus afluentes (DOF, 2011), creada por la federación con base en la Ley de Aguas Nacionales y su reglamento, para determinar los parámetros que deberían cumplir las descargas, la capacidad de asimilación y dilución de los cuerpos de aguas nacionales, y las cargas de contaminantes que pudiesen recibir, así como las metas de calidad y los plazos para alcanzarlas. Para el año 2011, las aguas de los ríos Atoyac, y Xochiac o Hueyapan habían sufrido alteración en su calidad con motivo de las descargas de aguas residuales provenientes de procesos industriales y asentamientos humanos, calculadas en 146.3 toneladas al día de materia orgánica, medida como demanda química de oxígeno; 62.8 toneladas al día de sólidos suspendidos totales; 14.7 toneladas al día de nutrientes; 0.14 toneladas al día de metales pesados, y 0.09 toneladas al día de compuestos orgánicos tóxicos, además de la contaminación microbiológica, entre otros, de acuerdo con el contenido de la declaratoria de clasificación de los ríos Atoyac, y Xochiac o Hueyapan, y sus afluentes (DOF, 2011).

Discusión

A partir del estudio planteado, existe un reconocimiento internacional por parte de las Naciones Unidas (ONU 2010) sobre los derechos humanos a la disposición y saneamiento del agua y a un medio ambiente sano; al respecto, la constitución mexicana los reafirma, pero paradójicamente es la nación propietaria del afluente que los transgrede (DOF, 2019).

El gobierno federal, los estados y municipios cuentan con el derecho sustantivo que resguarda la protección, conservación y restauración del equilibrio ecológico del río, además de poseer una ley especializada en su gestión protección, mejoramiento, conservación y restauración (DOF, 2020). La disyuntiva radica en lo increíblemente intrincado y enrevesado que es entender y aplicar eficazmente las disposiciones en materia hídrica, dado que no sólo son autoridades técnico-administrativas las que observan su cumplimiento.

La relación del agua con las personas va más allá de una necesidad básica y su ejercicio; los ríos tienen un valor tangible perfectamente descrito en la normativa vigente, pero su valor intangible yace bajo el subsuelo, bajo toneladas de contaminación o en el olvido, que el modelo de gestión actual, cimentado en principios de mercado, no ha podido descifrar.

Para aminorar la complejidad descrita, se cuenta con la instrumentación y aplicación de los acuerdos o convenios de

coordinación y colaboración para que las entidades federativas y los municipios participen en la preservación y restauración del río con facultades plenamente determinadas (LGEEPA, 2018c).

Los acuerdos descritos pueden lograr avances en determinar responsabilidades. No obstante, han existido problemas en la recaudación de firmas; en que las partes logren consensos; en dejar fuera de su signatura a actores sociales cruciales; en la asignación de presupuestos; en las prioridades y agendas de cada autoridad política, y en el tiempo requerido para solucionar cada una de estas circunstancias. El resultado es que se toma más tiempo para cumplir los presupuestos procesales del principio de concurrencia que para proteger el bien hídrico o hacerlo valer en sí.

Si se desconociera la responsabilidad de los servidores y funcionarios públicos, existen límites constitucionales que permiten al pacto federal prevalecer sobre las disposiciones locales (DOF, 2019), por lo que la contaminación del río Atoyac recae primordialmente en la inoperancia técnica y administrativa de la federación en materia de aguas nacionales.

Del mismo modo, se cuenta con las normas oficiales mexicanas que determinan los parámetros físico-químicos de los afluentes y efluentes del río (DOF, 2018c), las cuales son base para la oportuna toma de decisiones, a pesar de que la contaminación actual de aguas superficiales en México las ha rebasado y requieren actualizarse.

Cuando el trabajo de las autoridades, la responsabilidad de los ciudadanos y las normas expuestas se ven sobrepasados e insuficientes (lo que finalmente ocurre), se crea la regulación jurídica de condiciones particulares de descarga, como la declaratoria de

clasificación de los ríos Atoyac y Xochiac o Hueyapan, y sus afluentes (DOF, 2011), para tratar de afrontar el problema, cuya literalidad señala términos que tampoco han sido cumplidos. Bajo esta perspectiva, el 21 de marzo de 2017, la Comisión Nacional de los Derechos Humanos (CNDH) emitió una recomendación sobre la violación a los derechos humanos a un medio ambiente sano, saneamiento del agua y acceso a la información, en relación con la contaminación de los ríos Atoyac, Xochiac y sus afluentes.

Actualidad y la Recomendación No. 10/2017

En vista de lo descrito y del grave problema de su contaminación, la Comisión Nacional de los Derechos Humanos intervino con un proyecto de recomendación, donde se analizaron los elementos de convicción y diligencias practicadas, a fin de determinar si las autoridades han violado o no los derechos humanos de los afectados por las condiciones del río, la cual se compone de: 1) el escrito de queja que presentaron 16 personas contra autoridades federales, estatales y locales por actos y omisiones en perjuicio de los habitantes de los municipios de Huejotzingo y San Martín Texmelucan, Puebla, e Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, Nativitas y Tepetitla de Lardizábal, Tlaxcala, por la contaminación ambiental de la subcuenca hidrológica del Alto Atoyac, particularmente de los ríos Atoyac, Xochiac, y sus afluentes; 2) los hechos descritos por las manifestaciones de los quejosos en contra de

dichas autoridades; 3) los documentos de los cuales se compone la investigación llevada a cabo por la CNDH; 4) el estatus jurídico de los ríos citados y los procedimientos administrativos de los que la Comisión Nacional del Agua es parte; 5) los razonamientos lógico-jurídicos que motivan la recomendación; 6) la responsabilidad de los servidores públicos; 7) la reparación del daño, y 8) las recomendaciones, definidas como las obligaciones que debe cumplir cada autoridad.

Bajo el principio de concurrencia constitucional, las autoridades responsables tienen la obligación de cumplir los mismos mandatos de acuerdo con las atribuciones señaladas en la Constitución, en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, y en la presente Recomendación. Así, se les exhorta a:

- I. Destinar recursos para la construcción, mantenimiento periódico y adecuada operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales.
- II. Diseñar un programa de atención médica y campañas informativas donde se establezcan medidas contra daños a la salud, control, síntomas y signos para identificar intoxicaciones. Aquino-Moreno, Rodríguez-Tapia y Morales-Novelo (2015) precisan que un adecuado tratamiento para las aguas del río, la inversión en la mejora del sistema de agua potable y drenaje, la instalación de plantas de tratamiento de aguas residuales y la vigilancia estricta del cumplimiento de la normatividad en materia ambiental disminuirían de manera importante la contaminación existente y se registraría una disminución en los casos de enfermedades.

- III. Publicar permanentemente información recabada sobre el saneamiento y los peligros de la contaminación en medios de amplia difusión y elaborar un programa de visitas de inspección para la vigilancia de descargas de aguas residuales. Un problema que no se conoce no se estudia, no se atiende y se propaga. En este sentido, Soto-Montes-de-Oca y Ramirez-Fuentes (2019) precisan que otorgar la información acerca de la severidad del problema es un paso clave para el éxito del proyecto, la transparencia en todas las fases es importante para evadir la corrupción y que la población tome parte en el progreso de las acciones tomadas. Los miembros de la comunidad deben estar envueltos en la discusión, diseño, planeación, implementación y evaluación de las políticas de la gestión del agua. Los autores citados expresan que cualquier política futura que considere contribuciones de usuarios directos e indirectos del río y de los cuerpos de agua superficial necesita fortalecer los aspectos administrativos del sistema del servicio.
- IV. Impartir cursos de educación y capacitación de derechos humanos a servidores públicos, por ejemplo sobre medio ambiente, agua, saneamiento, salud, acceso a la información y riesgos. Es importante que las autoridades encargadas del medio ambiente y la salud en los ámbitos estatal, municipal y federal, apoyadas por los diferentes centros de investigación existentes en los estados de Puebla y Tlaxcala, implementen programas de control de los vertidos industriales; deben establecer programas de tratamiento de las aguas residuales utilizadas en la agricultura y para la remediación de los suelos: todo ello encaminado a evitar el peligro

que la contaminación de estos medios representa para la población en general (Castro-González *et al.*, 2019).

Los mandatos concurrentes entre todas las autoridades señaladas en la Recomendación son:

1. Celebrar un convenio o acuerdo de coordinación interinstitucional entre sí.
2. Aportar datos de investigación a la CNDH y a las autoridades correspondientes, para determinar a los responsables de la contaminación, tareas que sólo a través de una labor multidisciplinaria y ordenada podrán realizarse. Morales-Sánchez y Segoviano-Contreras (2016) escriben que el estudio del comportamiento humano involucra la consideración de un conjunto importante de factores y variables que ninguna disciplina puede abarcar por completo y de manera exhaustiva, por lo que será necesario que en el convenio a lograr sean tomados en cuenta no sólo autoridades políticas o servidores públicos, sino también científicos, activistas y expertos de otras disciplinas, como las humanidades.

Conclusiones

La contaminación del río Atoyac es un problema no resuelto que tiene como antecedente directo la desvalorización del río San Francisco.

Conocer los derechos humanos y la regulación jurídica de las aguas nacionales es necesario para investigadores del río Atoyac dedicados a otras áreas del conocimiento, debido a que la eficiencia o deficiencia de su regulación y la condición de su contaminación tienen origen en mandatos constitucionales y en las leyes que de ella emanan.

El modelo de gestión actual del agua, su funcionamiento y aplicación sólo puede entenderse y aplicarse bajo exámenes muy rigurosos como el presente; las facultades, derechos y obligaciones en la ley son difusas para cualquier área del conocimiento; a esto se suma que las leyes del mercado consideran al agua como un producto o un servicio más allá de un derecho humano.

En el caso concreto del río San Francisco, el arroyo de Xonaca y su embovedamiento, sólo son considerados por autoridades y ciudadanía como desagües o vasos reguladores; no son descritos en los planos de otros investigadores dedicados al estudio del río Atoyac como cauces importantes; sus aguas sólo son un volumen más que va dirigido hacia la presa Manuel Ávila Camacho, sin tomar en cuenta su trascendencia o papel en la microcuenca que es la ciudad de Puebla, riqueza epistemológica que no ha podido ser descifrada por la academia, ni por la ciudadanía ni por la autoridad.

No es posible terminar con la contaminación de la Cuenca Alto-Atoyac sólo desde la vertiente jurídica; ninguna otra disciplina podría, por sí sola, generar un impacto significativo en sus condiciones si no existe una participación social y académica que presione a las autoridades encargadas del cuidado y saneamiento del río y su

composición integral, dado el centralismo que existe en la normatividad.

Las autoridades responsables en la preservación y saneamiento del río Atoyac tienen la obligación de conocer el marco jurídico concurrente del derecho hídrico y si lo desconocen deben dimitir, pues el estudio del río Atoyac es un problema complejo e interdisciplinario; cualquier decisión que se tome en las circunstancias actuales de su cauce debe estar plenamente asentada en bases técnicas de alto rigor científico.

Determinar a los sujetos responsables de las condiciones actuales de contaminación del río Atoyac es una de las principales labores que la CNDH ha emprendido; pero el problema no sólo radica en su cauce y sus características físico-químicas, cada día son más organizaciones de choque y fraccionamientos de alta plusvalía en invadir ilegalmente sus riberas, que con el visto bueno de los tres niveles de gobierno continúan arrasando hectáreas de zonas federales, de riesgo y de protección que constituyen al río, lo que promueve el exterminio de flora, fauna y la supresión de sitios estratégicos de conservación, importantes para la regeneración del tejido social que el país entero necesita; ello se debe, entre otros problemas que surgen y se ignoran, que se concibe al río como un simple cauce contaminado, sin entender el sistema ambiental y social que comprende.

A la fecha de la conclusión del presente estudio, no ha sido celebrado el convenio o acuerdo de coordinación interinstitucional entre las autoridades responsables y los sujetos interesados, y que ha exigido por la CNDH, el cual es el único instrumento que el derecho mexicano tiene actualmente para reducir la imprecisión de las

autoridades responsables sobre la conservación y regeneración del río Atoyac, y los grados de participación social y de la iniciativa privada. Su redacción debe hacerse con la participación de un cuerpo colegiado de investigadores de diversas áreas del conocimiento debido a la complejidad de circunstancias en la que el río se encuentra, mismo que debe ser publicado, difundido y permanentemente revisado.

En el convenio de coordinación del rescate del río Atoyac deben formalizarse aspectos técnicos y específicos de colaboración. Para aprovechar eficazmente la inversión, es necesario acometer contra las causas y no los efectos de su contaminación. Sanear la parte baja de la cuenca sólo es posible si aguas arriba existen las condiciones adecuadas para que el agua continúe su cauce de acuerdo con la calidad de parámetros físico-químicos que exige el ordenamiento jurídico mexicano.

Cualquier convenio entre autoridades y sociedad cuyo objetivo sea la regulación, aprovechamiento o regeneración del río Atoyac debe ponderar principios ambientales sobre cualquier otro interés, pues se corre el riesgo de generar un daño más grave y costoso del que ya ha sufrido la Cuenca Alto-Atoyac, como lo fue el embovedamiento del río San Francisco.

Los proyectos que surjan sobre la regeneración del río San Francisco, el arroyo de Xonaca, el río Atoyac y sus afluentes, deben ser revisados y autorizados por la autoridad responsable; pero eso no restringe o limita a otras disciplinas en búsqueda de soluciones, siempre y cuando estén encaminadas a conservar el río y sus bienes públicos inherentes.

La participación social y la difusión de la información son claves para encaminar a la población a reconocer y promover un proyecto de regeneración eficaz.

El conocimiento de la microcuenca del río San Francisco es un ejercicio académico y ciudadano que ha virado la atención de otros especialistas y actores sociales hacia el agua, su relación con la ciudad y lo que ocurre en ella, lo que ha generado un vínculo entre las dinámicas antrópicas del centro urbano y su relación con la Cuenca Alto-Atoyac, conocimiento que había sido suprimido al embovedar sus cauces.

Agradecimientos

A la Dra. Genoveva Rosano Ortega, a la Dra. María Sonia Mireya Martínez Gallegos y al Dr. Carlos Arturo Vega Lebrún por guiarme en los conocimientos de la Ingeniería Ambiental necesarios para la realización de este artículo.

Referencias

Ayuntamiento de Puebla. (1952). *Plano Regulador del Municipio de Puebla. Archivo Histórico Municipal de Puebla*. Puebla, México: Ayuntamiento de Puebla.

Ayuntamiento de Puebla. (2014). *Atlas de Riesgos del Municipio de Puebla, "Ciudad de Progreso"*. Recuperado de https://www.academia.edu/31106661/Atlas_de_Riesgos_Naturales_Municipio_de_Puebla

- Aquino-Moreno, E., Rodríguez-Tapia, L., & Morales-Novelo, J. (2015). *Valoración económica de los impactos ambientales en la salud por la contaminación del río Atoyac* (Doctoral dissertation, Master's Thesis), Universidad Autónoma Metropolitana, México City, Mexico). Recuperado de <http://www.amica.com.mx/issn/archivos/107.pdf>
- Carbonell, M. (2003). El federalismo en México: principios generales y distribución de competencias. *Anuario de Derecho Constitucional Latinoamericano*, 379-396. Recuperado de <http://historico.juridicas.unam.mx/publica/librev/rev/dconstla/cont/2003/pr/pr0.pdf>
- Casiano, C., Bressers, H., & Gleason, A. (October, 2017). Evaluación de la gobernanza de la política de las plantas de tratamiento residual (2013-2016), en la zona centro de México: los casos de Tlaxcala-Zahuapan, Puebla-Atoyac y Presa Guadalupe en el Estado de México. En: *1er Foro Internacional "Políticas Públicas para el Desarrollo Sustentable: Horizontes en el Siglo XXI*, Puebla, México.
- Castro-González, N. P., Calderón-Sánchez, F., Moreno-Rojas, R., Tamariz-Flores, J. V., & Reyes-Cervantes, E. (2019). Nivel de contaminación de metales y arsénico en aguas residuales y suelos en la subcuenca del Alto Balsas en Tlaxcala y Puebla, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(2), 335-348.
- CNDH, Comisión Nacional de los Derechos Humanos. (21 de marzo, 2017). *Recomendación no. 10 /2017 emitida por la Comisión Nacional de los Derechos Humanos sobre la violación a los*

derechos humanos a un medio ambiente sano, saneamiento del agua y acceso a la información, en relación con la contaminación de los ríos Atoyac, Xochiac y sus afluentes; en agravio de quienes habitan y transitan en los municipios de San Martín Texmelucan y Huejotzingo, en el estado de Puebla; y en los municipios de Tepetitla de Lardizábal, Nativitas e Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, en el estado de Tlaxcala. Ciudad de México, México: Comisión Nacional de los Derechos Humanos. Recuperado de https://www.cndh.org.mx/all/doc/Recomendaciones/Rec_201_010

Cordero-y-Torres, E. (1978). *Historia del río San Francisco, Embovedamiento y Boulevard "Héroes 5 de Mayo"*. Puebla, México: Centro de Estudios Históricos de Puebla A.C.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (9 de abril, 1918). *Declaración de que las aguas del río de "San Francisco", del Estado de Puebla, son propiedad de la Nación*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (31 de agosto, 1934). *Ley de Aguas de Propiedad de la Nación*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (23 de noviembre, 1936). *Ley de Expropiación Federal*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (20 de diciembre, 1937). *Declaración de Propiedad Nacional del río Balsas, Atoyac o Mexcala, que nace en el Estado de Puebla*. Recuperado de

https://www.dof.gob.mx/website/nota_to_imagen_fs.php?codn_ota=4567633&fecha=20/12/1937&cod_diario=195527

DOF, Diario Oficial de la Federación. (22 de agosto, 1946). *Acuerdo que dispone se integre una Comisión Coordinadora para el estudio, financiamiento y realización del encauzamiento y entubación del río San Francisco, de Puebla, Puebla*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (22 de septiembre, 1947). *Acuerdo por el cual se encomienda a la Secretaría de Recursos Hidráulicos facultades en relación con los cauces, vasos o zonas de propiedad nacional*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

DOF, Diario Oficial de la Federación (11 de enero, 1972). *Ley Federal de Aguas*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (18 de noviembre, 1977). *Decreto por el que se declara una zona de Monumentos Históricos en la ciudad de Puebla de Zaragoza, Estado de Puebla*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (6 de julio, 2011). *Declaratoria de clasificación de los ríos Atoyac y Xochiac o Hueyapan, y sus afluentes*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2014). *Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales. Fecha de publicación 12 de enero de 1994. Última reforma incorporada 25 de agosto de 2014*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2017). *Reglamento de la Comisión Nacional de los Derechos Humanos. Fecha de publicación 29 de septiembre de 2003. Última reforma incorporada 22 de diciembre de 2017*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2018a). *Ley de la Comisión Nacional de los Derechos Humanos. Fecha de publicación, 29 de junio de 1992. Última reforma incorporada 25 de junio de 2018*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2018b). *Ley General de Bienes Nacionales. Fecha de publicación 20 de mayo de 2004. Última reforma incorporada 19 de enero de 2018*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2018c). *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Fecha de publicación 28 de enero de 1988. Última reforma incorporada 5 de junio de 2018*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2019). *Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. Diario Oficial de la Federación. Fecha de publicación 5 de febrero de 1917. Última reforma incorporada 9 de septiembre de 2019*. Recuperado de www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/cpeum
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2020). *Ley de Aguas Nacionales. Fecha de publicación, 1 de diciembre, 1992. Última reforma incorporada 6 de enero de 2020*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación.

- González-Oropeza, M. (2010). *La dimensión constitucional del gobierno municipal*. Chilpancingo, México: Instituto de Estudios Parlamentarios "Eduardo Neri".
- Hernández-Manríquez, J. (2019). *Nociones de hermenéutica e interpretación jurídica en el contexto mexicano*. Ciudad de México, México: Instituto de Investigaciones Jurídicas, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hernandez-Ramirez, A. G., Martinez-Tavera, E., Rodriguez-Espinosa, P. F., Mendoza-Pérez, J. A., Tabla-Hernandez, J., Escobedo-Urías, D. C., Jonathan, M. P., & Sujitha, S. B. (2019). Detection, provenance and associated environmental risks of water quality pollutants during anomaly events in River Atoyac, Central Mexico: A real-time monitoring approach. *Science of the Total Environment*, 669, 1019-1032.
- Jacobo-Marín, D. (2016). Régimen jurídico y gestión del agua en la ciudad de San Luis Potosí. Santacruz, G., & Peña, F. (coords.). En: *Problemática y desigualdad en la gestión del agua en la cuenca semiárida y urbanizada del valle de San Luis Potosí* (pp. 131-155). San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis.
- Kelsen, H. (1973). *Teoría Pura del Derecho*. Buenos Aires, Argentina: Editorial Eudeba.
- Loreto, R. (2009). *Agua, poder urbano y metabolismo social (vol. 1)*. Puebla, México: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Instituto de Ciencias Sociales y Humanidades "Alfonso Vélaz Pliego".

- Maldonado, C. E. (2016). Metaheurísticas y resolución de problemas complejos. *Revista Colombiana de Filosofía de la Ciencia*, 16(33), 169-185.
- Martínez-Tavera, E., Rodríguez-Espinosa, P. F., Shruti, V. C., Sujitha, S. B., Morales-García, S. S., & Muñoz-Sevilla, N. P. (2017). Monitoring the seasonal dynamics of physicochemical parameters from Atoyac River basin (Puebla), Central Mexico: multivariate approach. *Environmental Earth Sciences*, 76(2), 95.
- Merino, M., & Cejudo, G. M. (2019). Capítulo II. En: *Problemas, decisiones y soluciones: enfoques de política pública*. Ciudad de México, México: Fondo de Cultura Económica.
- Minero, R. S. (2010). La evolución del marco institucional del agua potable y el saneamiento urbanos en México: un análisis cognitivo preliminar. En: *El agua en México: cauces y encauces*. Ciudad de México, México. Academia Mexicana de Ciencias.
- Morales-Sánchez, M. A., & Segoviano-Contreras, L. E. (2016). Una perspectiva económico-institucional de la toma de decisiones: solución de problemas en situación de incertidumbre. *Investigación Económica*, 75(298), 57-75.
- Moreno, J. S. (2015). Ríos San Francisco y San Agustín: ejes de memoria e historia de la ciudad de Bogotá, Colombia. *kóot*, (6), 92-118.
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (10 de diciembre, 1948). *Declaración Universal de los Derechos Humanos*. Publicada. Recuperado de

https://www.ohchr.org/EN/UDHR/Documents/UDHR_Translations/spn.pdf

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (28 de julio, 2010). *Resolución A/RES/64/292 aprobada por la Asamblea General sobre el Derecho Humano al Agua y Saneamiento*. Recuperado de

https://www.un.org/en/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/64/292&Lang=S

Pérez-Castresana, G., Castañeda-Roldán, E., García-Suastegui, W. A., Morán-Perales, J. L., Cruz-Montalvo, A., & Handal-Silva, A. (2019). Evaluation of health risks due to heavy metals in a rural population exposed to Atoyac River pollution in Puebla, Mexico. *Water*, 11(2), 277.

POE, Periódico Oficial del Estado de Puebla. (14 de octubre, 1932). *Ley sobre Protección y Conservación de los Monumentos Naturales del Estado de Puebla*. Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.

POE, Periódico Oficial del Estado. (21 de octubre, 1938). *Decreto expedido por el C. Gobernador Constitucional del Estado, de conformidad con lo dispuesto en el artículo 26 de la Ley sobre Protección y Conservación de Monumentos y Bellezas Naturales del Estado y por el que declara la Zona Típica de la Ciudad de Puebla*. Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.

POE, Periódico Oficial del Estado. (14 de diciembre, 1956). *Suplemento I. Ley de Planificación Integral y Mejoramiento Urbano del Estado de Puebla*. Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.

- POE, Periódico Oficial del Estado. (7 de marzo, 1958). *Suplemento I. Ley que Crea la Junta de Mejoramiento Moral, Cívico y Material del Municipio de Puebla*. Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.
- POE, Periódico Oficial del Estado de Puebla. (27 de agosto, 1963). *Ley sobre el Embovedamiento y Urbanización del Río de San Francisco y Arroyo de Xonaca, y los Recursos de que ha de Disponerse para su Financiamiento*. Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.
- POE, Periódico Oficial del Estado. (18 de febrero, 1964a). *Decreto por el cual se adiciona el artículo 5º transitorio de la Ley sobre el Embovedamiento y Urbanización del Río San Francisco y el Arroyo de Xonaca*. Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.
- POE, Periódico Oficial del Estado. (28 de agosto, 1964b). *Decreto por el cual se autoriza al Ejecutivo del Estado para concertar con "Financiera Bancomer", S.A. un crédito que se destinará a la realización de las obras de embovedamiento y urbanización del Río San Francisco y Arroyo de Xonaca*. Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.
- POE, Periódico Oficial del Estado de Puebla. (21 de enero, 1964c). *Suplemento I. Decreto por el cual se expropián por causa de utilidad pública, para realizar el embovedamiento y urbanización del río de San Francisco y Arroyo de Xonaca, y la apertura y urbanización de las avenidas y terrenos adyacentes, en el Municipio de Puebla*. Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.
- POE, Periódico Oficial del Estado de Puebla. (31 de julio, 1964d). *Suplemento I. Decreto por el cual se expropián por causa de*

utilidad pública, para realizar el embovedamiento y urbanización del río de San Francisco y Arroyo de Xonaca, y la apertura y urbanización de las avenidas y terrenos adyacentes, en el Municipio de Puebla, inmuebles o fracciones. Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.

POE, Periódico Oficial del Estado de Puebla. (4 de octubre, 1968). *Suplemento I. Decreto por el que se extienden los efectos de la Ley sobre el embovedamiento del río San Francisco. Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.*

POE, Periódico Oficial del Estado. (28 de abril, 1978). *Decreto expropiatorio en favor del Municipio de Puebla de las fracciones de terreno que se especifican en los incisos a) y b) del Considerando Tercero de ésta Resolución para la construcción de una zona verde que se denominará "Parque Juárez". Puebla, México: Periódico Oficial del Estado.*

Popoca, R. (1963). *Expediente del Canal Interceptor de Puebla: Embovedamiento del Río San Francisco y Arroyo Xonaca. Puebla, México: Archivo Histórico Municipal de Puebla.*

RAE, Real Academia Española. (2019a). Definición 3º de la palabra "saneamiento". Recuperado de <https://dle.rae.es/saneamiento?m=form>

RAE, Real Academia Española. (2019b). Definición de la expresión "o". «Diccionario de la lengua española» - Edición del Tricentenario. Recuperado de <https://dle.rae.es/?id=QlqTEX0|Qlr66uc|Qltkqeu>

Rittel, H. W., & Webber, M. M. (1973). Dilemmas in a general Theory of Planning. *Policy Sciences*, 4, 155-169.

- Riu, A. S., & Donada, J. T. (2019). Agua y espacio urbano. Algunas consideraciones teóricas a propósito de la relación entre ciudad y río. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 65(2), 371-397.
- Rodríguez-Tapia, L., Novelo, J. A. M., & Vargas, P. Z. (2012). Evaluación socioeconómica de daños ambientales por contaminación del Río Atoyac en México. *Tecnología y ciencias del agua*, 3(número especial), 143-151.
- Rosete, N. L. R., Romero, M. L. G., & Sánchez, A. H. (2019). Principios territoriales ordenadores y desequilibrio ecológico en la periferia de Puebla: fraccionamiento Lomas de Angelópolis. *Carta Económica Regional*, (2), 109-134.
- s.a. (marzo, 2006). Expropiación. Concepto de utilidad pública. Jurisprudencia constitucional administrativa (9a.) *Semanario Judicial de la Federación y su Gaceta*, t. XXIII. Recuperado de <http://sjf.scjn.gob.mx/sjfsist/documentos/tesis/1012/1012237.pdf>
- Salazar-Exaire, C. (2010). La administración del agua en un centro urbano colonial: la ciudad de Puebla en el Siglo XVII. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 7(2), 155-168.
- Sanz, N., Delmont, F., & Panero, A. (2017). *La ciudad de los caminos cortos: Puebla en su paisaje urbano histórico*. Puebla, México: Offset Rebosan S. A. de C. V.
- Soto-Montes-de-Oca, G., & Ramirez-Fuentes, A. (2019). Value of river restoration when living near and far. The Atoyac Basin in Puebla, Mexico. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(1). DOI: 10.24850/j-tyca-2019-01-07

- SRH, Secretaría de Recursos Hidráulicos. (1952). Estudio para el abastecimiento de agua potable y servicio de alcantarillado de la ciudad de Puebla, Puebla. Puebla, México: Archivo Histórico Municipal de Puebla.
- Trujillo-Segura, J. (2011). El principio de concurrencia ambiental en México. *Revista de la Asociación Internacional de Derecho Administrativo*, (10), 403-426.
- Zamora , R. D. J. L. (2013). Gestión del agua urbana e industrialización en la ciudad de Puebla. *DELOS: Desarrollo Local Sostenible*, 6(16), 11.
- Zamora-Saenz, I. (2018). Comunidades epistémicas en la solución de problemas ambientales. Tendencias en la recuperación de ríos urbanos. *Espiral (Guadalajara)*, 25(71), 115-154.

Assessing resilience of cities to hydrometeorological hazards

Evaluación de la resiliencia en ciudades ante fenómenos hidrometeorológicos

Rabindranath Bahena-Ayala¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8682-6473>

Felipe Ignacio Arreguín-Cortés², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6577-6497>

Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5104-6258>

¹Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León, León, Guanajuato, Mexico, rbahena@sapal.gob.mx

²Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico, farreguin2011@gmail.com

³Tecnológico de Monterrey, Campus Monterrey, Monterrey, Nuevo León, Mexico, celizacervantes@gmail.com

Correspondence author: Claudia Elizabeth Cervantes-Jaimes,
celizacervantes@gmail.com

Abstract

Currently, cities, productive areas and the environment are more at risk of natural or anthropogenic hazards than ever before, causing human and economic losses. In cities, hydrometeorological events have the greatest socioeconomic impact according to the United Nations, which is further exacerbated by the fact that some cities do not have the appropriate mechanisms to minimize the impacts of these phenomena. This is why it is necessary to make them safer and more dynamic so that they might have the capacity to constantly adapt to changes. To address this vulnerability issue present in cities, the concept of urban resilience has been created. It is a tool to aid public officials' decision making process when choosing government works to be invested in from among many different structural and non-structural strengthening options for resilience. Before developing strategies within government agendas, however, it is necessary to identify a city's strengths and weaknesses in order to know it's resilience level. This paper proposes a methodology to assess the resilience level of a city to hydrometeorological hazards, called the City Resilience Index (CRI), that is based on two assessment tools: one quantitative, called the Technical Resilience Index and the other,

which is called the Technical Profile of Resilience, is a qualitative analysis of the characteristics of the city. For this analysis the city of Cuernavaca, Mexico, was selected as a case study. Index results were generated from the City Resilience Index (CRI) computer program, created expressly for the application of this methodology, which gave a 45.52 % resilience rating to the city of Cuernavaca, a medium-range level of resilience.

Keywords: Resilience index, hydrometeorological hazard, urban resilience, risk reduction, computer program.

Resumen

En el ámbito internacional se ha incrementado el riesgo por amenazas naturales o antrópicas a las ciudades, zonas productivas y medio ambiente, lo cual ocasiona pérdidas humanas y económicas. La Organización de las Naciones Unidas señala que los desastres por fenómenos hidrometeorológicos son los que mayor impacto socioeconómico generan cada año en las ciudades, lo que se ve agravado por el hecho de que algunas urbes no cuentan con los mecanismos adecuados para minimizar los daños de estos eventos, por lo que existe la necesidad de construir ciudades más seguras y dinámicas que se adapten a las circunstancias cambiantes del clima. Como respuesta a esta necesidad se ha desarrollado el concepto de resiliencia urbana, el cual puede ser una herramienta para los tomadores de decisiones en el proceso de selección de acciones estructurales y no estructurales para

incrementar el nivel de resiliencia. El primer paso antes de planear y diseñar estrategias dentro de las agendas gubernamentales es conocer el nivel de resiliencia de la ciudad, así como identificar sus fortalezas y debilidades. Este artículo propone una metodología para evaluar el nivel de resiliencia de una ciudad ante fenómenos hidrometeorológicos, denominada Índice de Resiliencia en Ciudades (IRC), compuesta por dos herramientas de evaluación: una cuantitativa, denominada Índice Técnico de Resiliencia, y otra llamada Perfil Técnico de Resiliencia, que es un análisis cualitativo de las características de la ciudad. Para este análisis se seleccionó como caso de estudio a la ciudad de Cuernavaca, México. Los resultados del índice se generaron a partir del programa de cómputo Índice de Resiliencia en Ciudades (IRC), creado para la aplicación de esta metodología, obteniendo una calificación de 45.52 %, considerado como un nivel medio de resiliencia para la ciudad de Cuernavaca.

Palabras clave: índice de resiliencia, fenómeno hidrometeorológico, resiliencia urbana, reducción del riesgo, programa de cómputo.

Received: 20/03/2019

Accepted: 03/06/2020

Introduction

Economic impact of hydrometeorological events

The risk of natural hazards has increased worldwide, causing human and economic losses. The UNISDR points out that disasters caused by hydrometeorological events have the greatest socio-economic impact in cities every year. Costs have reached an average of 200 billion dollars per year (Figure 1), with hydrometeorological events accounting for 74 % of these economic losses (Figure 2), the number of people affected annually by disasters exceeds 226 million (UN, 2012). Of these the phenomena, floods cause the most damages and deaths each year (followed by droughts), which in 2015 exceeded its annual average number of damages from previous years by 40 % (CRED, 2016). Each year, there are 102 million people affected by floods, which are responsible for 15 % of all deaths caused by natural-hazard-related disasters. These damages are compounded by tropical cyclones, which affect 37 million people every year (UN, 2012).

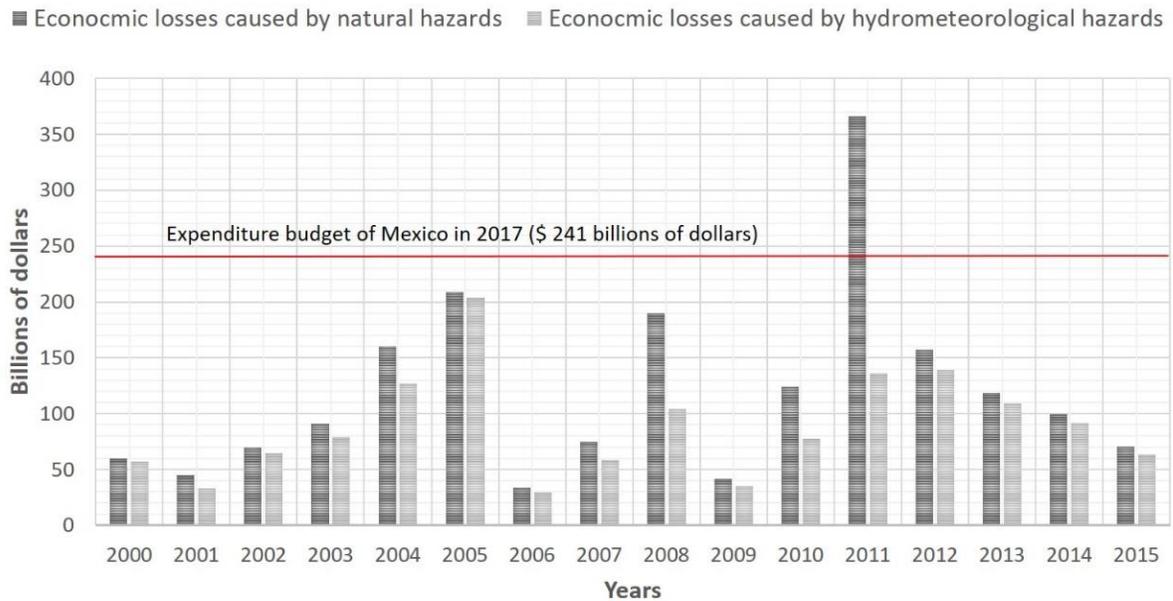


Figure 1. Economic impact caused by natural phenomena and hydrometeorological events for the period between 2000 and 2015, worldwide. Source: Author's own with data from the Centre for Research on the Epidemiology of Disasters (CRED).

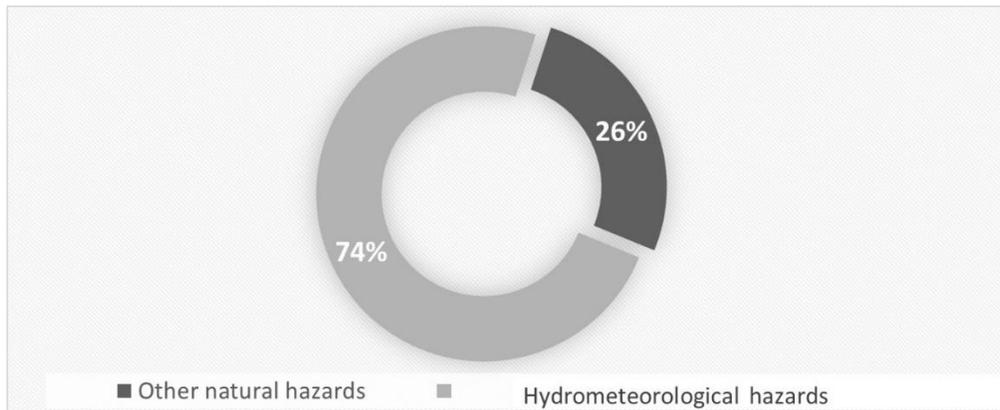


Figure 2. Percentage that represents the economic impact caused by hydrometeorological events worldwide. Source: Author's own with data from the CRED.

According to the International Federation of the Red Cross, of the eleven types of actions it carries out, each year, more than half are the result of a natural-hazard-related events, the highest percentage of which is due to hydrometeorological events. Of these events, floods are the disasters that are behind most of their first-aid efforts, followed very closely by epidemics (IFRC, 2015).

Mexico's latitude and large coastlines along the Pacific and Atlantic oceans exposes many of its cities to hazards such as tropical cyclones, severe storms, and floods, this same latitude also places it on the largest desert strip in the world. Both factors create irregular spatial and temporal distributions of water, as well as increasingly frequent droughts (Arreguín-

Cortés, López, & Marengo, 2016a; Arreguín-Cortés, López, Ortega-Gaucin, & Ibañez, 2016b).

Mexican cities face challenges that are similar to many parts of the world: dealing with natural-hazard-related events caused by hydrometeorological phenomena which generate the greatest human and economic losses in the country; no other type of manifestation, be it geological, chemical, sanitary, or socio-organizational generates as much damage to the nation as hydrometeorological events (Figure 3). From 2000 to 2016 these events have accounted for 92 % of the total losses (Figure 4) that the country has had due to different kinds of phenomena (Cenapred, 2017). The record for economic losses caused by natural hazard related events hydrometeorological events was set in the year 2010, at \$4480 billion dollars, with hydrometeorological phenomena responsible for \$4005 billion dollars of those losses (Cenapred, 2011).

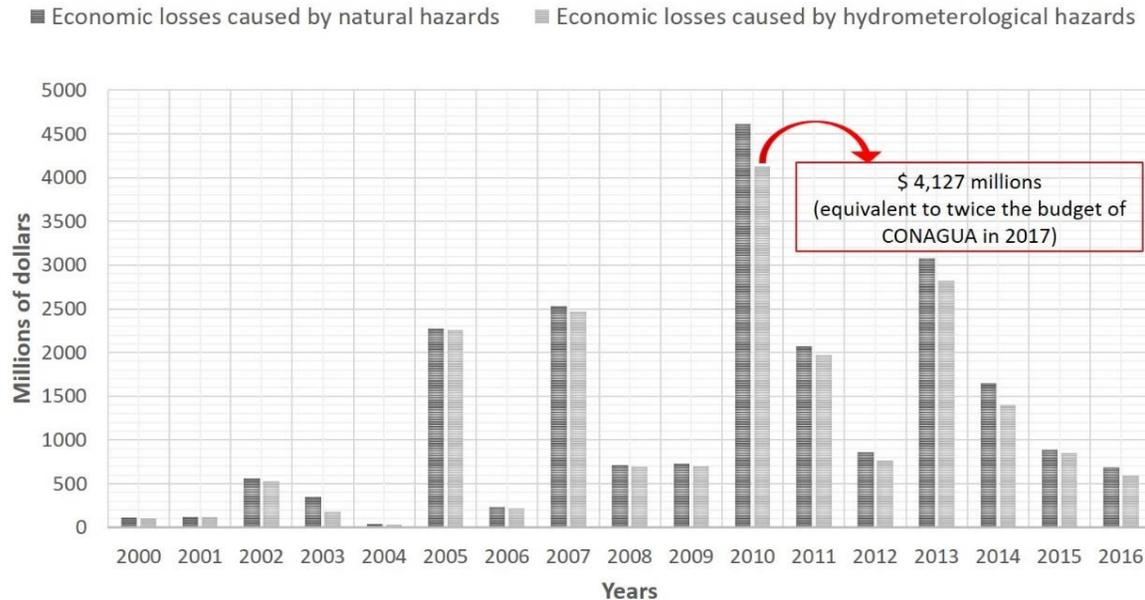


Figure 3. Economic impact due to different types of phenomena and to hydrometeorological events in the period 2000-2016 in Mexico. Source: Author's own with data from Cenapred.

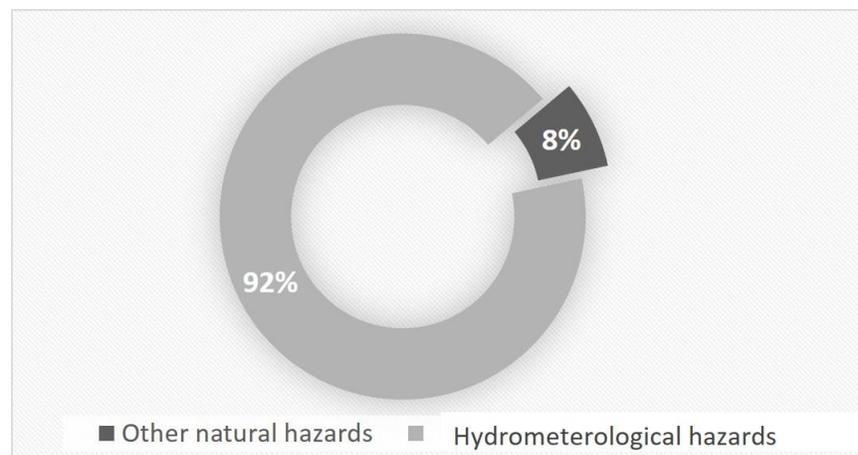


Figure 4. Percentage that represents the economic impact caused by hydrometeorological events in Mexico. Source: Author's own with data from Cenapred.

Originally, the term resilience was used in engineering to denote the ability of some materials to absorb elastic energy and return to their original state after being exposed to forces that tried to deform them (Gere & Goodno, 1972). In 1973, CS Holling incorporated this concept in studies on the ecology, such as the one on "Resilience and Stability of Ecological Systems", where he identifies the capacity of environmental systems and of certain organisms to resist, adapt to, and recover from unusual situations (Holling, 1973).

Urban resilience

This article adopts the concept that the United Nations Office for Disaster Risk Reduction (UNISDR) established in Geneva in 2004, defining resilience as "The capacity of a system, community or society potentially exposed to hazards to adapt, by resisting or changing in order to reach

and maintain an acceptable level of functioning and structure. This is determined by the degree to which the social system is capable of organizing itself to increase this capacity for learning from past disasters for better future protection and to improve risk reduction measures" (UNISDR, 2005).

This conceptualization is very similar to the one posed by The Committee on Increasing National Resilience to Hazards and Disasters of the National Academies, in his 2012 study *Disaster Resilience: A National Imperative*, which defines resilience as: "The ability to prepare and plan for, absorb, recover from or more successfully adapt to actual or potential adverse events" (The National Academies, 2012).

These are the qualities that should be assessed to determine the level of resilience of a system (Parsons *et al.*, 2017; Sharifi & Yamagata, 2016). Resistance is the opposition to the effects caused by a hazard, reducing or avoiding the possible impacts. It is generally by physical means that this is accomplished. Adaptation is the adjustment to systems in response to changing environmental conditions due to the impact and aftermath of a hazard. Recovery is the restoration and improvement of the functioning and physical structure of the systems that make up an entity. Preparedness encompasses the part of risk analysis, learning, and planning, as well as the way in which integrated risk management is carried out (UNISDR, 2009).

In recent years, in the area of urban development, the concept of city resilience or urban resilience has been developed (UN HABITAT, 2017; UNISDR, 2015; UNISDR, 2005) and has been used to denote the ability of cities to resist, adapt to, recover from, and prepare against hazards that can damage the integrity of their physical and systemic structure (UN HABITAT, 2017).

There are several tools in the literature to assess resilience in cities by means of an index (Parsons *et al.*, 2016); many of them jointly assess the multiple components present in a city, such as health, welfare, the economy, society, organization, strategy, infrastructure, and ecosystems, and their behavior in the face of different critical situations or disturbing agents it can face. Some others evaluate these components in certain situations, such as earthquakes, epidemics, tsunamis or terrorism, to name a few. All these assessment tools can be classified according to the components' resilience that are being evaluated and the sort of hazard to which is resilient. Currently, there is no tool for assessing the urban resilience to hydrometeorological hazards and its technical components.

This paper proposes a methodology to assess the resilience level of a city to hydrometeorological hazards, called the City Resilience Index (CRI), that is based on two assessment tools: one quantitative, called Technical Resilience Index and the other, which is called Technical Profile of Resilience, that is a qualitative analysis of the characteristics of the city, specifically technical factors such as infrastructure, land-use

planning, ecological programs, building codes and risk assessment. The purpose of these tools is to measure and monitor the capacity of resistance, adaptation, recovery and preparedness in the face of hydrometeorological events, which, according to the classification of the National Center for Disaster Prevention in Mexico (Cenapred), include tropical cyclones, droughts, floods, severe storms, and frosts. For this analysis the city of Cuernavaca, Mexico, was selected as a case study.

Urban resilience and risk integration

Cities concentrate more than 50 % of the world's population, while occupying only 3 % of the earth's surface (UN DESA, 2016). It is estimated that by 2050, the population settled in cities will account for almost 70 % of the world population (UN DESA, 2016). Moreover, developing countries have the largest number of inhabitants settled in cities, with more than 80 % of the world's urban population (UN HABITAT, 2012). Mexico, will go from having 384 cities in 2016 to 961 in 2030, with a concentration of 83.2 % of its population in urban areas (UN HABITAT, 2016).

Of the 33 megacities in the world (UN DESA, 2018); *i.e.*, the cities with more than 10 million inhabitants, 19 are coastal cities. Nine of the 10 cities projected to become megacities between 2018 and 2030 are located in developing countries (UN DESA, 2018), usually with less organization and financing capabilities in the face of disasters. Furthermore, coastal cities are the most exposed and vulnerable to disasters caused by hydrometeorological events (UNISDR, 2012b). These cities constantly suffer the impact of phenomena such as tropical cyclones, severe storms and floods. The need to consider coastal cities has increased because from 1970 to 2010, worldwide settlements in river basins with flooding risks increased by 114 %, and those in coastal areas prone to the impact of cyclonic threats increased by 192 % (UN, 2012). In Mexico alone, there are about 80 coastal cities with populations between 100 000 and 1 000 000 inhabitants (INEGI, 2015).

A risk is the result of the junction of three main elements: a hazard, an exposure of the population and its assets, and a situation of vulnerability of the population and its assets (UNISDR, 2012b). Therefore, the worldwide growth of urban population leads to an increase of exposure, in developing countries this more commonly affects the population living in conditions of vulnerability.

Since resilience has recently been acknowledged in the risk assessment literature, its integration will be represented in the following way (Figure 5).

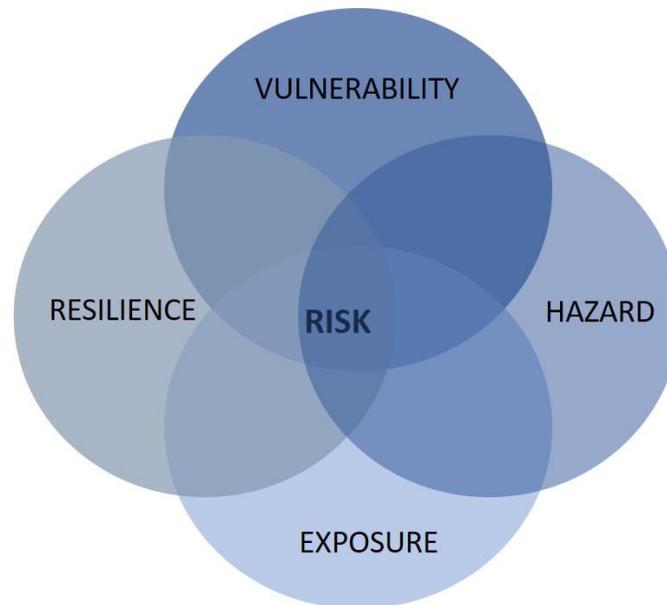


Figure 5. Resilience in the elements that make up risk. Source: Author's own, adapted from UNISDR.

Resilience, as a new element of risk assessment, is a reduction coefficient. The interaction of resilience with the risk and the elements that integrate it is expressed by the following function (UNISDR, 2012b):

$$Risk = f \left(\frac{Hazard * Vulnerability * Exposure}{Resilience} \right)$$

The main objective of creating resilience in cities is that their comprising systems maintain an acceptable level of functioning in a critical and unusual situation while a process is being carried out to restore normal conditions. Figure 6 shows the operation of resilience under the normal conditions of a city (Y_n) and the operation immediately after the occurrence of a phenomenon (Y_d). It can be observed that the recovery pattern is not always an ascending one, and that there may be a lapse where the level of functioning decreases; in the operation this is interpreted as a possible trial-and-error period. In the long term, it is expected that the implementation of strategies that favor resilience will allow the pre and post-phenomenon level of operations of the city to exceed the conditions (Y_n) that were in place prior to being applied.

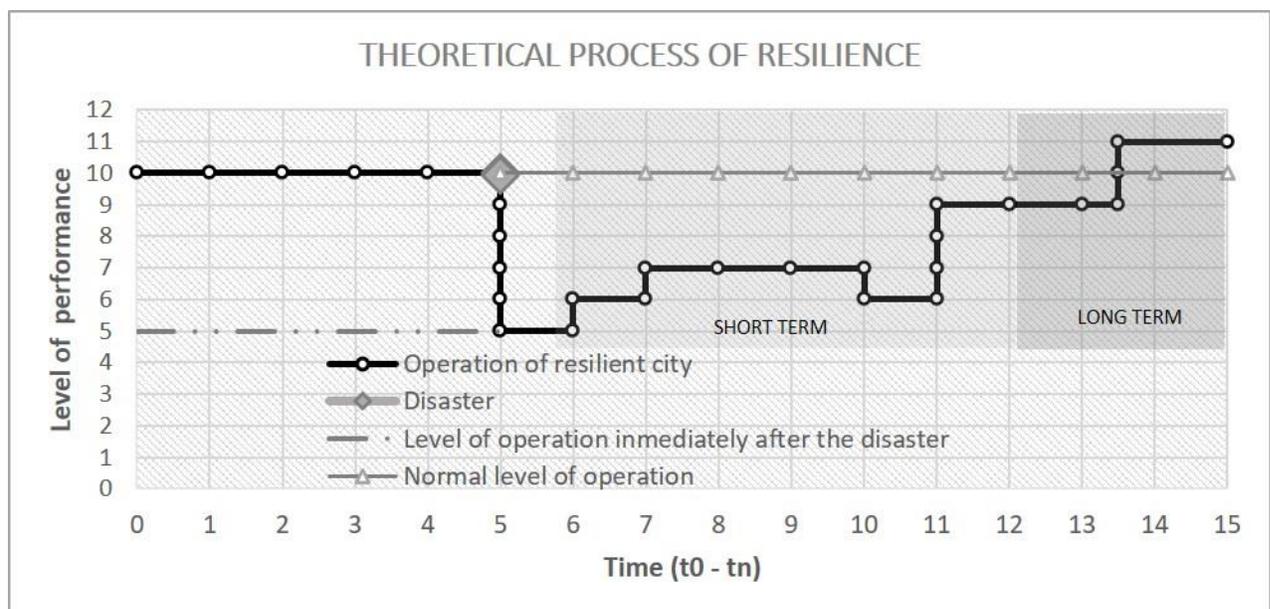


Figure 6. Graphic representation of the short- and long-term resilience process. Source: Author's own, adapted from Cenapred.

Methodology

The first step before defining strategies and measures to help create or enhance current resilience in cities is to assess key aspects that define the resilience of a city in order to know which of these need to be enhanced. Assessing the resilience of a city is a complex process that involves various aspects, variables, and hazards; therefore, it is necessary to rely on appropriate tools. In this work, two tools are presented: the Technical Resilience Index, with a numerical nature and the Technical Profile of Resilience, which complements the first one through a detailed analysis of the elements that can increase the resilience of a city to hydrometeorological events, in addition to contemplating the proposal of structural and non-structural measures, and laying the groundwork for developing a resilience strategy in the face of hydrometeorological events. The purpose of the index is to measure

and monitor, by means of indicators, the four characteristics that render a system resilient: resistance, adaptation, recovery, and preparedness.

Since resilience is multifactorial, with environmental, social, and economic elements (Figure 7), as well as multifunctional, having action in the face of different perturbing agents—i.e. there can be resilience to hydrometeorological events, earthquakes or other perturbing agents, each dependent on certain factors—it is necessary to limit the dominion and scope of the assessment so that the index may give results on each element to be analyzed (Parsons *et al.*, 2016). This constraint is related to the purpose of the assessment, the hierarchical analysis, the scale of the assessment, the design structure, the selection of indicators, data analysis and calculation process, and data reporting and interpreting (Parsons *et al.*, 2016).

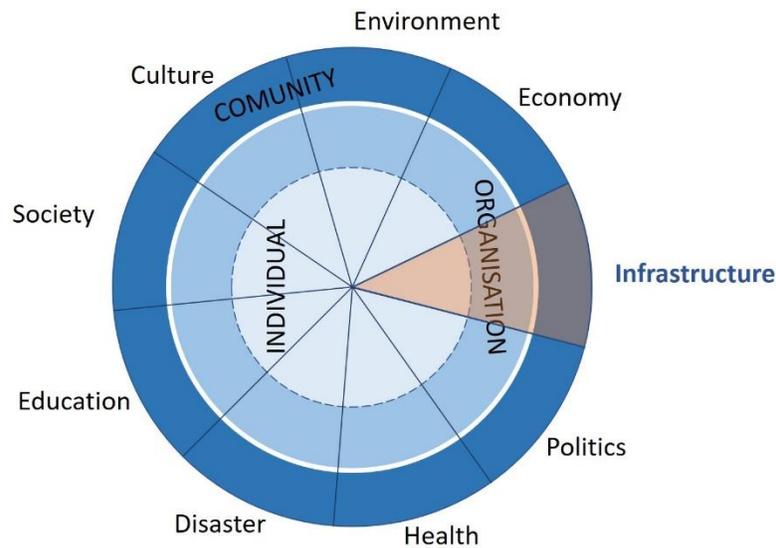


Figure 7. Resilience wheel. Source: Author's own, adapted from UNISDR.

The Technical Resilience Index

The technical index of resilience is a tool that allows for the identification of geographical units that are resilient to hydrometeorological events and gives the basis to carry out specific studies and develop strategies.

In the case of resilience, it is necessary to use a certain number of proxy indicators. Each indicator will help obtain the data that should be taken at an appropriate scale to order them.

Indicators selection and calculation process for case study

Indicators can be a function of one or more variables. The idea here is to evaluate the technical component of a city in the face of the impact of hydrometeorological events (Figure 8).



Figure 8. The technical component is part of the resilience wheel, focused on hydrometeorological events (HE). Source: Author's own, adapted from the UNISDR's Resilience Wheel.

This paper proposes a Technical Resilience Index, which includes seven indicators: Infrastructure, land-use planning and ecological programs and building codes, risk assessments, disaster risk reduction (DRR) plans, budget assigned to emergency response, institution related to disaster risk reduction (DRR) and critical services; these indicators are estimated using two levels of sub-indicators (33 sub-indicator level 1 and 34 sub-indicators level 2). For evaluating each sub-indicator twenty-eight equations were designed, some of them are used for more than one sub-indicator, so that, in total, there are 52 values for calculating the index (Figure 9). Additionally, the Technical Profile of Resilience is proposed. It consists of two indicators (A and B), these complementary indicators serve to characterize the approach that the resilience profile should have (according to the main hazard) and to assess the speed of recovery, respectively. From the analysis performed, it is a break down of the indicators that make up the technical component and are as follows:

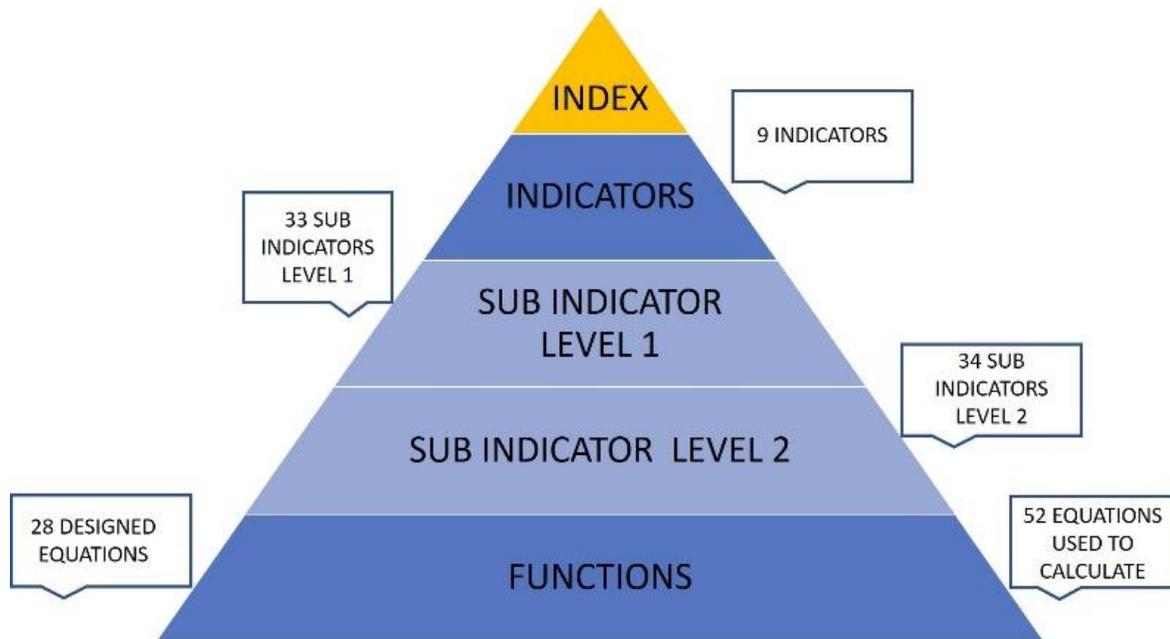


Figure 9. Structure of the technical index of resilience. Source: Author's own.

Table 1 specifies how each indicator relates to the characteristics of resilience. The selection of indicators was based on the UN's proposal (UNISDR, 2012b).

Table 1. Structure of the indicators that make up the technical index and their corresponding contribution to the fundamental characteristics of resilience. Source: Author's own, adapted from Sharifi and Yamagata (2016).

Indicators	Weight	Preparedness	Resistance	Recovery	Adaptation
A. Main hazard indicator					
A.1 Droughts	--	ü			ü
A.2 Tropical cyclones		ü			ü
A.3 Floods		ü			ü
A.4 Severe storms		ü			ü
A.5 Frosts		ü			ü
1. Infrastructure					
1.1 Investment in new infrastructure	30	ü	ü	ü	ü
1.2 Investment in maintenance		ü	ü	ü	
1.3 Supervision of the physical conditions of infrastructure		ü			
1.4 Critical infrastructure					
1.4.1 Hospitals		ü	ü	ü	ü
1.4.2 Schools					
2. Planning programs and building codes					
2.1 Land-use	10	ü		ü	ü
2.1.1 Existence					

2.1.2 Update				
2.2 Ecological				
2.2.1 Existence	ü		ü	ü
2.2.2 Update				
2.3 Regulation and building codes				
2.3.1 Existence	ü		ü	ü
2.3.2 Update				
2.4 Application of regulatory plans and codes				
3. Risk assessments				
3.1 Climate risk projections and trends				
3.1.1 Existence	ü			ü
3.1.2 Update				
3.2 Hazard, exposure, and risk maps				
3.2.1 Existence	ü			ü
3.2.2 Update				
3.3 Insurance coverage statistics				
3.3.1 Existence	ü			ü

10

3.3.2 Update				
3.4 History of socio-economic impacts				
3.4.1 Existence	ü			ü
3.4.2 Update				
3.5 Population in risk areas	ü			ü
4. Disaster Risk Reduction (DRR) plans				
4.1 Proactive				
4.1.1 Existence	ü	ü		ü
4.1.2 Update				
4.2 Reactive				
4.2.1 Existence		ü		ü
4.2.2 Update				
4.3 Post-disaster				
4.3.1 Existence			ü	ü
4.3.2 Update				
5. Budget assigned to emergency response				
5.1 Budget assigned to emergencies	10	ü	ü	ü

5.2 Budget assigned to prevention programs		ü			
6. Institution related to DRR					
6.1 Qualified personnel (emergency response)	10	ü	ü	ü	ü
6.2 Equipment *		ü	ü	ü	
6.3 Units *		ü	ü	ü	
6.4 Early-Warning System		ü	ü		
7. Critical services					
7.1 Drinking water	20	ü	ü	ü	
7.1.1 Service coverage					
7.1.2 24-h service coverage					
7.1.3 PIGOO overall efficiency					
7.1.4 Water stress degree PRONACOSE*					
7.1.5 Supply					
7.2 Sanitation		ü	ü		

7.2.1 Sewerage service coverage				
7.2.2 Wastewater vs treated water				
7.2.3 Wastewater treatment plants				
7.3 Energy		ü	ü	ü
B. Damage assessment and time and speed of recovery				
B.1 Damaged infrastructure				
B.1.1 Update of the number of the affected structures			ü	
B.1.2 Updated execution time	--			
B.2 Global assessment				
B.2.1 Cost of disaster			ü	
B.2.2 Estimated recovery time				
B.3 Recovery speed			ü	

Global technical resilience level

The process of estimating the nine indicators that have been presented, leads to the identification of the main hazard or threat, the condition of urban Infrastructure, the existing documents regarding to land-use planning, ecological programs, building codes, risk assessments and disaster Risk Reduction (DRR) plans , as well as making a review of the adequacy of the budget assigned to emergency response, response capacity of the institution related to disaster risk reduction (DRR), the critical services condition, and speed of recovery.

Once the nine indicators are established it is necessary to give them a representative value for their subsequent display, and for that we use the study's Global technical resilience level, which is the weighted sum of the numerical indicators and has a range of 0 to 100. For geospatial representations, it has been divided into 5 levels (Table 2), very high, high, medium, low and very low levels of resilience can be identified on a map.

Table 2. Resilience level according to the index rating. Source: Author's own.

Range	Level of resilience
81 to 100	Very high
61 to 80	High
41 to 60	Medium
21 to 40	Low
0 to 20	Very low

The UNISDR considers that resilience is a risk reduction factor (UNISDR, 2012a); therefore, it is necessary to carry out an adjustment of its estimation to make it possible to obtain the map of the expected level of impact, which is the merging of the risk map and the resilience map based on the qualitative and schematic criterion of Table 3.

Table 3. Criterion matrix to obtain the expected level of impact.

Source: Author's own.

Level of expected impact	
Level	Risk

	Very low	Low	Medium	High	Very high
--	-----------------	------------	---------------	-------------	------------------

R e s i l i e n c e	Very low	Medium	Medium	High	High	Very high
	Low	Low	Medium	Medium	High	High
	Medium	Low	Low	Medium	Medium	High
	High	Very low	Low	Low	Medium	Medium
	Very high	Very low	Very low	Low	Low	Medium

An open-code platform was designed as a tool to make the city resilience index to hydrometeorological events calculation. To carry out the assessment, it is necessary to enter the data collected into the system. This interface provides a report on the rating of the index and of each indicator. The data of the report can be processed in a pre-designed spreadsheet to obtain a radial graph, as well as in a geographic information system to obtain a map of resilience and expected impact.

Technical profile of resilience

To understand the study area's singularities and to enable the identification of the traits that the city needs to enhance its resilience, a city resilience technical profile is proposed.

The Technical Profile of Resilience is a tool for analyzing existing information, such as the socioeconomic impacts it has suffered, the planning instruments it has, the building codes, the existing hazard assessments, the risk, as well as the vulnerabilities of the population. It covers the proposal of structural and non-structural measures and lays the foundations for developing a resilience-building or enhancing strategy, that complements the index assessment. This tool also proposes the generation of non-existing information, such as maps and records, and its main objective is to feed the decision-making process.

The analysis that is carried out is aimed at identifying whether or not the existing information covers the building of resilience or if the information and planning instruments, such as building codes, can enhance the resilience of the city in the technical component.

This methodology includes the following steps:

Analysis of the socio-economic impacts of the city in the face of hydrometeorological events.

Analysis of information on existing vulnerability, hazard, and risk in the city.

Analysis of the predominant hazard.

Analysis of water availability studies.

Analysis of land-use and ecological planning instruments, as well as of the regulation codes of the city.

Statistics generation and updating and their representation by means of maps, tables, and graphs.

Proposal of non-structural and structural measures to enhance resilience.

The city resilience technical profile details the attributes that are analyzed for assessing resilience, such as hydrographic and physiographic traits, basic and critical infrastructure, and governmental and non-governmental institutions related to disaster risk reduction.

Resilience level of Cuernavaca, Mexico

In order to measure the system's real impact of hydrometeorological phenomena and the need to increase its resilience, the city of Cuernavaca was chosen as a case study because of its experience with impacts of this kind, as well as the accessibility of information for this municipality along with some strategies and tools for their management.

In the aftermath of the 1985 earthquake that affected Mexico City, part of the population of the affected area, as well as public and private institutions, migrated to the city of Cuernavaca, causing an accelerated and disorganized growth, with scarce urban planning. This, coupled with a rugged topography, makes planning and mobility difficult.

Technical Resilience Index for the city of Cuernavaca

The next nine tables show the indicators, sub-indicators and equations that make up the index, the value obtained with each equation was multiplied by the weight assigned to it, remembering that the range is between 0 and 1. The results of their application to the City of Cuernavaca are included.

This index system starts with a hydrometeorological events indicator because once the sorts of hazards threatening the region are identified, therein will be a guideline for the information and key aspects to be evaluated in the next indicators. In some latitudes, it may be irrelevant to look for information about frosts and in very wet regions the information about droughts could be limited.

This indicator is used to identify the hydrometeorological event (HE) that has the greatest impact in the city. The HE with the highest value within the range is the one with the greatest potential impact and is the one in which the resilience profile analysis, along with the measures and strategies to be implemented should be focused. This indicator has not been assigned a weight, since its function is to prioritize the most harmful event for the city being studied (Table 4).

Table 4. Hydrometeorological events indicator.

Indicator			
A. Main hazard indicator	Weight	Equation	Qualification Cuernavaca
A.1 Droughts	--	$Ind_{A1} = \left[\frac{D_i}{H_i} \right]$	--
A.2 Tropical cyclones	--	$Ind_{A2} = \left[\frac{C_i}{H_i} \right]$	--

A.3 Floods	--	$Ind_{A3} = \left[\frac{F_i}{H_i} \right]$	--
A.4 Severe storms	--	$Ind_{A4} = \left[\frac{S_i}{H_i} \right]$	--
A.5 Frosts	--	$Ind_{A5} = \left[\frac{Fr_i}{H_i} \right]$	--

The next consideration for this assessment tool is infrastructure indicator (Table 5), since infrastructure is the main physical medium for urban resilience, regardless the main hazard, this has the highest value within the index (30 %) since it takes a lead role in keeping the critical services going during a disaster.

The value of 30 % was assigned through an analysis of the information contained in Cenapred's "Socioeconomic Impacts of Disasters in Mexico" reports on the resources allocated by the Natural Disaster Fund (FONDEN) from 1996 to 2014, for responses in the urban infrastructure sector, without taking roads or houses into account.

Table 5. Infrastructure indicator.

Indicator			
1. Infrastructure. Weigth=30	Weight	Equation	Qualification Cuernavaca

1.1 Investment in new infrastructure*	7.00	$Ind_{1.1} = \frac{I_{ac}}{[(100 + (t_{ac} - t_{an})) (I_{an})] * 0.01}$	4.97
1.2 Investment in maintenance*	7.00	$Ind_{1.2} = \frac{M_{ac}}{[(100 + (t_{ac} - t_{an})) (M_{an})] * 0.01}$	0.00
1.3 Supervision of the physical conditions of infrastructure *	7.00	$Ind_{1.3} = \left[\frac{r}{2} \right]$	0.00
1.4 Critical infrastructure	9.00		
1.4.1 Hospitals*	5.00	$Ind_{1.4.1} = \left[\frac{N_b / (P_r / 10000)}{F_{i1}} \right]$	3.35
1.4.2 Schools*	4.00	$Ind_{1.4.2} = \left[\frac{F_{i2}}{P_{st} / N_{sc}} \right]$	3.24
* The subindicator has the condition: <i>if equation value</i> > 1 → 1			11.56

The indicator of planning programs and building codes considers the existent land-use planning and environmental tools, its updating and implementation, as well as the building codes (Table 6). This legal and management instruments, lead to balanced development, reduce the exposure, prevent the increase of risk and contribute to resilience. The weight of this indicator is 10 %. This indicator serves to identify land-use zoning and legally relevant features.

Table 6. Indicators of planning programs and building codes.

Indicator			
2. Planning programs and building codes. Weigth=10	Weight	Equation	Qualification Cuernavaca
2.1 Land-use	2.50		
2.1.1 Existence	1.25	$Ind_{2.1.1} = [yes] [no]$	1.25
2.1.2 Update*	1.25	$Ind_{2.1.2} = \left[\frac{N_u}{[A_a - A_e]} \right]$	0.70
2.2 Ecological	2.50		
2.2.1 Existence	1.25	$Ind_{2.2.1} = [yes] [no]$	1.25
2.2.2 Update*	1.25	$Ind_{2.2.2} = \left[\frac{N_u}{[A_a - A_e]} \right]$	1.25
2.3 Regulation and building codes	2.50		
2.3.1 Existence	1.25	$Ind_{2.3.1} = [yes] [no]$	1.25
2.3.2 Update*	1.25	$Ind_{2.3.2} = \left[\frac{N_u}{[A_a - A_e]} \right]$	1.25
2.4 Application of regulatory plans and codes	2.50	$Ind_{2.4} = 1 - \left[\frac{O_e - O_c}{O_e} \right]$	2.50
* The subindicator has the condition: <i>if equation value</i> > 1 → 1			9.45

The next consideration for this assessment tool is an indicator of risk assessments, which rates the existing documents for risks in the city

and whether or not they are up-to-date, as well as the percentage of population settled in risk areas. Identifying the hazards, vulnerabilities and level of exposure, allows for the delineation of actions aimed at enhancing urban resilience.

The analysis of this information enables the development of measures and plans that help to mitigate the risk of disaster. Therefore, assessing its presence and its being up-to-date is relevant to designing adequate resilience strategies based on real conditions. The weight of this indicator is 10 % (Table 7).

Table 7. Indicator of risk assessments.

Indicator			
3. Risk assessments. Weigth=10	Weight	Equation	Qualification Cuernavaca
3.1 Climate risk projections and trends	2.00		
3.1.1 Existence	1.00	$Ind_{3.1.1} = [yes] [no]$	1.00
3.1.2 Update*	1.00	$Ind_{3.1.2} = \left[\frac{N_u}{[A_a - A_e]} \right]$	1.00
3.2 Hazard, exposure, and risk maps	2.00		
3.2.1 Existence	1.00	$Ind_{3.2.1} = [yes] [no]$	1.00

3.2.2 Update*	1.00	$Ind_{3.2.2} = \left[\frac{N_u}{[A_a - A_e]} \right]$	0.50
3.3 Insurance coverage statistics	2.00		
3.3.1 Existence	1.00	$Ind_{3.3.1} = [yes] [no]$	1.00
3.3.2 Update*	1.00	$Ind_{3.3.2} = \left[\frac{N_u}{[A_a - A_e]} \right]$	1.00
3.4 History of socio-economic impacts	2.00		
3.4.1 Existence	1.00	$Ind_{3.4.1} = [yes] [no]$	0.00
3.4.2 Update*	1.00	$Ind_{3.4.2} = \left[\frac{N_u}{[A_a - A_e]} \right]$	0.00
3.5 Population in risk areas	2.00	$Ind_{3.5} = 1 - \left[\frac{P_{rk}}{P_r} \right]$	0.00
* The subindicator has the condition: <i>if equation value</i> > 1 → 1			5.50

The indicator of Disaster Risk Reduction (DRR) plans considers the existing disaster risk reduction plans and their updating. A resilient city is proactive before the impact of a hazard, as well as reactive during and after it.

The regulatory framework that determines how to prevent a disaster, how to respond to it, and what to do after it happens influences disaster response potential, since it offers the guidelines and the actions

needed to ensure an adequate preparedness before the impact. The UN's guide "Towards the construction of resilient municipalities: post-disaster recovery" (UNDP, 2015b) establishes the importance of these documents. This indicator was assigned a weight of 10 %, as were other indicators that assess the existence and updating of information (Table 8).

Table 8. Indicator of Disaster Risk Reduction (DRR) plans.

Indicator			
4. Disaster Risk Reduction (DRR) plans. Weigh=10	Weight	Equation	Qualification Cuernavaca
4.1 Proactive	3.50		
4.1.1 Existence	1.75	$Ind_{4.1.1} = [yes] [no]$	0.00
4.1.2 Update*	1.75	$Ind_{4.1.2} = \left[\frac{N_u}{[A_a - A_e]} \right]$	0.00
4.2 Reactive	3.00		
4.2.1 Existence	1.50	$Ind_{4.2.1} = [yes] [no]$	1.50
4.2.2 Update*	1.50	$Ind_{4.2.2} = \left[\frac{N_u}{[A_a - A_e]} \right]$	1.50
4.3 Post-disaster	3.50		
4.3.1 Existence	1.75	$Ind_{4.3.1} = [yes] [no]$	0.00

4.3.2 Update*	1.75	$Ind_{4.3.2} = \left[\frac{N_u}{[A_a - A_e]} \right]$	0.00
* The subindicator has the condition: <i>if equation value</i> > 1 → 1			3.00

The next consideration for this assessment tool is the Indicator of budget assigned to emergency response, which assesses the allocated financial support, from the general budget, for emergency response and prevention programs. Disaster funds allow to a nimble first response and are indicative of a more proper urban organization. The analysis of information from Cenapred regarding the distribution of FONDEN funds for emergency response, established that it is on average 9 %; therefore, the weight assigned to this indicator was rounded to 10 % (Table 9).

Table 9. Indicator of budget assigned to emergency response.

Indicator			
5. Budget assigned to emergency response. Weigth=10	Weight	Equation	Qualification Cuernavaca
5.1 Budget assigned to emergencies	5.00	$Ind_{5.1} = \left[\frac{Pr_e}{0.75 [Pr_c * \%_h]} \right]$	0.00
5.2 Budget assigned to prevention programs*	5.00	$Ind_{5.2} = \left[\frac{Pr_p}{0.25 [Pr_c * \%_h]} \right]$	0.00

* The subindicator has the condition: <i>if equation value</i> > 1 → 1	0.00
--	------

The indicator of institution related to DRR evaluates the potential of the organization dedicated to the emergency response, considering the trained personnel, equipment, ambulances, and early warning system availability.

From the analysis of information by Cenapred regarding the distribution of FONDEN funds for emergency response it was determined that the average is 9 %, plus the percentage allotted for the acquisition of specialized equipment, representing an additional 2.4 %; therefore, the weight assigned to this indicator is rounded down to 10 % (Table 10).

Table 10. Indicator of institution related to DRR.

Indicator			
6. Institution related to DRR. Weigh=10	Weight	Equation	Qualification Cuernavaca
6.1 Qualified personnel (emergency response)*	2.50	$Ind_{6.1} = \left[\frac{F_{i3}}{[P_r/N_p]} \right]$	0.83
6.2 Equipment *	2.50	$Ind_{6.2} = \left[\frac{I_e}{3\% (Pr_c * \%_h)} \right]$	0.00
6.3 Units *	2.50	$Ind_{6.3} = \left[\frac{F_{i4}}{[P_r/N_a]} \right]$	2.50

6.4 Early-Warning System	2.50	$Ind_{6.4} = [yes] [no]$	0.00
* The subindicator has the condition: <i>if equation value</i> > 1 → 1			3.33

The next consideration for this assessment tool is the indicator of vital services which assesses the quality and coverage of the basic services provided by the municipal government. A city with an efficient basic services provision, such as water supply, sanitation and electricity, will have more opportunities during disaster situations for resist and recover.

A city with an efficient basic services provision, such as water supply, sanitation and electricity, will have more opportunities during disaster situations to resist and recover. This indicator was assigned a weight of 20 % as a result of the analysis of the distribution of resources allocated by FONDEN, obtaining 5 % for each service (drinking water, sewerage, sanitation, and electricity) (Table 11).

Table 11. Indicator of vital services.

Indicator			
7. Critical services. Weigth=20	Weight	Equation	Qualification Cuernavaca
7.1 Drinking water	7.00		

7.1.1 Service coverage	1.00	$Ind_{7.1.1} = \left[\frac{P_w}{P_r} \right]$	0.87
7.1.2 24-h service coverage	1.00		0.00
7.1.3 PIGOO overall efficiency	2.00		0.88
7.1.4 Water stress degree PRONACOSE*	2.00	$Ind_{7.1.4} = \left[\frac{RG - (V_{na} + D_u)}{OD} \right]$	2.00
7.1.5 Supply	1.00	$Ind_{7.1.5} = 1 - \left[10\% \left(\frac{D_c}{D_o} \right) \right]$	0.62
7.2 Sanitation	7.00		
7.2.1 Sewerage service coverage	3.00	$Ind_{7.2.1} = \left[\frac{P_s}{P_r} \right]$	1.47
7.2.2 Wastewater vs treated water	2.00	$Ind_{7.2.2} = \left[\frac{H_2O_w}{H_2O_t} \right]$	0.24
7.2.3 Wastewater treatment plants	2.00	$Ind_{7.2.3} = \left[\frac{T_s}{T_t} \right]$	0.66
7.3 Energy	6.00	$Ind_{7.3} = \left[\frac{P_e}{P_r} \right]$	5.94
* The subindicator has the condition: <i>if equation value</i> > 1 → 1			12.68

The final consideration for this assessment tool is the indicator that evaluates the speed of disaster recovery. In the reviewed literature it is

mentioned as being among the important characteristics of a resilient city, despite this, there is no standard tool or scale for its evaluation. A significant contribution of this indicator is to provide a good estimation to classify the speed of disaster recovery as slow, enough or quick.

This indicator was not assigned a weight, since its function is to classify whether a recovery is slow, average or quick. Sub-indicators B1 and B2 are necessary to calculate B3, which is the one that determines the speed of recovery. It has a range of 0 to 1. A rating of 0 to 0.33 is considered a slow recovery speed, a range of 0.34 to 0.66 is considered an average recovery speed, and a range of 0.67 to 1 is a quick recovery speed (Table 12).

Table 12. Indicator of damage assessment, time and speed of recovery.

Indicator		
B. Damage assessment and time and speed of recovery	Equation	Qualification Cuernavaca
B.1 Damaged infrastructure		
B.1.1 Update of the number of the affected structures	$Ind_{B.1.1} = (M_o) * (1 + ((A_d - A_c) * (0.04)))$	-
B.1.2 Updated execution time	$Ind_{B.1.2} = (Ti_e) * (\%_d)$	-

B.2 Global assessment		
B.2.1 Cost of disaster	$Ind_{B.2.1} = \sum_{j=1}^n Ind_{B.1.1}$	-
B.2.2 Estimated recovery time	$Ind_{B.2.2} = \sum_{j=1}^n Ind_{B.1.2}$	-
B.3 Recovery speed	$Ind_{B.3} = \left[\frac{Ind_{B.2.2}}{Ti_r} \right]$	-

Cuernavaca's Technical Resilience Index exhibits shortcomings, there are many interventions the city can make to increase its resilience however, in this case, most of them are not carried out. According to the information and data collected, the following assessment was made of the resilience level for the technical component of a city to hydrometeorological events.

The institutions related to disaster risk reduction do not have a record of socioeconomic impact; so for this case study, this indicator was selected qualitatively based on information gathered from other sources of information, such as journalistic notes, revealing that floods and water-management droughts were the main hazards faced by the city.

From the information provided by the institutions that generate infrastructure related to disaster risk reduction a selection was made of the works and actions that enhance resilience, such as watercourse

sanitation, wastewater treatment plant rehabilitation, increased drinking water and sanitation network coverage, and protection dikes along watercourses.

Table 5 shows that in Cuernavaca, both the supervision of physical conditions of existing infrastructure and the resources allocated for its maintenance had sub-indicator ratings of zero, while the rating of critical infrastructure sub-indicators was acceptable. The value of the infrastructure indicator is 11.56 out of 30. It is therefore concluded that Cuernavaca requires a greater investment in infrastructure in order to enhance its resilience.

Indicator of planning programs and building codes: The city has Ecological Planning Programs, Conurbation Area Planning Programs, and a Building Code; thus, this indicator had a high rating, 9.45 out of 10.

Indicator of risk assessments: The city of Cuernavaca does not have information on the impact of hydrometeorological and climatological phenomena, nor does it have a Municipal Risk Atlas, or a socioeconomic impact log. The rating of this indicator was 5.5 out of 10, due to the lack of adequate and current information, which affects decision-making in the city. Not knowing the risks to which the city is exposed, or its vulnerabilities, makes it impossible to identify the elements of resilience that need to be enhanced.

Indicator of Disaster Risk Reduction (DRR) plans: The city of Cuernavaca has only a reactive action plan. The development of a

proactive plan makes it possible to be prepared for a catastrophe by enhancing the resilience capacity of a city, while a post-disaster plan can allow for an adequate recovery from the impact of a hydrometeorological event; therefore, developing these documents is an important part of an integrated risk management. This indicator had a low rating of 3 out of 7, since the city of Cuernavaca does not have the above-mentioned documents. Authorities, therefore, do not know how to be prepared for an emergency or how to recover from a disaster. This situation causes a bad coordination in the management, distribution, and optimization of resources and support for rehabilitating services, rebuilding infrastructure, and attending affected people.

Indicator of budget assigned to emergency response: The information gathered revealed that no budget is set aside for either an emergency response, or for the development of documents, such as prevention strategies, programs, or plans. Cuernavaca's 2015 and 2016 Annual Operational Programs did not consider a budget for civil protection. Little or no investment in risk management reduces the resilience of the city.

Indicator of institution related to DRR: Cuernavaca has a Civil Protection Agency, in charge of contributing to disaster prevention and mitigation, but since no resources are directly allocated, it does not have the capacity to respond to emergency situations the city might face; therefore, the rating of this indicator is low: 3.33 out of 10.

Indicator of vital services: This indicator had a rating of 12.60 out of 20. Sub-indicators were: energy coverage, drinking water and sewerage coverage, and level of water stress, which evaluates the conditions of the aquifer that supplies the city. Another important factor is that the percentage of treated water is proportionally very low compared to that of wastewater. Of the six existing wastewater treatment plants (WWTP) only two are operating.

Indicator of damage and time and speed of recovery: This indicator can only be implemented in the aftermath of a disaster, and the speed sub-indicator can only be estimated after a few months of the event. In the absence of a catastrophic event during the analysis period, this indicator could not be analyzed.

Technical Profile of Resilience of the city of Cuernavaca

According to the methodology proposed for the technical resilience profile, information was collected and analyzed, and missing information was generated.

One of the main problems in the face of hydrometeorological events in the city of Cuernavaca are floods, which is due to scant urban planning, the invasion of regulated areas, and the narrowing of streams. Settlements at the banks of ravines are exposed to high-speed runoff, soil softening, and landslides that put the inhabitants, the houses, and the little service infrastructure installed in those areas at risk.

Poor water resources management has led to the existence of water-management droughts, which in some cases result in socioeconomic droughts. Neither the authorities nor the population at large are fully aware of the importance of an integrated water resources management in the city, where water utilities' network and the drainage system have proven to be insufficient due to the intensity of the storms that occur every year. Little attention is given to the sanitation system since several of the treatment plants are not in operation. It should be noted that even with 100 % of the installed WWTPs operating, only a small percentage of the water used by the city can be treated.

The lack of a budget for maintaining the existing infrastructure and the absence of supervision for physical conditions of the infrastructure are other problems that were detected. These two aspects are important, since creating new infrastructure is not enough to enhance resilience; it is also necessary to check the physical conditions of existing infrastructure and to determine whether it is necessary to carry out maintenance work to assure it is in optimal conditions, especially during the impact of a

hydrometeorological event which would prevent a failure resulting in a disaster.

Moreover, it is important to have guidelines for the actions that authorities and the population should take and these documents need to be updated based on the provisions of the current legal framework. Such is the case of land-use and ecological planning programs.

The United Nations Organization recommends having disaster risk reduction plans in place, showing what to do before, during, and after a disaster (UNDP, 2015b), as instruments for increasing resilience. Cuernavaca has only a reactive plan; therefore, the measures taken by institutions related to disaster risk reduction are short-term, aimed at temporarily correcting risk situations.

In order to develop these plans, it is necessary to have reliable information, with homogeneous and comparable systematic records, measurements, and data that offer orientation as to where plans, programs, and strategies should be oriented to enhance short- and long-term resilience.

Cuernavaca does not have a budget for civil protection, which reduces its capacity for prevention and response. Authorities should become aware of the fact that investing in disaster risk reduction means ensuring that the level of development reached by a city is maintained and is not lost to the impact of a natural phenomenon. Thus, institutions

related to disaster risk reduction should be in place, with trained personnel, specialized equipment, and adequate units.

One of the most important elements for having high-level resilience is the provision of basic public services, such as water, electricity, sewerage, and sanitation in sufficient quantity and quality. Ensuring the supply of these services will guarantee long-term resilience. A city with a sound water resources management is a city with a future prepared to face phenomena of any kind. A city without water is a city destined to disappear. Both authorities and citizens should give water its proper value; a fair price should be paid for the water that is consumed, and only the necessary water should be consumed, avoiding waste. Water issues should not be politicized. Authorities should set fair water rates and citizens should analyze that investing in a better water supply service translates into a better quality of life.

The methodology of the resilience index of the technical component applied to the city of Cuernavaca showed that it was at high risk with an index result of 45.52 %, which according to Table 2 corresponds to a medium-range level. The technical index of resilience to hydrometeorological events in the city of Cuernavaca is summarized in Table 13.

Table 13. Results of the resilience assessment of the city of Cuernavaca - technical component. Source: Author's own, with results obtained from the City Resilience Index (CRI) program.

Cuernavaca resilience index - technical component			
Indicator	Weight	Rating	Rate to weight ratio
A. Main hazard	-	Floods and water-management droughts	-
1. Infrastructure	30.00	11.56	38.53
2. Planning Programs and Building Codes	10.00	9.45	94.50
3. Risk assessments	10.00	5.50	55.00
4. Disaster Risk Reduction (DRR) plans	10.00	3.00	30.00
5. Budget assigned to emergency response	10.00	0.00	0.00
6. Disaster risk reduction (DRR) institutions	10.00	3.33	33.30
7. Critical services	20.00	12.68	63.40
B. Recovery speed	-	-	-
	100.00	45.52	

The results were obtained from the City Resilience Index (CRI) interface report for cities in the face of hydrometeorological events—the

technical component. Index, indicator, and sub-indicator ratings help identify the strengths and weaknesses of the technical component of the city of Cuernavaca. Result analysis shows that the main contributions to the index are indicators 2. Planning Programs and Building Codes, 7. Critical services, 3. Risk assessments, and 1. Infrastructure. All the elements that make up the seven indicators must be enhanced to achieve higher levels of technical resilience, especially indicators 5. Budget assigned to emergency response, 4. Disaster Risk Reduction (DRR) plans and 6. Disaster risk reduction (DRR) institution. Although the assessment shows a medium-range resilience, it is important to note that the rating is very close to a low-range level, and if no corrective actions are taken, such as monitoring the conditions of existing infrastructure and its maintenance or the development of documents, such as the Municipal Risk Atlas, and the respective adjustments and updates to existing documents, the resilience level of Cuernavaca, according to this 2017 assessment, will decrease in future assessments.

The indicator ratings were used to develop a radial graph (Figure 10), which shows the medium-range level obtained.

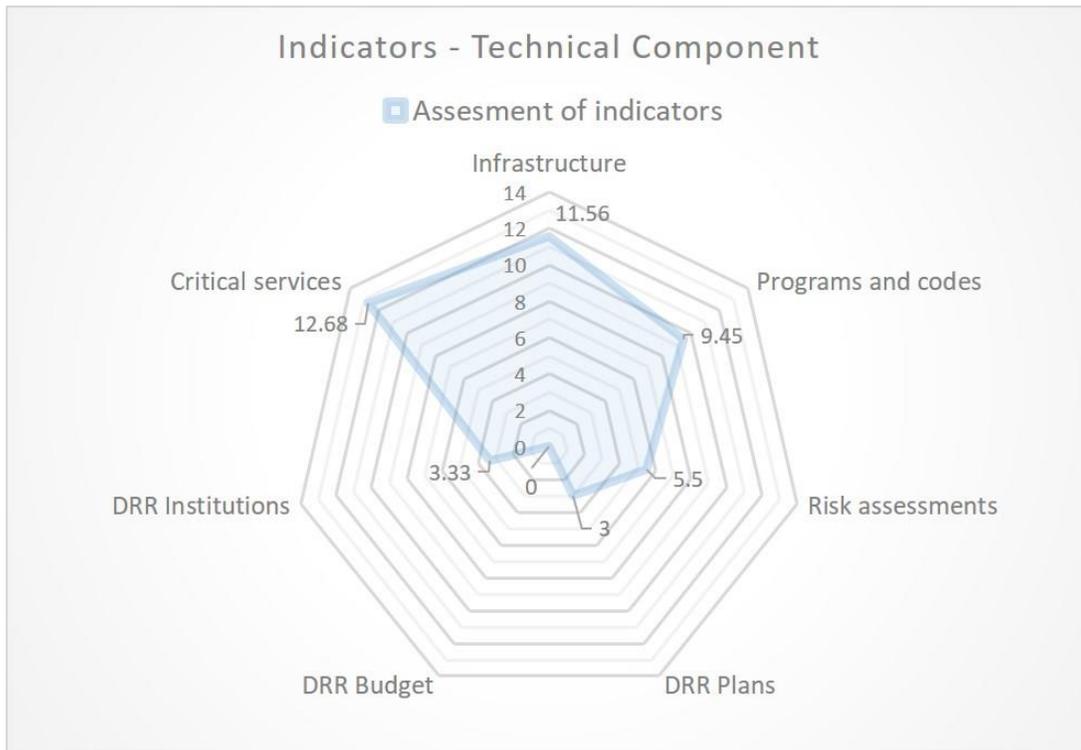


Figure 10. Graph showing the results of the assessment of the city of Cuernavaca. Source: Author's own, with data obtained from the City Resilience Index (CRI) program.

The results of the assessment for the city of Cuernavaca were used for developing the resilience map below (Figure 11).

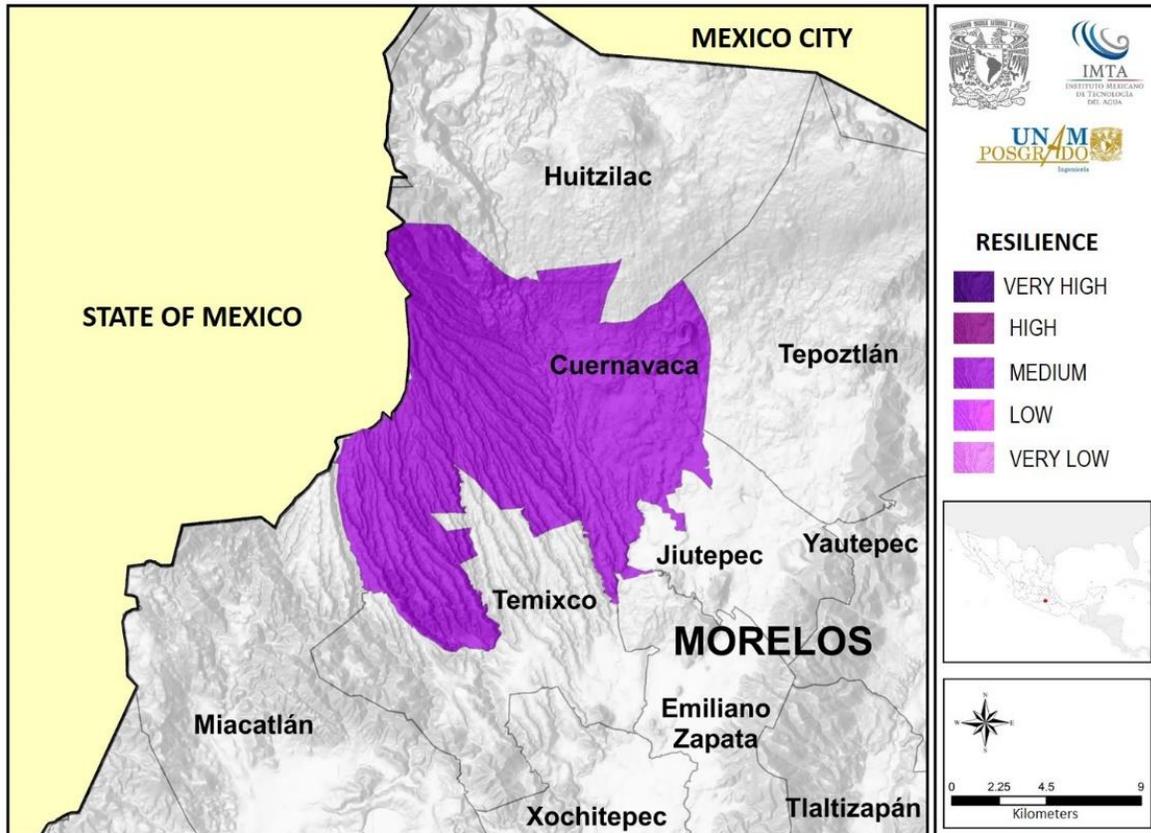


Figure 11. Resilience map of the city of Cuernavaca. Source: Author's own, with data obtained from the City Resilience Index (CRI) program.

Discussion and conclusions

The assessment tool presents a very easy methodology and a calculation tool along with a clear description of indicators that have the possibility of being applied to different cities, that can prevent urban centres from reach high vulnerability levels and thus a serious risk of disaster.

The methodology designed for determining the resilience level of the technical component of a city in the face of hydrometeorological events is based on the development of two tools: the main one is the Technical Resilience Index, which has a quantitative approach, and a complementary one, called Technical Profile of Resilience, which has a qualitative approach. The index is composed of nine indicators, 67 sub-indicators, and 52 functions.

The proposed methodology and the assessment tools that were designed represent a reliable method for obtaining the resilience level of the technical component of cities. Based on the index result and the profile analysis, it was possible to identify the weaknesses of the city in the face of hydrometeorological events. Resilience is a dynamic process (Sharifi, 2016); therefore, the resilience level calculated for Cuernavaca is not permanent, and it shows a tendency towards a low-range resilience. If the resilience level is to be improved, it will be necessary to take action soon.

The computer program for calculating the resilience index of cities in the face of hydrometeorological events enables governmental and non-

governmental organizations to perform an analysis of the technical resilience of a given city in order to identify strengths and weaknesses, making it a valuable tool for decision makers. The CRI can evolve into a tool that considers all the resilience components of a city and that makes it possible to perform an integrated assessment from technical, economic, social, political, and environmental perspectives.

In order to assess the performance of the Technical Resilience Index for the city of Cuernavaca, this was compared with the Resilience Index at Municipal Level of the National Risk Atlas. The National Center for Disaster Prevention in 2015, designed the Resilience Index at Municipal Level for natural threats with a socio-economic approach (Cenapred, 2015). This index is divided into five sections: 1. Governability, 2. Risk Assessment, 3. Knowledge and education, 4. Risk management and reduction of vulnerability and 5. Disaster preparedness and response; each section includes five indicators. The results of this index, for every municipality of Mexico, is shown in the National Risk Atlas website (Cenapred, 2020).

According to the Resilience Index at Municipal Level of Cenapred, the municipality of Cuernavaca has a very high level of resilience, in contrast with the result of the Technical Resilience Index, which resulted in a medium level of resilience.

As part of this study, the events of 12th July of 2017 were analyzed, when a sinkhole opened in the highway connecting Mexico City and the

Pacific coast city of Acapulco, specifically in the stretch named Paso Express located in the City of Cuernavaca; partly as a result of the soil softening caused by rain in the precedent days. In addition, the 19th September earthquake, which caused multiple damaged in the city, was examined.

Those events revealed the level of response from the institutions and their capacity to deal with this sort of emergencies, which is far from corresponds to a very high level of resilience and it is closer to a medium level. In the first case, this is supported by the recommendation No. 34/2018 of the National Commission of Human Rights for the case of the sinkhole of the Paso Express (CNDH, 2018) where is pointed out an unsuitable planning of the project, a lack of decision making from authorities to mitigate the risk before the event, an inadequate protocol implementation during the emergency, an insufficient coordination between institutions belonging to the three levels of government, among other problems. With regard to the earthquake of 19th September, some authors claim that authorities were overtaken by the incident, and in some cases an absence of government aid (García-Carrera, Mena-Hernández, & Bermúdez-Alarcón, 2018; Monroy-Ortiz *et al.*, 2018).

Resilience is a concept that will change the traditional way of looking at risk, by going from a reactive to a proactive approach and by considering risk management as an investment for integrated development. There should be a consensus on what a resilient entity

comprises and the characteristics it should have. Governmental and non-governmental, international, national, and local organizations agree that it is essential to create resilience in cities to reduce the probability of catastrophes and prevent risks from becoming disasters. In the next few years there will be dense urban concentrations that will potentiate the effects of hydrometeorological events, causing the probability of socioeconomic losses to grow exponentially. Resilience is a solution for reducing this type of losses, based on the understanding that there is no such thing as zero risk. The characteristics of resilience (resistance, adaptation, recovery, and preparedness), make it ideal to create safer, more efficient, and dynamic cities.

There are three priority aspects that should be addressed in order to enhance the capacity of cities to cope with a disaster situation: one is urban planning, another one is sustainability and the last one is resilience. If these three axes are taken care of, it will be possible to build safe, dynamic, smart, functional, and aesthetic cities, capable of facing whatever crises they might face in the different sectors. This is especially so regarding water security, since a city with water is a city with future. Therefore, water reuse and rainwater harvesting are and will continue to be recurrent topics to provide sustainability and resilience to cities, as well as to generate value in them. We should be prepared for the coming decades, since a greater water stress is expected, where demand will exceed supply (UN-WWAP, 2015).

Resilience strategies should consider the development of sustainable and multipurpose infrastructure, i.e., having one investment solve several problems at a time from social, economic, and environmental perspectives. Infrastructure development and its design, location, and operation should ensure long-term resilience. Poorly planned, poorly constructed, and poorly operated infrastructure leads to risk. Building resilience in cities is already part of some global agenda of governments because urban development projects should consider the risk of hydrometeorological events and climate change in order to give certainty for the continuity of investments.

Mexico is a country with a history of dealing with emergencies with a reactive approach, which has led to managing disasters rather than risk, which is more costly. Therefore, it should evolve to having a proactive approach for an integrated risk management. Greater investments should be made for developing plans that enhance resilience in urban centres that guide the actions that should be implemented for reducing losses due to natural phenomena. Authorities in the three tiers of government should be aware of the fact that the actions taken in the present in relation to urban planning, sustainability, and resilience will ensure future well-being. With the implementation of programs such as the National Program against Drought (PRONACOSE) and the National Program against Hydraulic Contingencies (PRONACCH), Mexico is moving towards a proactive and resilient attitude.

Annexed 1. Values and symbology

0.25	<i>factor for prevention programs</i>	
0.75	<i>factor for emergency response</i>	
%d	<i>percentage of damage</i>	%
%h	<i>historic percentage of investment on DRR</i>	%
A _a	<i>year in which the assessment is performed</i>	years
A _c	<i>year of infrastructure construction</i>	years
A _d	<i>year in which disaster occurred</i>	years
A _e	<i>year the document was issued</i>	years
C _i	<i>economic impact due to tropical cyclones in the city</i>	\$
D _c	<i>supply per inhabitant per day in the city</i>	l/inhab/day
D _i	<i>economic impact due to droughts in the city</i>	\$
D _o	<i>Supply per inhabitant per day recommended by the World Health</i>	l/inhab/day
D _u	<i>demand for urban supply</i>	hm ³
E _g	<i>indicator of global efficiency of the Water Utilities Management.</i>	
Fl _i	<i>economic impact due to floods in the city</i>	\$
F _{i1}	<i>connecting factor in America between the number of hospital beds and</i>	
F _{i2}	<i>connecting factor nationwide of student population and number of</i>	
F _{i3}	<i>connecting factor between the population and trained personnel</i>	
F _{i4}	<i>connecting factor between the population and number of units</i>	
Fr _i	<i>economic impact due to frosts in the city</i>	\$
H ₂ O _t	<i>amount of water treated in the city</i>	hm ³
H ₂ O _w	<i>amount of water used by the city</i>	hm ³
H _i	<i>economic impact due to hydrometeorological events in the city</i>	\$
I _{ac}	<i>investment on infrastructure in the current period</i>	\$
I _{an}	<i>investment on infrastructure in the previous period</i>	\$

I_e	<i>budget allocated for equipment acquisition</i>	\$
j	<i>takes values from 1 to n</i>	
M_{ac}	<i>investment on maintenance in the current period</i>	\$
M_{an}	<i>investment on maintenance in the previous period</i>	\$
M_o	<i>original amount of work</i>	\$
n	<i>number of infrastructure damage</i>	
N_u	<i>maximum number of years for considering a document to be updated</i>	years
N_a	<i>number of ambulances</i>	ambulances
N_b	<i>number of hospital beds in the city</i>	beds
N_o	<i>equals 0</i>	
N_p	<i>number of trained personnel</i>	
N_{sc}	<i>number of basic education schools in the city</i>	schools
O_c	<i>number of works executed under supervision of a Chief Construction</i>	
OD	<i>other demands</i>	hm ³
O_e	<i>number of works executed</i>	
P_{24w}	<i>number of inhabitants with 24-h drinking water services</i>	inhab
P_e	<i>number of inhabitants with electricity service</i>	inhab
P	<i>number of inhabitants in the city</i>	inhab
Pr_c	<i>budget of the city</i>	\$
Pr_e	<i>budget allocated for emergency response</i>	\$
Pr_k	<i>number of inhabitants settled in risk areas within the city</i>	inhab
Pr_p	<i>budget allocated to the development of DRR plans and programs</i>	\$
P_s	<i>number of inhabitants with sewerage services</i>	inhab
P_{st}	<i>number of basic education students in the city</i>	students
P_w	<i>number of inhabitants with drinking water services</i>	inhab
r	<i>number of supervisions made per year</i>	
RG	<i>available guaranteed resources</i>	hm ³
S_i	<i>economic impact due to severe storms in the city</i>	\$
t_{ac}	<i>growth rate in the current period</i>	%
t_{an}	<i>growth rate in the previous period</i>	%
Ti_e	<i>time of execution of the infrastructure</i>	months
Ti_r	<i>reconstruction time</i>	months
T_s	<i>number of treatment plants in operatio</i>	
T_t	<i>number of treatment plants in the city</i>	months
V_{na}	<i>environmental demand</i>	hm ³
Yes	<i>equals 1</i>	

References

- Arreguín-Cortés, F., López, P., & Marengo, M. (2016a). Las inundaciones en un marco de incertidumbre climática. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(5), 5-13.
- Arreguín-Cortés, F., López, P., Ortega-Gaucin, D., & Ibañez, H. (2016b). National drought policy in Mexico. *Water Technology and Sciences* (in Spanish), 7(5), 63-76.
- Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2011). *Characteristics and Socioeconomic Impact of the Main Disasters Occurred in the Mexican Republic in 2010 (in Spanish)*. Mexico City, Mexico: Secretaría de Gobernación, Coordinación Nacional de Protección Civil, Centro Nacional de Prevención de Desastres.
- Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2015). *Índice de Resiliencia a Nivel Municipal. Ciudad de México: Sistema Nacional de Protección Civil*. Recovered from <http://www.anr.gob.mx/Descargas/Methodologias/Resiliencia.pdf>
- Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2017). *Socioeconomic Impact of Disasters in Mexico during 2016* (in Spanish). Mexico City, Mexico: National System of Civil Protection, Secretaría de Gobernación.
- Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (March, 2020). *Atlas Nacional de Riesgos*. Recovered from <http://www.atlasnacionalderiesgos.gob.mx/>

- CNDH, Comisión Nacional de los Derechos Humanos. (2018). *Recomendación No. 34/2018. Sobre el caso de la construcción del libramiento de la autopista México-Cuernavaca, conocido como "Paso exprés" y posterior socavón ocurrido el 12 de julio de 2017, en Cuernavaca, Morelos, que derivó en violaciones a los DH*. Mexico City, Mexico: Comisión Nacional de los Derechos Humanos.
- CRED, Centre for Research on the Epidemiology of Disasters. (2016). *Annual Disaster Statistical Review 2015*. Brussels, Belgium: Institute of Health and Society.
- García-Carrera, J. S., Mena-Hernández, U., & Bermúdez-Alarcón, F. J. (2018). El terremoto 19S en Morelos: la experiencia operativa del INEEL en la evaluación del riesgo estructural. *Salud Pública de México*, 60, 65-82. DOI: <http://dx.doi.org/10.21149/9408>
- Gere, J., & Goodno, B. (1972). *Mechanics of materials*. Stanford, USA: Stanford University.
- Holling, C. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 1-23.
- IFRC, International Federation of Red Cross and Red Crescent Societies. (2015, Diciembre). *Annual Report 2014*. Geneva, Switzerland: International Federation of Red Cross and Red Crescent Societies. Recovered from http://www.ifrc.org/Global/Documents/Secretariat/201601/1296700-IFRC%20Annual%20Report%202014-EN_LR.pdf

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). Population distribution by location size and its relationship with the environment. In: Cervera-Flores, M., & Rangel-González, J. (eds.), *Seminar-workshop "Information for decision making: Population and Environment"* (in Spanish). Mexico City, Mexico: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Monroy-Ortiz, R., Flores-Reséndiz, R., Jiménez-Ortiz, C. M., Monroy-Martínez, R., Monroy-Ortiz, C., & González-Bazán, C. A. (mayo/agosto, 2018). El sismo del 19 de septiembre. ¿Cómo enfrentamos la crisis en Morelos, México? *Cadernos Metrópole*, 20(42), 325-346. DOI: doi.org/10.1590/2236-9996.2018-4202
- Parsons, M., Glavac, S., Hastings, P., Marshall, G., McGregor, J., McNeill, J., Morley, P., Reeve, I., & Stayner, R. (2016). Top-down assessment of disaster resilience: A conceptual framework using coping and adaptive capacities. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 19, 11. DOI: [10.1016/j.ijdr.2016.07.005](https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2016.07.005)
- Parsons, M., Morley, P., Glavac, S., McGregor, J., Hastings, P., Reeve, I., & Marshall, G. (2017). Research Forum 2017: proceedings from the Research Forum at the Bushfire and Natural Hazards CRC & AFAC Conference. Melbourne: Bushfire and Natural Hazards CRC.
- Sharifi, A. (2016). A critical review of selected tools for assessing community resilience. *Ecological Indicators*, 69, 629-647.

- Sharifi, A., & Yamagata, Y. (2016). On the suitability of assessment tools for guiding communities towards disaster resilience. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, (18), 115-124.
- The National Academies. (2012). *Disaster Resilience: A National Imperative*. Washington, DC, USA: National Academy of Sciences.
- UN, United Nations. (2012). *The Future We Want. Rio de Janeiro: United Nations Conference on Sustainable Development*. Recovered from http://www.un.org/es/sustainablefuture/pdf/Rio+20_FS_DisasterResilience_SP.pdf
- UN DESA, United Nations Department of Economic and Social Affairs. (2016). *The World's Cities in 2016*. New York, USA: United Nations Department of Economic and Social Affairs.
- UN DESA, United Nations Department of Economic and Social Affairs. (2018). *The World's Cities in 2018: Data Booklet*. Geneva, United Nations. Recovered from https://www.un.org/en/events/citiesday/assets/pdf/the_worlds_cities_in_2018_data_booklet.pdf.
- UN HABITAT. (2012). *State of the world's cities 2012/2013*. Nairobi, Kenya: United Nations Human Settlements Programme. Recovered from <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/745habitat.pdf>

UN HABITAT. (2016). *Index of Prosperous Cities in the Mexican Republic* (in Spanish). Mexico City, Mexico: United Nations.

UN HABITAT. (2017). *Trends in urban resilience. City Resilience Profiling Programme*. Nairobi, Kenya: United Nations Human Settlements Programme. Recovered from es.unhabitat.org.

UNDP, United Nations Development Programme. (2015a). *Human Development Report 2015*. New York, USA: United Nations Development Programme. Recovered from http://hdr.undp.org/sites/default/files/hdr_2015_report_sp.pdf

UNDP, United Nations Development Programme. (2015b). *Towards the construction of resilient municipalities: Post-disaster recovery* (in Spanish). San Salvador, El Salvador: United Nations Development Programme

UNISDR, United Nations Office for Disaster Risk Reduction. (2005). *Hyogo Framework for Action 2005-2015: Building the Resilience of Nations and Communities to Disasters*. Kobe, Japan: United Nations.

UNISDR, United Nations Office for Disaster Risk Reduction. (2009). *Terminology on Disaster Risk Reduction*. Geneva, Switzerland: United Nations.

UNISDR, United Nations Office for Disaster Risk Reduction. (2012a). *Disaster through a different lens. Behind every effect, there is a cause*. Geneva, Switzerland: United Nations.

UNISDR, United Nations Office for Disaster Risk Reduction. (2012b). *How to make cities more resilient. A Handbook for local government leaders*. Geneva, Switzerland: The United Nations Office for Disaster Risk Reduction.

UNISDR, United Nations Office for Disaster Risk Reduction. (2015). *Sendai Framework for Disaster Risk Reduction 2015-2030*. Sendai, Japan: United Nations.

UN-WWAP, United Nations-World Water Development. (2015). *The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World*. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

Aplicación de bioensayos ecotoxicológicos para evaluar la calidad del agua del arroyo Cañuelas (Buenos Aires, Argentina)

Application of ecotoxicological bioassays to assess the water quality in the Cañuelas stream (Buenos Aires, Argentina)

Verónica Sykora¹ ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5537-6273>

Araceli Clavijo², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8370-6073>

Daniel Calvo³

M. Florencia Kronberg⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7070-3604>

Samuel Díaz⁵

Carlos Gómez⁶

Eliana Munarriz⁷, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3556-117X>

Ariana Rossen⁸, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5342-3360>

¹Laboratorio Experimental de Tecnologías Sustentables, Centro del Uso del Agua, Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina, vero_sykora@hotmail.com

²Instituto de Investigaciones en Biociencias Agrícolas y Ambientales, CONICET-Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina, a.clavijo@agro.uba.ar

³Dirección de Servicios Hidrológicos, Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina, dcalvo@ina.gob.ar

⁴Instituto de Investigaciones en Biociencias Agrícolas y Ambientales, CONICET-Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina, kronberg@agro.uba.ar

⁵Laboratorio Experimental de Tecnologías Sustentables, Centro del Uso del Agua, Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina, ndiaz@ina.gob.ar

⁶Laboratorio Experimental de Tecnologías Sustentables, Centro del Uso del Agua, Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina, egomez@ina.gob.ar

⁷Instituto de Investigaciones en Biociencias Agrícolas y Ambientales, CONICET-Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina, eliana.munarriz@gmail.com

⁸Laboratorio Experimental de Tecnologías Sustentables, Centro del Uso del Agua, Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina, arossen@ina.gob.ar

Autora para correspondencia: Ariana Rossen, arossen@ina.gob.ar

Resumen

La inclusión de los análisis ecotoxicológicos en los estudios ambientales resulta indispensable, pues aporta información sobre los efectos que los contaminantes puedan causar en los organismos expuestos y en los ecosistemas receptores. El objetivo del trabajo fue evaluar la calidad del agua en la cuenca del arroyo Cañuelas (Buenos Aires, Argentina), a partir de determinaciones fisicoquímicas y de bioensayos ecotoxicológicos estandarizados en diferentes niveles tróficos con los organismos: *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Lactuca sativa* y *Caenorhabditis elegans*. Las muestras se extrajeron de cuatro puntos de muestreo representativos a lo largo del cauce de los arroyos Cañuelas y Navarrete. *P. subcapitata* y la raíz de *L. sativa* presentaron los valores más altos de inhibición del crecimiento en los puntos de muestreo coincidentes con un mayor deterioro de la calidad del agua de acuerdo con los niveles propuestos por la normativa local. Por el contrario, *C. elegans* reveló toxicidad en muestras cuyos parámetros fisicoquímicos cumplieron con la normativa vigente. Los resultados de este trabajo respaldan la necesidad de incorporar una batería de bioensayos ecotoxicológicos que complementen los análisis fisicoquímicos y contribuyan a una mejor gestión de los recursos hídricos.

Palabras clave: parámetros fisicoquímicos, toxicidad aguda, ecotoxicidad, cuenca hídrica, contaminación, efluentes industriales.

Abstract

The inclusion of ecotoxicological analyzes in environmental studies is essential as it provides information on the effects that pollutants may have on exposed organisms and on receiving ecosystems. The aim of the work was to evaluate the water quality in the Cañuelas stream basin (Buenos Aires, Argentina) from physicochemical determinations and ecotoxicological bioassays with standardized organisms of different trophic levels: *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Lactuca sativa* and *Caenorhabditis elegans*. Samples were taken from four representative sampling points along the Cañuelas and Navarrete streams. *P. subcapitata* and the root of *L. sativa* had the highest growth inhibition values at the sampling points that coincided with a greater deterioration of water quality and according to the levels proposed by local regulations. In contrast, *C. elegans* revealed toxicity in samples whose physicochemical parameters complied with current regulations. The results of this work support the need to incorporate a battery of ecotoxicological bioassays that complement the physicochemical analysis and contribute to a better management of water resources.

Keywords: Physicochemical parameters, acute toxicity, ecotoxicity, hydric basin, pollution, industrial sewage.

Recibido: 01/08/2019

Aceptado: 28/05/2020

Introducción

El deterioro progresivo de la calidad del agua a causa de la presencia de una multiplicidad de compuestos producto del arrastre superficial y de las continuas descargas directas e indirectas de efluentes domésticos, industriales y agrícolas, se ha convertido sin duda en uno de los motivos de mayor preocupación a nivel mundial (Barceló & López, 2008; Iqbal, 2016). Dada esta problemática, las agencias de control ambiental han establecido diferentes metodologías para evaluar las características y grado del deterioro de los recursos hídricos, que incluyen el muestreo periódico de parámetros para determinar la calidad de agua (Strobl & Robillard, 2008; Bakker & Cook, 2011).

En Argentina, como en otros países de Latinoamérica, los estudios de calidad de agua determinan una serie de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos de acuerdo con los diferentes usos del agua establecidos por las normativas vigentes. Sin embargo, resulta imposible estimar los posibles efectos adversos que esas muestras ambientales pueden causar en los organismos y ecosistemas expuestos, dada la complejidad que representa, por un lado, cuantificar la totalidad de los compuestos presentes, así como evaluar los múltiples efectos de esas mezclas complejas sobre los organismos. Por tanto, el enfoque tradicional,

centrado en parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos, sólo permite prever parcialmente los posibles efectos adversos en aquellas muestras en las que se conocen y se han cuantificado los compuestos tóxicos, y cómo esa toxicidad puede estar modulada por otros parámetros fisicoquímicos, tales como pH, salinidad, etcétera, que también se determinan en el mismo análisis ambiental (Kim, Jun, Jo, Shim, & Jung, 2008; Ferrari, 2015).

Por este motivo, resulta necesario incorporar otras herramientas en los análisis de calidad ambiental, como la evaluación de las características toxicológicas. Con este fin se han estandarizado bioensayos que emplean diversos organismos pertenecientes a diferentes niveles tróficos y que presentan una respuesta biológica cuantificable ante la exposición a contaminantes (Castillo-Morales, 2004; Arias *et al.*, 2016).

Las respuestas evaluadas en los bioensayos pueden ser agudas o crónicas y cubren un amplio rango de niveles de organización biológica, desde el nivel molecular y bioquímico hasta el conductual o fisiológico (Ferrari, 2015). Para que un bioensayo sea considerado óptimo debe cumplir con diferentes características, siendo las más importantes su reproducibilidad, sensibilidad y bajo costo (Boudou & Ribeyre, 1997).

Diversas instituciones y gobiernos alrededor del mundo han avalado y promovido el uso de los bioensayos ecotoxicológicos para el análisis de sus cuerpos de aguas superficiales (Castillo-Morales, 2004; Mendoza-Cantú, Ramírez-Romero, & Pica-Granados, 2007; Teodorović, 2009; Maltby *et al.*, 2010; Palma *et al.*, 2010; Connon, Geist, & Werner, 2012).

Para determinar los efectos fitotóxicos de muestras ambientales o sustancias puras, las algas verdes han sido ampliamente utilizadas como modelos biológicos debido a que cumplen un rol crítico en los ecosistemas acuáticos tanto por ser un componente esencial de la red trófica como por su participación en los ciclos biogeoquímicos (Franklin, Stauber, & Lim, 2001; Stevenson, 2014). En particular, *Pseudokirchneriella subcapitata* debido a su alta sensibilidad, estabilidad genética y fácil cultivo, además de su amplia distribución en diferentes regiones en el mundo, es una de las especies algales más utilizada en bioensayos ecotoxicológicos con validación internacional (Moreira-Santos, Soares, & Ribeiro, 2004; Bohórquez-Echeverry & Campos-Pinilla, 2007; OECD 2011; Environment Canada, 2007; EPA, 2002).

Otro grupo de productores primarios utilizados para los bioensayos ecotoxicológicos son las plantas vasculares (Maltby *et al.*, 2010; Mkandawire, Teixeira-da-Silva, & Dudel, 2014). Dentro de este grupo destaca la especie *Lactuca sativa*, cuya respuesta toxicológica puede ser evaluada durante la germinación y primeros días de desarrollo (González-Pérez, Marcos-Albear, Pérez-Garrido, Marín-Sánchez, & Argota-Pérez, 2012; Rodríguez-Romero *et al.*, 2014; Priac, Badot, & Crini, 2017). Durante este periodo, la plántula se encuentra bajo una condición de alta sensibilidad frente a compuestos presentes en el medio de cultivo que pueden alterar numerosos procesos fisiológicos y, por tanto, la supervivencia y el desarrollo normal de ésta (Sobrero & Ronco, 2004). Dado que estos procesos son comunes a muchas especies, el ensayo con semillas de lechuga es representativo para la evaluación de los efectos

adversos de diferentes compuestos y condiciones ambientales en esta etapa de la planta.

Como modelos animales, se han propuesto una gran variedad de especies para predecir la respuesta biológica, cada una atendiendo diferentes niveles de relevancia ecológica (invertebrados, vertebrados). Entre ellos se destaca al nematodo *Caenorhabditis elegans*, organismo cosmopolita saprófito de vida libre que habita en el agua intersticial de las partículas del suelo, el cual está cobrando validez en virtud de su versatilidad para la evaluación de diferentes matrices ambientales (Hitchcock, Black, & Williams, 1997; Höss *et al.*, 2012; Höss *et al.*, 2013; Clavijo *et al.*, 2016). Su aceptación como modelo se fundamenta principalmente en la simplicidad de su sistema nervioso y la posibilidad de ser manipulado con facilidad, mostrando una gran tolerancia a las condiciones del medio, como pH, salinidad y dureza del agua (Khanna, Cressman, Tataru, & Williams, 1997; Höss *et al.*, 2012). El uso de *C. elegans* permite hacer experimentos de manera más fácil y menos costosa que en otros modelos animales y ofrece la posibilidad de estudiar en detalle mecanismos biológicos con alta reproducibilidad en los resultados (Fire, 2007). Su genoma ha sido totalmente secuenciado y bien caracterizado; además, sus respuestas tóxicas son comparables con las de animales superiores, pero sin los problemas éticos asociados con el trabajo con ellos (Leung *et al.*, 2008; Doke & Dhawale, 2015).

En este estudio se evaluó la calidad del agua del arroyo Cañuelas (A. Cañuelas) y uno de sus afluentes, el arroyo Navarrete (A. Navarrete), ambos localizados en la provincia de Buenos Aires, Argentina. Estos

cauces de agua se encuentran en la parte alta de la Cuenca Matanza Riachuelo, la cual se extiende por un territorio aproximado de 2 200 km² y ha sido considerada como una de las cuencas más contaminadas de Argentina (Berros, 2012; Faggi & Breuste, 2014). Históricamente, la actividad principal en la subcuenca del A. Cañuelas fue agrícola-ganadera, mientras que en las últimas décadas se ha registrado un aumento poblacional y el establecimiento de diversas industrias (González, 2012). En consecuencia, ha habido un incremento en los vertidos de efluentes industriales y descargas domésticas que han contribuido a la degradación de los cauces de agua (Casal, 2004; Berros, 2012). Cabe destacar que en algunas zonas de esta subcuenca con menor impacto antrópico aún se mantiene un buen estado de conservación de la biodiversidad (Faggi & Breuste, 2014).

Dada la situación de deterioro ambiental de la cuenca, en el año 2006 fue creada la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR), como ente autónomo, autárquico e interjurisdiccional, cuya responsabilidad primaria es implementar un plan de saneamiento de dicha cuenca. En este contexto, se establecieron objetivos de calidad según diferentes usos (Resolución N° 46/2017; ACUMAR, 2017) de implementación progresiva. ACUMAR tiene establecido como objetivo de calidad de agua el "Uso IV-Agua apta para actividades recreativas pasivas", constituyéndose como una meta mínima de calidad.

En el marco descrito, este estudio evalúa la respuesta ecotoxicológica de *P. subcapitata*, *L. sativa* y *C. elegans* por exposición a muestras de agua provenientes de la subcuenca del A. Cañuelas, con el

fin de aportar un análisis del nivel de impacto toxicológico, así como generar antecedentes para la posible implementación de estas herramientas en los planes futuros de gestión de la cuenca.

Materiales y métodos

Área de estudio

El arroyo Cañuelas está en la provincia de Buenos Aires, Argentina, en el partido homónimo. Este arroyo es tributario del río Matanza Riachuelo; posee un caudal medio de $1.52 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ y su cuenca cubre una superficie de 368.311 km^2 . Para su estudio, se establecieron cuatro puntos de muestreo de agua superficial. El punto AC1 (S $35^\circ 1' 23''$; W $58^\circ 40' 43''$) es el más cercano a la naciente del arroyo; posee un caudal medio de $0.17 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, y se emplaza en una zona de uso agrícola-ganadero con industrias mayormente dedicadas al procesamiento de productos cárnicos y sus subproductos (ACUMAR, 2016). El punto AC2 (S $34^\circ 58' 5''$; W $58^\circ 39' 24''$), ubicado 6.6 km río abajo del punto AC1, localiza en un área

periurbana, con pequeños barrios residenciales. El punto AN (S 34° 55' 30"; W 58° 36' 37") se localiza sobre el arroyo Navarrete, que posee un caudal medio de $0.39 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ y confluye con el A. Cañuelas a 6.7 km río abajo del punto AC2. En las cercanías de este arroyo se localizan urbanizaciones que en algunas zonas carecen de servicios sanitarios, además de barrios residenciales privados y pequeñas industrias dispersas que descargan efluentes al arroyo. Finalmente, el punto AC3 (S 34° 54' 54"; W 58° 37' 56") se encuentra en un área residencial a 1.5 km río abajo del punto de confluencia de ambos arroyos, en donde alcanza un caudal promedio de $1.52 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (ACUMAR, 2018). La Figura 1 ilustra la posición de los puntos de muestreo en el área de estudio dentro de la subcuenca del A. Cañuelas.

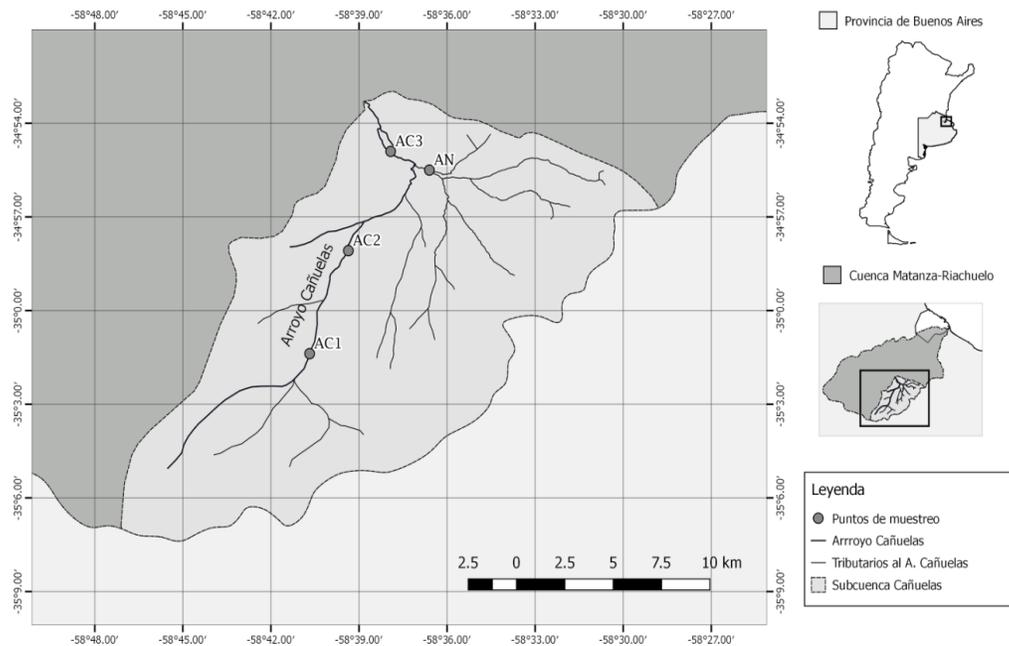


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los puntos de muestreo en la cuenca del A. Cañuelas.

La recolección de las muestras de agua se realizó en los meses de noviembre y diciembre de 2015, y febrero de 2016. En los cuatro puntos de muestreo (AC1, AC2, AC3 y AN) se accedió hasta la sección media del cauce usando un equipo *wader*. La extracción de las muestras fue a nivel subsuperficial (a 0.4 m) y se utilizaron cuatro botellas por punto de muestreo. Para los parámetros fisicoquímicos se utilizaron tres botellas de 1 l, una de plástico y 2 de vidrio color ámbar. A estas últimas se les adicionó 0.5 ml de una solución de H₂SO₄ 1:1 v/v (pH < 2) para la preservación, según los requerimientos especificados de la determinación

analítica. Por último, se utilizó un envase de plástico estéril de 250 ml para los bioensayos ecotoxicológicos. Las botellas fueron distribuidas en conservadoras de 32 l, conteniendo hielo para mantener las muestras de agua a 4 °C hasta ser remitidas al laboratorio. El almacenamiento, transporte y preservación se llevó a cabo según metodología estandarizada (APHA, 2012). Se aclara que en el monitoreo del mes de noviembre de 2015, la toma de muestra del punto AC2 no se efectuó debido a dificultades en el acceso al punto de muestreo.

Determinaciones de los parámetros fisicoquímicos

La conductividad eléctrica (CE), pH y oxígeno disuelto (OD) se determinaron *in situ* con el empleo de una sonda multiparamétrica HANNA modelo HI 9828. En laboratorio, a las muestras de agua recolectadas se les realizaron las siguientes mediciones: demanda biológica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total de Kjeldahl (NTK) y fósforo total (PT), según la metodología propuesta por el *Standard Methods* (APHA, 2012). La determinación de nitratos (N-NO₃⁻) se hizo mediante el método 9200 de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos-EPA (EPA, 1992).

Asimismo, se determinó un índice de biodegradabilidad de la materia orgánica presente en las muestras a partir de la relación DBO_5/DQO . Este coeficiente da una medida aproximada de la proporción de materia aeróbicamente biodegradable respecto de los compuestos de carbono totales oxidables. La clasificación que se establece para este índice respecto de la biodegradabilidad de la materia orgánica es el siguiente: $DBO_5/DQO > 0.5$, *fácilmente biodegradable*; $DBO_5/DQO = 0.5 - 0.25$, *moderadamente biodegradable*; $DBO_5/DQO = 0.25 - 0.1$, *poco biodegradable*, y $DBO_5/DQO < 0.1$ *no biodegradable* (presencia de materia orgánica recalcitrante) (Samudro & Mangkoedihardjo, 2010; Abdalla & Hammam, 2014).

En todos los muestreos realizados se determinaron los ocho parámetros fisicoquímicos mencionados y se evaluaron los tres bioensayos ecotoxicológicos, excepto en el mes de noviembre, donde sólo se implementó el bioensayo con *L. sativa* y *C. elegans*. Como parte de la determinación analítica de los parámetros de DQO PT, NTK y $N-NO_3^-$, se evaluaron duplicados de cada muestra y se reportaron los valores promedio.

Las mediciones obtenidas de los parámetros pH, OD, DBO_5 , PT y $N-NO_3^-$ fueron contrastadas con los niveles guía de calidad de agua establecidos por la ACUMAR, vigentes al momento de la redacción de este trabajo y correspondientes al criterio de "Apta para Protección de la Biota" (ACUMAR, 2017) (Tabla 1).

Tabla 1. Niveles Guía de la ACUMAR para protección de la biota.

	Parámetro				
	pH	OD	DBO₅	PT	N-NO₃⁻
		mg l⁻¹	mg l⁻¹	mg l⁻¹	mg l⁻¹
Valor	6.5-9	> 5	< 5	< 0.01	< 10

Ensayos ecotoxicológicos

Se realizaron los bioensayos ecotoxicológicos estandarizados con los siguientes organismos: *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Lactuca sativa* y *Caenorhabditis elegans*.

Pseudokirchneriella subcapitata

El bioensayo de toxicidad aguda con *P. subcapitata* se realizó con base en el protocolo N° 201 sugerido por la OECD (2011). Los cultivos de esta

especie provienen del *Culture Collection of Algae and Protozoa*, Reino Unido (CCAP N° 278/4). El bioensayo se realizó en viales de vidrio, conteniendo 6 ml de muestra, adicionada con 0.3 ml del medio de cultivo propuesto por OECD (2011) y una alícuota de un precultivo de algas de 5 ± 2 días de crecimiento, con un inóculo de 2×10^5 celml⁻¹. Los viales fueron incubados durante 72 h a 24 ± 2 °C bajo agitación continua a 48 rpm e iluminación permanente con luz blanca ($25 \mu\text{molm}^{-2} \text{s}^{-1}$). Cada ensayo se realizó por triplicado. Finalmente, se determinó en cada réplica el crecimiento algal por recuento celular (número celml⁻¹) mediante un microscopio óptico, utilizando una cámara de Neubauer, y se informó el valor promedio.

Lactuca sativa

El bioensayo con *L. sativa* var. Gallega se considera una prueba estática de toxicidad aguda y en este estudio se realizó con base en el protocolo propuesto por Sobrero y Ronco (2004), y la OECD (Test N° 208; OECD, 2006) con modificaciones. Se colocaron 17 semillas en cada caja de Petri de 100 mm de diámetro, conteniendo un papel de filtro humedecido con 4 ml de muestra. Como control negativo se utilizó agua dura reconstituida (NaHCO_3 192 mg l⁻¹, CaSO_4 120 mg l⁻¹, MgSO_4 120 mg l⁻¹, KCl 8 mg l⁻¹). Cada

ensayo se hizo por cuadruplicado. Una vez sembradas las semillas, las placas de Petri se incubaron por 24 h bajo luz blanca, a fin de estimular la germinación, según lo propuesto por Hunter y Burritt (2002), y luego en oscuridad por 120 h más. Durante la incubación, la temperatura se mantuvo a 22 ± 2 °C. Una vez finalizado el tiempo de incubación, se midió la longitud de la raíz y del tallo.

Caenorhabditis elegans

Para el ensayo con *C. elegans* se utilizó la cepa N2 de var. Bristol obtenida del *Caenorhabditis Genetic Center* (University of Minnesota, MN, USA) y mantenida en *stock* a -70 °C. Para el ensayo se utilizaron larvas en estadio de desarrollo sincronizado L1 (Lewis & Fleming, 1995) de acuerdo con métodos estándar (ISO, 2010). Como respuesta toxicológica, se evaluó la longitud corporal (Höss *et al.*, 2013). La exposición se llevó a cabo en placas de cultivo estériles de 24 pocillos. En cada uno de los pocillos se colocaron 10 nematodos en estadio L1, más 0.5 ml de la muestra de agua, 15 µl de medio Buffer M9 (Na_2HPO_4 6 gl^{-1} , KH_2PO_4 3 gl^{-1} , NaCl 5 gl^{-1} , MgSO_4 0.12 gl^{-1}) y una concentración de biomasa de *E. coli* equivalente a $\text{DO}_{600\text{nm}} = 1$, destinada a suplementar alimento *ad libitum* a las larvas de *C. elegans*. Los ensayos se hicieron por cuadruplicado. Las placas se

incubaron por 96 h a 20 °C. Transcurrido ese tiempo, se detuvo el crecimiento de los nematodos por calor (20 min a 50 °C) y se tiñeron con 0.25 ml de solución de Rosa Bengala (0.5 gl⁻¹). Las muestras se fotografiaron utilizando un microscopio óptico Nikon Eclipse 50i a 40X de aumento (o 100X para gusanos en estadio L1), con una cámara digital acoplada Nikon CoolPix S10. A continuación, se midió la longitud del cuerpo a lo largo de su eje utilizando el *software Image J* (Schneider, Rasband, & Eliceiri, 2012). Se estimó el crecimiento como la diferencia entre la longitud medida tras el ensayo (en µm) y la longitud promedio al inicio (media de L1).

Análisis de datos

Los resultados de *P. subcapitata*, *L. sativa* y *C. elegans* se presentan como la elongación o el crecimiento relativo al control para comparar entre puntos y meses de muestreo de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$CX_{\text{relativo}} = 1 + \left[\frac{(CP_{\text{muestra}} - CP_{\text{control}})}{CP_{\text{control}}} \right]$$

Siendo CX_{relativo} el valor del crecimiento o elongación relativizado al control; CP_{muestra} , el promedio del crecimiento obtenido para cada muestra, y CP_{control} el crecimiento promedio del control. Se suma 1 para llevar el valor del control a la unidad y tener valores de crecimiento relativo positivos.

De esta manera, un CX_{relativo} de 1 corresponde a un crecimiento de la muestra igual al control. Los valores mayores a 1 reflejan efectos de estimulación del crecimiento o de la elongación mientras que los valores menores a 1 corresponden a efectos de inhibición (Bagur-González, Estepa-Molina, Martín-Peinado, & Morales-Ruano, 2011).

Con objeto de facilitar la comparación de los resultados de los tres bioensayos se realizó una categorización toxicológica con base en los valores del crecimiento relativo (CX_{relativo}), según los siguientes criterios: *no tóxico/sin efecto* (1.3-0.91); *levemente tóxico* (0.90-0.75); *moderadamente tóxico* (0.74-0.51), y *altamente tóxico* (0.50-0). Los límites superior e inferior del rango *no tóxico/sin efecto* se establecieron a partir de los valores de crecimiento que no presentaron diferencias significativas respecto al control. La subdivisión del rango tóxico se estableció con base en el criterio para *C. elegans* utilizado por Clavijo *et al.* (2017). Se aplicó el mismo criterio para *P. subcapitata* y *L. sativa*, con la diferencia de que se incluyó la categoría de *sobreestimulación* (> 1.3).

Los resultados de los ensayos ecotoxicológicos se analizaron mediante un ANOVA de un factor, con un análisis *a posteriori* de comparaciones múltiples de Tukey para determinar diferencias

significativas ($p < 0.05$). La variable respuesta que se consideró fue el crecimiento/elongación absolutos de los organismos utilizados en los bioensayos y la variable de agrupamiento fue el punto de muestreo. Las muestras se consideraron tóxicas en caso de encontrarse diferencias significativas con respecto al control. Este análisis se realizó utilizando el programa estadístico *Infostat*.

Para ver la relación entre los datos toxicológicos y los físicoquímicos, se hizo un análisis de correlación de Spearman; el coeficiente de correlación fue testeado con nivel de significación del 5 %. Se optó por el coeficiente de Spearman porque no todos los parámetros físicoquímicos cumplieron con los criterios de normalidad. Para el análisis de correlación se consideraron todos los valores obtenidos de los parámetros físicoquímicos y los valores promedio de cada muestra analizada de los ensayos ecotoxicológicos. Además, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con la finalidad de detectar agrupamientos de observaciones multivariadas (parámetros físicoquímicos) similares dentro del conjunto muestral (puntos de muestreo). Dichos análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa *R* (R Core Team, 2016).

Resultados

Análisis de parámetros fisicoquímicos

En la Tabla 2 se presentan los resultados del análisis fisicoquímico de las muestras de agua. En los diferentes puntos de muestreo, el pH se mantuvo en los tres monitoreos dentro del intervalo alcalino (7.97-8.66), cumpliendo con los niveles guía de ACUMAR para la protección de la biota. Considerando todo el periodo de análisis, el 72 % de las muestras superaron la concentración máxima de 5 mg l^{-1} para DBO_5 establecida como nivel guía; de igual manera que para PT todas las muestras superaron la concentración máxima de 0.01 mg l^{-1} , variando en un intervalo de concentración entre 0.2 y 1.2 mg l^{-1} .

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua de los ríos Cañuelas y Navarrete.

Parámetros fisicoquímicos											
Mes	Sitio	CE	pH	OD	DBO_5	DQO	$\text{DBO}_5 /$	NTK	N-NO_3^-	PT	
		μScm^{-1}		mg l^{-1}	%	mg l^{-1}	mg l^{-1}	DQO	mg l^{-1}	mg l^{-1}	mg l^{-1}
Noviembre	AC1	1 469	8.22	5.47	67.8	14.0	60.7	0.23	9.80	0.21	0.6
	AC3	1 223	8.14	4.29	50.4	8.0	28.8	0.27	5.12	0.70	1.0

	AN	848	8.44	8.48	102.0	7.0	20.9	0.33	2.32	0.65	1.1
	AC1	2 227	8.28	7.22	92.8	16.8	47.9	0.35	9.36	1.10	0.7
Diciembre	AC2	1 363	8.11	6.15	80.7	5.7	29.7	0.19	2.99	0.09	0.2
	AC3	2 155	7.97	3.90	52.0	4.7	77.8	0.06	2.96	1.40	0.5
	AN	1 280	8.24	10.20	137.0	3.6	14.3	0.25	1.91	2.70	0.6
	AC1	3 547	8.62	0.25	3.2	240.0	550.0	0.43	21.44	0.09	1.2
Febrero	AC2	2 702	8.66	4.85	62.9	25.7	84.0	0.30	9.75	0.09	0.6
	AC3	2 305	8.55	9.98	129.0	7.8	43.0	0.18	4.16	0.29	0.5
	AN	1 357	8.14	8.66	113.0	4.1	19.0	0.21	2.34	0.54	1.0

En el muestreo realizado en el mes de noviembre se registraron los valores más bajos de CE ($848-1\ 469\ \mu\text{Scm}^{-1}$) respecto a los otros meses. En este muestreo, el punto AC1 presentó los valores mayores de DBO_5 ($14.0\ \text{mg l}^{-1}$), DQO ($60.7\ \text{mg l}^{-1}$) y NTK ($9.80\ \text{mg l}^{-1}$), así como los valores menores de N-NO_3^- ($0.21\ \text{mg l}^{-1}$) y PT ($0.6\ \text{mg l}^{-1}$) en relación con los otros dos puntos de muestreo.

En diciembre tanto la CE como la concentración de N-NO_3^- registraron un notable aumento con respecto al mes anterior: $2\ 227\ \mu\text{Scm}^{-1}$ y $1.10\ \text{mg l}^{-1}$ en AC1; $2\ 155\ \mu\text{Scm}^{-1}$ y $1.40\ \text{mg l}^{-1}$ en AC3, y $1\ 280\ \mu\text{Scm}^{-1}$ y $2.70\ \text{mg l}^{-1}$ en AN. Además, se observó un aumento de la DQO ($77.8\ \text{mg l}^{-1}$) en AC3 con respecto al mes de noviembre. En la muestra del punto AC3, se midió una concentración de OD de $3.90\ \text{mg l}^{-1}$, que estuvo por debajo del valor mínimo de $5\ \text{mg l}^{-1}$ establecido según la normativa. Dicho valor fue notablemente menor con relación al resto de los puntos

de muestreo, cuyos valores fueron más cercanos a la saturación: 7.22 mg l^{-1} en AC1; 6.15 mg l^{-1} en AC2, y 10.20 mg l^{-1} en AN.

En el mes de febrero, en la muestra del punto AC1 se registró una marcada disminución en la concentración de OD (0.25 mg l^{-1}), cuyo valor fue muy inferior al nivel guía (5 mg l^{-1}); mientras que se obtuvo un aumento tanto en los valores de CE (3 547 mg l^{-1}) como en la concentración de DBO_5 (240 mg l^{-1}), de DQO (550 mg l^{-1}) y de NTK (21.44 mg l^{-1}). Estos cambios, aunque atenuados, también se observaron en el punto AC2 localizado aguas abajo de AC1. Cabe señalar que para todos los puntos de muestreo, los valores de CE fueron los más altos en este mes, en comparación con los otros meses analizados.

Considerando todo el periodo de estudio, las muestras de agua del punto AN presentaron los valores más altos de OD, mientras que los valores de CE, DBO_5 , DQO y NTK fueron los más bajos que se registraron.

Según el índice de biodegradabilidad, en el 54 % de las muestras analizadas la materia orgánica se clasificó como *moderadamente biodegradable* (de 0.50 a 0.25). El valor más alto fue calculado en el punto AC1 (0.43) en el mes de febrero, indicando una mayor proporción de materia *moderadamente biodegradable*. El 36 % de las muestras se clasificó como *poco biodegradables*, y sólo en la muestra del punto AC3 de diciembre se obtuvo un valor bajo (0.06), indicando la presencia de compuestos recalcitrantes, *no biodegradables*.

Bioensayos ecotoxicológicos

En la Figura 2 se presentan los resultados del bioensayo realizado con *P. subcapitata*. En el 63 % de las muestras analizadas se obtuvo una sobreestimulación significativa (ANOVA, $p < 0.05$) del crecimiento relativo: 2.48 (AC2), 2.91 (AC3) y 2.55 (AN) para el mes de diciembre, y 2.34 (AC3) y 2.61 (AN) en febrero. Sin embargo, se observó una inhibición significativa ($p < 0.05$) del crecimiento en el punto AC1 (0.65) en el mes de diciembre, y en los puntos AC1 (0.18) y AC2 (0.59) en febrero.

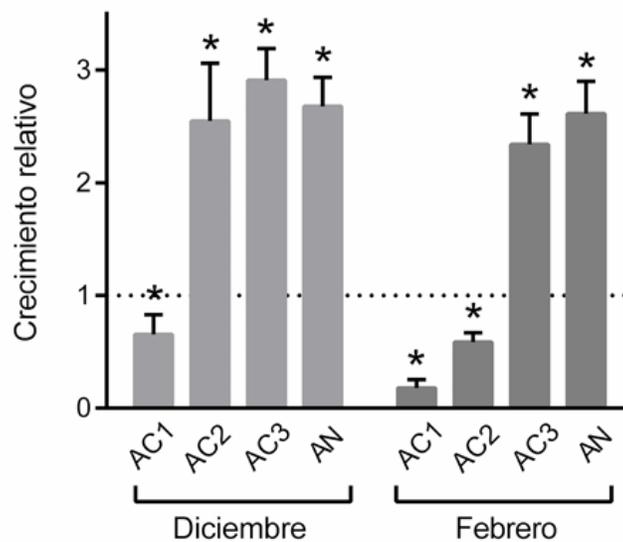


Figura 2. Crecimiento relativo de *P. subcapitata*. Las muestras con * presentaron un crecimiento relativo significativamente diferente respecto al control ($p < 0.05$); la línea punteada indica el valor del control.

Los resultados de los bioensayos realizados de *L. sativa* se presentan en la Figura 3. Todas las muestras analizadas mostraron una sobreestimulación significativa ($p < 0.05$) de la elongación relativa del tallo (Figura 3b). El crecimiento relativo más alto se obtuvo en la muestra de agua del punto AC1 durante el mes de noviembre (1.68) y el valor más bajo en AC1 (1.33) en el mes de febrero. También en este último mes se observó que los valores obtenidos del crecimiento del tallo aumentaron entre las muestras de agua de los puntos de muestreo, coincidiendo con el sentido del cauce del arroyo A. Cañuelas (AC2 1.40 y AC3 1.48), siendo el valor hallado del agua recolectada del río A. Navarrete similar a la muestra del punto AC3 (AN 1.49).

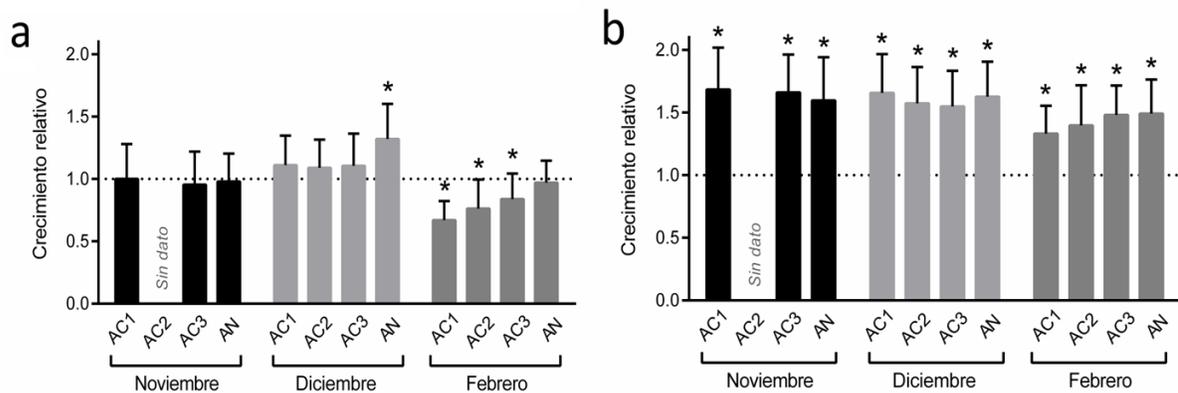


Figura 3. a) Crecimiento relativo de la raíz y b) el tallo de *L. sativa*. Las muestras con * presentaron un crecimiento relativo significativamente diferente respecto al control ($p < 0.05$); la línea punteada indica el valor del control.

Respecto a la elongación de la raíz (Figura 3a), en el mes de noviembre se determinaron valores de crecimiento relativos cercanos al control en las muestras de agua recolectadas en los sitios AC1 (1.00), AC3 (0.95) y AN (0.98). Contrariamente, los valores de crecimiento relativo de la elongación obtenidos en el mes de diciembre mostraron una sobreestimulación de la raíz en todas las muestras de agua de todos los puntos analizados (1.11 en AC1; 1.09 en AC2; 1.11 en AC3), siendo el punto AN (1.32) donde el crecimiento fue significativamente ($p < 0.05$) mayor al control. En el mes de febrero, las muestras de agua de tres de los puntos presentaron una inhibición significativa en la elongación de la raíz (0.67 en AC1; 0.76 en AC2, y 0.84 en AC3). Cabe destacar que en este mes tanto la elongación del tallo como la de la raíz registraron los

valores más bajos, presentando un aumento gradual del crecimiento en el siguiente orden: AC1 < AC2 < AC3 < AN.

Los crecimientos relativos de *C. elegans* se muestran en la Figura 4. Los bioensayos con *C. elegans* revelaron inhibiciones significativas ($p < 0.05$) respecto al control tanto en las muestras de agua de los sitios AC1 (0.91) y AN (0.86) del mes de noviembre, como en AC2 (0.91) y AN (0.88) del mes de diciembre. Es preciso señalar que en el mes de febrero no se detectaron diferencias en las muestras de agua recolectadas con respecto al control.

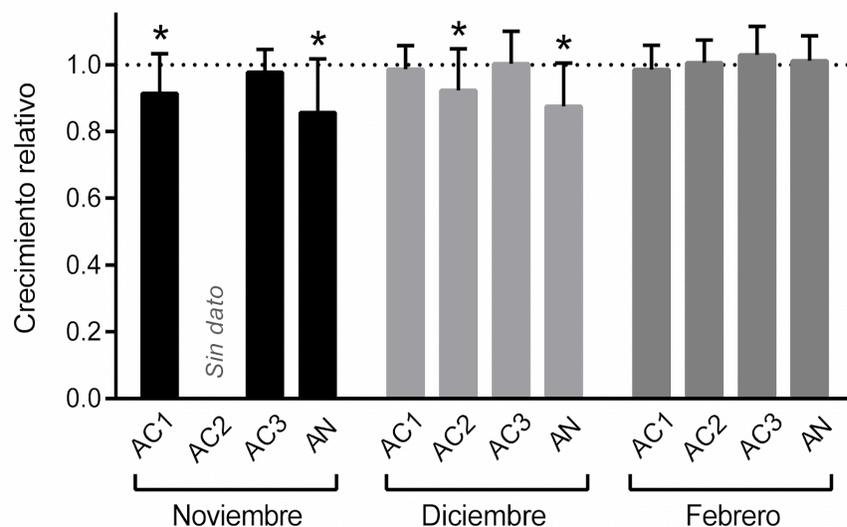


Figura 4. Crecimiento relativo de *C. elegans*. Las muestras con * presentaron un crecimiento relativo significativamente diferente respecto al control ($p < 0.05$); la línea punteada indica el valor del control.

En la Tabla 3 se presentan los valores de crecimiento relativo. Se asignan diferentes colores por categoría toxicológica, con el fin de poder comparar de manera visual los resultados de los tres bioensayos, y se señalan aquellos casos en los que se observaron efectos tóxicos.

Tabla 3. Categorías toxicológicas basadas en el crecimiento relativo de los organismos de los bioensayos ecotoxicológicos. Los rangos de toxicidad son *sobreestimulación* (> 1.30) en azul; *no tóxico/sin efecto* (1.30-0.91) en verde; *levemente tóxico* (0.90-0.75) en amarillo; *moderadamente tóxico* (0.74-0.51) en naranja, y *altamente tóxico* (0.50-0) en rojo. En gris se indica la ausencia de datos.

Bioensayo	Muestra												
	Noviembre				Diciembre				Febrero				
	AC1	AC2	AC3	AN	AC1	AC2	AC3	AN	AC1	AC2	AC3	AN	
<i>L. sativa</i>	(Raíz)	1.00		0.95	0.98	1.11	1.09	1.11	1.32	0.67	0.76	0.84	0.97
	(Tallo)	1.68		1.66	1.60	1.66	1.57	1.55	1.63	1.33	1.40	1.48	1.49
<i>P. subcapitata</i>					0.65	2.55	2.91	2.68	0.18	0.59	2.34	2.61	
<i>C. elegans</i>	0.91		0.98	0.86	0.99	0.91	1.00	0.88	0.98	1.00	1.03	1.01	

En el mes de noviembre se pudo observar un leve efecto tóxico en *C. elegans* en las muestras de agua recolectadas de los sitios AC1 y AN. En el mes de diciembre, *P. subcapitata* mostró un efecto moderadamente

tóxico con el agua del punto AC1; mientras que *C. elegans* presentó un efecto levemente tóxico con las muestras de agua tanto del sitio AC2 como del sitio AN. Por otro lado, en el mes de febrero, *P. subcapitata* presentó un efecto altamente tóxico con las muestras de agua del punto AC1 y levemente tóxico en el punto AC2; mientras que para la raíz de *L. sativa*, en todas las muestras de agua recolectadas de los sitios del arroyo Cañuelas (AC1, AC2 y AC3), se detectaron niveles bajos y leves de toxicidad. Estos niveles de toxicidad disminuyeron conforme avanza el curso de agua. Se destaca que en todas las muestras analizadas se obtuvieron efectos de sobreestimulación significativos respecto del control en el tallo de *L. sativa*.

Análisis estadístico

En la Tabla 4 se presenta el análisis de correlación de “*a pares*” de Spearman realizado con base en los datos fisicoquímicos y el promedio de las réplicas de los correspondientes bioensayos ecotoxicológicos.

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Spearman. Los valores de correlación significativos ($p < 0.05$) se indican con negrita.

	Parámetros fisicoquímicos							Ensayos ecotoxicológicos			
	CE	PH	OD	DBO ₅	DQO	NTK	N-NO ₃ ⁻	PT	<i>L. sativa</i> (Raíz)	<i>L. sativa</i> (Tallo)	<i>P. subcapitata</i>
CE	0.576	-0.382	0.636	0.845	0.700	-0.303	0.088	-0.418	-0.636	-0.762	0.600
PH		-0.095	0.507	0.476	0.559	-0.392	0.301	-0.714	-0.648	-0.929	0.132
OD			-0.564	-0.755	-0.636	0.408	-0.258	0.364	0.155	0.238	-0.045
DBO ₅				0.755	0.918	-0.299	0.507	-0.573	-0.164	-0.833	0.136
DQO					0.809	-0.302	0.460	0.460	-0.445	0.571	0.327
NTK						-0.419	0.390	-0.518	-0.164	-0.833	0.218
N-NO ₃ ⁻							-0.096	0.793	0.462	0.367	-0.359
PT								-0.422	-0.222	-0.504	-0.025
<i>L. sativa</i> (Raíz)									0.618	0.524	-0.418
<i>L. sativa</i> (Tallo)										0.429	-0.545
<i>P. subcapitata</i>											0.071
<i>C. elegans</i>											

Los parámetros que presentaron una correlación significativa al 5 % se describen a continuación. Dentro de los fisicoquímicos, DBO₅, DQO y NTK presentaron una buena correlación entre ellos ($r \geq 0.755$). A su vez, este grupo de tres parámetros tuvo una correlación positiva con la CE ($r \geq 0.636$). De ese grupo, DQO y NTK mostraron una correlación significativa de signo negativo con el OD ($r < -0.755$ y -0.636 , respectivamente).

De las determinaciones ecotoxicológicas, la longitud de la raíz de *L. sativa* presentó una correlación positiva con N-NO₃⁻ ($r = 0.793$) y negativa con pH ($r = -0.715$), mientras que la longitud del tallo presentó una

correlación negativa tanto con la CE como con el pH ($r = -0.636$ y -0.648 respectivamente). Por otro lado, el recuento celular de *P. subcapitata* mostró una correlación negativa con CE ($r = -0.762$), pH ($r = -0.929$), DBO₅ ($r = -0.833$) y NTK ($r = -0.833$). Por último, se destaca que los valores de crecimiento de *C. elegans* no correlacionaron de manera significativa con ninguno de los parámetros fisicoquímicos analizados.

Con base en las observaciones multivariadas, se obtuvo la expresión matemática que describe la CP1 y la CP2 mediante las siguientes ecuaciones:

$$CP1 = 0.35.Z_{OD} + 0.22.Z_{NNO3} - [0.43(Z_{DBO5} + Z_{DQO} + Z_{NTK}) + 0.38.Z_{CE} + 0.28.Z_{pH} + 0.22.Z_{PT}]$$

$$CP2 = 0.67.Z_{PT} + 0.57.Z_{NNO3} + 0.19.Z_{DBO5} + 0.16.Z_{DQO} - [0.30.Z_{pH} + 0.26.Z_{CE}]$$

Los parámetros que contribuyen con el mayor peso en la CP1 son DBO₅, DQO y NTK, e incluye un balance entre el OD y N-NO₃⁻, y la suma de DBO₅, DQO y NTK más CE, y en menor medida pH y PT. En la CP2 se obtuvo un balance entre la sumatoria del PT, el N-NO₃⁻ y la DBO₅ y DQO, en contraposición con pH y CE. Los valores de las Z son los datos normalizados por la media y el desvío estándar de cada variable estadística.

En la Figura 5 se presenta el ACP donde el primer componente (CP1) se lleva el 60 % de la variabilidad de los datos, mientras que CP1 y CP2 conjuntamente reúnen el 73 % de la variabilidad total. En el cuadrante positivo tanto de la CP1 como de la CP2 se puede observar que los puntos

de muestreo de AN se encuentran agrupados, lo cual indica una alta homogeneidad entre los valores de los parámetros fisicoquímicos de esas muestras. Es así como en estas muestras extraídas en AN, en comparación con las demás, predominan las concentraciones más altas de OD, PT y $N-NO_3^-$ y los menores valores de CE. Por otra parte, las muestras de los puntos AC1 y AC2 presentan una mayor dispersión en el eje de la CP1; mientras que en las muestras de AC3, su dispersión se manifiesta a lo largo de la CP2. Puntualmente, las muestras de AC1 y de AC2 (muestreo de febrero) se hallaron en el eje negativo de la CP1, descritas por un valor muy bajo de OD, y valores altos de DQO y DBO. Respecto de la CP2, el parámetro que permitió diferenciar las muestras fue el NTK, hallándose en el eje negativo aquellas muestras que presentaron un mayor valor de este parámetro.

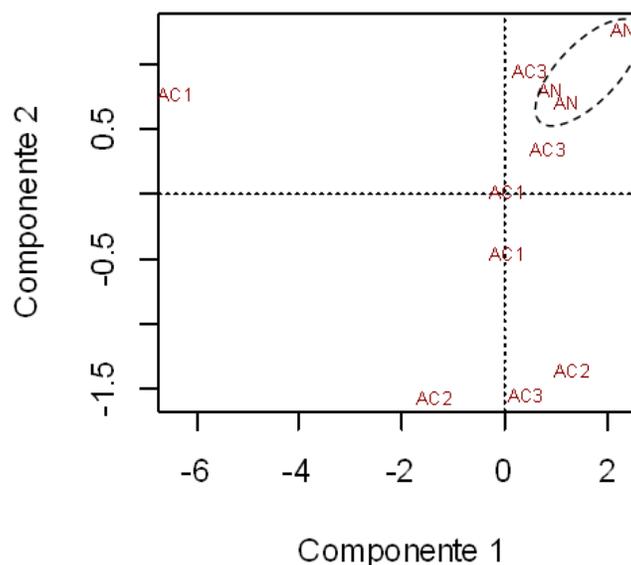


Figura 5. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos.

Discusión

El arroyo Cañuelas es uno de los tributarios principales de la Cuenca Matanza Riachuelo, considerada una de las más contaminadas de Argentina. Si bien su cauce atraviesa algunos sectores donde aún se conservan ambientes naturales, presenta un moderado nivel de contaminación debido a descargas de efluentes industriales y domésticos. Para garantizar la conservación de estos ambientes y prevenir un mayor deterioro futuro de la cuenca, este trabajo destaca la importancia de realizar una evaluación integrada de la calidad del agua que contemple los aspectos tóxicos en conjunto con los estudios tradicionales basados en la determinación de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos.

Durante el periodo de estudio se observó un mayor deterioro de la calidad de agua en el punto de muestreo río arriba del A. Cañuelas (AC1), caracterizado por un aumento tanto de DBO_5 , DQO, así como de NTK, en particular durante diciembre y febrero. El aumento de los valores de estos parámetros, junto con los altos valores de correlación hallados entre ellos,

da cuenta de una contaminación que se caracteriza por una alta concentración de materia orgánica nitrogenada y carbonada debido posiblemente a las descargas de efluentes de industrias lácteas y frigoríficos próximas al arroyo. Más aún, los valores de estos parámetros van disminuyendo a medida que discurre el arroyo, desde AC1 hasta el punto AC3, lo que indica un efecto de dilución.

Es importante subrayar que tanto la disminución de los valores absolutos de DBO_5 y DQO, como el índice de biodegradabilidad y el NTK dan información sobre una mayor tasa de remoción de la materia orgánica biodegradable respecto de otros tipos de compuestos presentes, lo que da cuenta de la capacidad de autodepuración del río. En esta transformación intervienen diferentes procesos fisicoquímicos, pero principalmente biológicos, tales como la actividad bacteriana heterotrófica que utiliza la materia orgánica como alimento y fuente de energía para su metabolismo y reproducción (Berman & Bronk, 2003). Así también, las plantas macrófitas contribuyen con la eliminación de nutrientes de la columna de agua, especialmente nitrógeno y fósforo (Dodkins *et al.*, 2012); la oxigenación del agua (Albertoni, Palma-Silva, Trindade, & Furlanetto, 2014), y la sedimentación (Cronin, Lewis Jr., & Schiehser, 2006).

Por otra parte, durante el periodo de muestreo localizado en el A. Navarrete (punto AN) se obtuvieron altas concentraciones de oxígeno y bajos niveles de DBO_5 , DQO y NTK, cumpliendo con los niveles guía de la ACUMAR para Protección de biota, lo que indica una aparente mejor calidad del agua en comparación con el A. Cañuelas. Estas diferencias en

cuanto a la composición fisicoquímica de las aguas del A. Cañuelas y del A. Navarrete se han confirmado mediante el análisis de componentes principales, donde las muestras del sitio AN presentaron un comportamiento homogéneo, mientras que los puntos restantes obtuvieron valores muy dispersos entre las CP1 y CP2.

En este punto de muestreo se verifica un balance para el OD con valores que tienden a producir una CP1 positiva; y valores de PT y/o N-NO_3^- superiores a su respectiva media, lo que produce una CP2 positiva. Para los restantes puntos de muestreo se obtuvieron valores muy dispersos entre las CP1 y CP2.

Cabe señalar que si bien todas las muestras analizadas presentaron valores de PT por encima del nivel guía establecido por ACUMAR, estos ambientes acuáticos de la región pampeana presentan naturalmente altas concentraciones de nutrientes, tal como lo describe el trabajo de Messetta, Hegoburu, Casas-Ruiz, Butturini y Feijoó (2017). Considerando los datos históricos de muestreos realizados por la ACUMAR, que incluyen determinaciones desde 2008, se observó que los valores obtenidos para todos los parámetros analizados se encuentran dentro del intervalo de variación, que además reflejaría las descargas periódicas de efluentes de las industrias locales que dan cuenta de episodios de contaminación recurrentes.

Respecto a los bioensayos con el alga *P. subcapitata*, se observó un marcado efecto de inhibición de su crecimiento en el punto AC1 durante diciembre y febrero. Dicha respuesta fitotóxica se atenuó

siguiendo el cauce del río simultáneamente con la modificación en los parámetros fisicoquímicos, lo cual sugiere un efecto de dilución de los agentes causantes de la toxicidad. El efecto tóxico podría estar relacionado, en parte, con la presencia de compuestos nitrogenados o de otros compuestos asociados, dada la correlación negativa del crecimiento algal con NTK, parámetro que mide en forma conjunta tanto compuestos orgánicos nitrogenados como amoniacales. De la totalidad de compuestos amoniacales, el NH_3 presenta niveles de toxicidad más altos para los organismos acuáticos que el NH_4^+ . Las concentraciones relativas de NH_4^+ y de NH_3 al ser dependientes del pH y de la temperatura del agua, y a valores mayores de ambos parámetros, la concentración de NH_3 tiende a aumentar y la de NH_4^+ a disminuir (Camargo & Alonso, 2006; Collos & Harrison, 2014). Considerando el pH alcalino de las muestras y la temperatura del agua, es posible que la toxicidad exhibida provenga de compuestos amoniacales.

Por otra parte, en el resto de las muestras analizadas se observó un efecto de sobreestimulación del crecimiento que podría deberse a altas concentraciones de nutrientes. El efecto de sobreestimulación también ha sido observado por otros autores como Olguín *et al.* (2004) y Salibián (2006) en algas expuestas a muestras de aguas del río Reconquista, el cual se encuentra en la misma región pampeana que el A. Cañuelas.

En el caso del bioensayo con *L. sativa*, las respuestas en la raíz y en el tallo mostraron resultados diferentes. En todas las muestras analizadas, la elongación del tallo presentó una sobreestimulación del crecimiento con respecto al control. Contrariamente, la raíz mostró

respuestas tanto de sobreestimulación como de inhibición de la elongación dependiendo de las variaciones fisicoquímicas presentes en las muestras a las que fueron expuestas. Otros autores han descrito la sobreestimulación en la elongación de la raíz y del tallo de *L. sativa* como respuesta a altas concentraciones de nutrientes tanto de origen natural como antrópico, como los trabajos de Bohórquez-Echeverry y Campos-Pinilla (2007), y Solano-Padilla (2007) en muestras de agua extraídas del río Bogotá y en aguas residuales utilizadas para de la producción de cultivos en la sabana de Bogotá, Colombia. En efecto, la correlación significativa de la elongación de la raíz con la concentración de N-NO_3^- confirma que este elemento es uno de los nutrientes limitantes del crecimiento de la planta ($r = 0.793$).

En el mes de febrero, en coincidencia con los resultados obtenidos para *P. subcapitata*, la raíz y el tallo de *L. sativa* presentaron los menores crecimientos en AC1, los cuales fueron aumentando de modo paulatino conforme el avance del arroyo. La toxicidad observada en las raíces en estas muestras podría deberse a los altos niveles de salinidad, que producirían un cambio en la presión osmótica, tal como fue observado por diversos autores (Young *et al.*, 2012; Aguiar, Andrade-Vieira, & De Olivera-David, 2016), y eso puede sustentarse en la correlación negativa obtenida entre los parámetros biológicos y la CE. Así también, tal como se describió en algas, la presencia de compuestos amoniacales sugerido por los altos niveles de NTK, podría estar asociada con efectos fitotóxicos en estudios con *L. sativa*, tal como lo sugieren Rodríguez-Romero *et al.*

(2014), al emplear este organismo para el análisis de aguas superficiales expuestas a vuelco de aguas residuales en el río Chalma en México.

En términos generales, los resultados obtenidos mostraron una mayor sensibilidad de la raíz como indicador de fitotoxicidad respecto a la elongación del tallo en concordancia con lo descrito por otras fuentes (Wang, 1991; Campagna-Fernandes, Marin, & Penha, 2016; Priac *et al.*, 2017). Esta mayor sensibilidad de la raíz se explica por su rol principal en los procesos de absorción y, por ende, su estrecho contacto con los contaminantes del medio (González Pérez *et al.*, 2012). Por otro lado, la sobreestimulación del tallo observada a lo largo de este trabajo, si bien podría no ser considerado tóxico *per se*, sí podría alertar sobre un aumento de la productividad (proceso de eutrofización) que conlleva un posible deterioro de la calidad del agua (Camargo & Alonso, 2007; Rodríguez-Romero *et al.*, 2014).

La respuesta de *C. elegans* mostró variaciones durante el periodo de estudio, observándose la mayor inhibición del crecimiento en los meses de noviembre y diciembre, en particular en el punto de muestreo AN, el cual presentó una aparente mejor calidad fisicoquímica con respecto a los niveles guía establecidos por la ACUMAR para protección de biota. Si bien sólo se halló una correlación débil con la CE, la falta de correlación con los restantes parámetros fisicoquímicos analizados indicaría que el efecto levemente tóxico observado podría deberse a la presencia de compuestos no determinados en este trabajo. Como parte de los resultados de este trabajo, la falta de correlación del nematodo con la concentración de nutrientes permite proponer a este modelo como apto para cuantificar

efectos tóxicos en aguas mesotróficas o eutróficas, ofreciendo una ventaja en comparación con los bioensayos que emplean organismos fotosintéticos donde el efecto de los nutrientes puede solapar los tóxicos. En virtud de sus múltiples ventajas, este modelo está ganando apoyo e interés internacional para su aplicación en estudios de ambientes acuáticos (Leung *et al.*, 2008; Haegerbaeumer *et al.*, 2016; Clavijo *et al.*, 2016). No obstante, en este trabajo se refuerza la postura de emplear distintos bioensayos que presentan diversas sensibilidades a los compuestos en muestras ambientales, de manera que en conjunto permiten ponderar los efectos tóxicos (Ferrari, 2015).

Los resultados en este trabajo muestran que el agua recolectada de los sitios de los arroyos Cañuelas y Navarrete influyeron de manera disímil en las respuestas tóxicas de los organismos considerados como sensores, indicando composiciones químicas diferentes con altos niveles de contaminación orgánica en los puntos AC1 y AC2 en los meses de diciembre y febrero con efectos fitotóxicos tanto en *P. subcapitata* como en la raíz de *L. sativa*. Por otro parte, como ya se señaló, *C. elegans* mostró mayor sensibilidad a las muestras del punto AN, posiblemente debido a la presencia de compuestos no determinados en este trabajo. Las diferentes respuestas obtenidas mediante el uso de los tres bioensayos permitieron hacer una caracterización toxicológica que en conjunto con la información fisicoquímica generó una evaluación integral de la calidad del agua de los arroyos. Si bien el organismo de gestión de cuenca y otros organismos gubernamentales de Argentina aún no incorporan ensayos toxicológicos en sus normativas, este trabajo

contribuye con la tendencia internacional de incorporarlos como herramienta útil en el análisis de calidad de agua.

Conclusiones

La aplicación de los bioensayos toxicológicos permitió ampliar la información sobre la calidad del agua de los arroyos estudiados. El A. Cañuelas presentó eventos de contaminación por materia orgánica biodegradable río arriba y altas concentraciones de nutrientes que podrían dar cuenta de la respuesta de sobreestimulación en *L. sativa* y *P. subcapitata*. Si bien este efecto no descarta la presencia de compuestos tóxicos, sí podría reflejar un aumento en la productividad biológica que conlleva a procesos de eutroficación, deteriorando la calidad del agua. Por otra parte, al analizar el arroyo Navarrete, *C. elegans* permitió observar un efecto inhibitorio en su crecimiento, lo cual indica la presencia de tóxicos en las muestras analizadas, a pesar de cumplir con los niveles guía propuestos por los entes de control. Los organismos utilizados para este estudio mostraron diferentes niveles de toxicidad y sensibilidad a las muestras ambientales, aportando información relevante respecto de la presencia de compuestos tóxicos. Dada la presente diversidad en las

respuestas biológicas, es que se propone la complementariedad de los bioensayos como una herramienta útil para evaluar el impacto de la contaminación en los cuerpos de agua. Estos resultados constituyen un antecedente más para considerar la inclusión de los bioensayos en futuros planes de gestión de los recursos hídricos de la cuenca del arroyo Cañuelas y de otras cuencas nacionales e internacionales.

Referencias

- ACUMAR, Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo. (2016). *Establecimientos de seguimiento particular por su relevancia ambiental*. Recuperado de <http://old.acumar.gob.ar/pagina/3475/seguimiento%20particular>. 11/10/2016
- ACUMAR, Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo. (2017). *Resolución N° 46/17. Límites Admisibles de Vertido de Efluentes Líquidos, Usos y Objetivos de Calidad de Agua y Declaración de Agente Contaminante*. Recuperado de <http://www.acumar.gob.ar>
- ACUMAR, Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo. (2018). *Base de datos hidrográfica*. Recuperado de <http://www.bdh.acumar.gov.ar/bdh>.
- Abdalla, K. Z., & Hammam, G. (2014). Correlation between biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand for various wastewater treatment plants in Egypt to obtain the biodegradability indices. *International Journal of Sciences: Basic and Applied Research*, 13(1), 42-48.

- Aguiar, L. L., Andrade-Vieira, L. F., & De Olivera-David, J. A. (2016). Evaluation of the toxic potential of coffee wastewater on seeds, roots and meristematic cells of *Lactuca sativa* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 133, 366-372.
- Albertoni, E. F., Palma-Silva, C., Trindade, C. R. T., & Furlanetto, L. M. (2014). Field evidence of the influence of aquatic macrophytes on water quality in a shallow eutrophic lake over a 13-year period. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26(2), 176-185.
- APHA, American Public Health Association. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (22nd ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association.
- Arias, T. L., Peralta, V. F., De Diana, D. M. F., Delgado, E. G., Márquez, F. S. A., Martínez, M. D. B., & Bareiro, C. G. M. (2016). Índices de calidad ambiental de aguas del arroyo Caañabe mediante tests microbiológicos y ecotoxicológico. *Revista Ambiente y Agua*, 11(3), 548-565.
- Bagur-González, M. G., Estepa-Molina, C., Martín-Peinado, F., & Morales-Ruano, S. (2011). Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal (loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *Journal of Soils and Sediments*, 11(2), 281-289.
- Bakker, K., & Cook, C. (2011). Water governance in Canada: Innovation in the context of fragmentation. *International Journal of Water Resources Development*, 27(2), 275-289.

- Barceló, D., & López, M. J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. *Memorias. Jornadas de presentación de resultados: el estado ecológico de las masas de agua. Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas*. Sevilla, España. Recuperado de http://www.fnca.eu/phocadownload/P.CIENTIFICO/inf_contaminacion.pdf.
- Berman, T., & Bronk, D. A. (2003). Dissolved organic nitrogen: A dynamic participant in aquatic ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology*, 31(3), 279-305.
- Berros, M. V. (2012). Relatos sobre el río, el derecho de la Cuenca Matanza Riachuelo. *Revista de Derecho Ambiental*, 1(1), 111-163.
- Bohórquez-Echeverry, P., & Campos-Pinilla, C. (2007). Evaluación de *Lactuca sativa* y *Selenastrum capricornutum* como indicadores de toxicidad en aguas. *University Science*, 12(2), 83-98.
- Boudou, A., & Ribeyre, F. (1997). Aquatic ecotoxicology: From the ecosystem to the cellular and molecular levels. *Environmental Health Perspectives*, 105(1), 21-35.
- Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32(6), 831-849.
- Camargo, J. A., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas

medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2), 1-13.

Campagna-Fernandes, A. F., Marin, E. B., & Penha, T. H. F. L. (2016). Application of root growth endpoint in toxicity tests with lettuce (*Lactuca sativa*). *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 11(1), 27-32.

Casal, L. (2004). *Turismo rural en Cañuelas: análisis del potencial de una nueva alternativa económica para la zona de abasto sur* (tesis de Licenciatura en Economía Agraria). Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. Recuperado de <http://www.agro.uba.ar>

Castillo-Morales, G. (2004). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Clavijo, A., Kronberg, M. F., Rossen, A., Moya, A., Calvo, D., Salatino, S. E., Pagano, E. A., Morábito, J. A., & Munarriz, E. R. (2016). The nematode *Caenorhabditis elegans* as an integrated toxicological tool to assess water quality and pollution. *Science of the Total Environment*, 569-570, 252-261.

Clavijo, A., Rossen, A., Calvo, D., Kronberg, M. F., Moya, A., Pagano, E. A., & Munarriz, E. R. (2017). Water quality and toxicological impact assessment using the nematode *Caenorhabditis elegans* bioassay in

- a long-term intensive agricultural area. *Water, Air and Soil Pollution*, 228(9), 333.
- Collos, Y., & Harrison, P. J. (2014). Acclimation and toxicity of high ammonium concentrations to unicellular algae. *Marine Pollution Bulletin*, 80(1-2), 8-23.
- Connon, R. E., Geist, J., & Werner, I. (2012). Effect-based tools for monitoring and predicting the ecotoxicological effects of chemicals in the aquatic environment. *Sensors*, 12(9), 12741-12771.
- Cronin, G., Lewis Jr., W. M., & Schiehser, M. A. (2006). Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. *Aquatic Botany*, 85(1), 37-43.
- Dodkins, I., Aguiar, F., Rivaes, R., Albuquerque, A., Rodríguez-González, P., & Ferreira, M. T. (2012). Measuring ecological change of aquatic macrophytes in Mediterranean rivers. *Limnologica: Ecology and Management of Inland Waters*, 42(2), 95-107.
- Doke, S. K., & Dhawale, S. C. (2015). Alternatives to animal testing: A review. *Saudi Pharmaceutical Journal*, 23(3), 223-229.
- Environment Canada. (2007). *EPS 1/RM/25. Biological Test Method: Growth Inhibition Test Using a Freshwater Alga. Manual*. Ontario, Canada: Environment Canada.
- EPA, Environmental Protection Agency. (1992). *EPA Method 9200: Nitrate. Rev 1. Test Methods for Evaluating Solid Waste*,

- Physical/Chemical Methods, SW-846*. Manual. Washington, DC, USA: Environmental Protection Agency.
- EPA, Environmental Protection Agency. (2002). *EPA Method 1003.0: Green Alga, Selenastrum capricornutum, Growth Test, Chronic Test*. United States Environmental Protection Agency. Manual. Washington, DC, USA: Environmental Protection Agency.
- Faggi, A., & Breuste, J. (2014). *La cuenca Matanza-Riachuelo: una mirada ambiental para recuperar sus riberas*. Buenos Aires, Argentina: Editorial Universidad de Flores.
- Ferrari, L. (2015). La ecotoxicología aplicada a la evaluación de la contaminación de los ríos: el caso del río Reconquista. *Ciencia e Investigación*, 65(2), 17-35.
- Fire, A. (2007). Gene silencing by double-stranded RNA. *Cell Death and Differentiation*, 14, 6966-6984.
- Franklin, N. M., Stauber, J. L., & Lim, R. P. (2001). Development of flow cytometry-based algal bioassays for assessing toxicity of copper in natural waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(1), 160-170.
- González, F. (2012). Cañuelas: metropolización y disputas por los usos del suelo. *Memorias. VII Jornadas de Sociología de la UNLP. 5-7 de diciembre de 2012*, La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- González-Pérez, Y., Marcos-Albear, E., Pérez-Garrido, N., Marín-Sánchez, D., & Argota-Pérez, G. (2012). Aplicación de un bioensayo

- ecotoxicológico en la evaluación de una mezcla compleja ambiental. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 12(1), 839-845.
- Haegerbaeumer, A., Höss, S., Ristau, K., Claus, E., Möhlenkamp, C., Heininger, P., & Traunspurger, W. (2016). A comparative approach using ecotoxicological methods from single-species bioassays to model ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(12), 2987-2997.
- Hitchcock, D. R., Black, M. C., & Williams, P. L. (1997). Investigations into using the nematode *Caenorhabditis elegans* for municipal and industrial wastewater toxicity testing. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33(3), 252-260.
- Höss, S., Ahlf, W., Bergtold, M., Bluebaum-Gronau, E., Brinke, M., Donnevert, G., Menzel, R., Möhlenkamp, C., Ratte, H., Traunspurger, W., von Danwitz, B., & Pluta, H. (2012). Interlaboratory comparison of a standardized toxicity test using the nematode *Caenorhabditis elegans* (ISO 10872). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(7), 1525-1535.
- Höss, S., Menzel, R., Gessler, F., Nguyen, H. T., Jehle, J., & Traunspurger, W. (2013). Effects of insecticidal crystal proteins (Cry proteins) produced by genetically modified maize (Bt maize) on the nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Pollution*, 178, 147-151.
- Hunter, D. C., & Burritt, D. J. (2002). Improved adventitious shoot production from cotyledon explants of lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Scientia Horticulturae*, 95(4), 269-276.

- ISO, International Organization for Standardization. (2010). *ISO 10872: 2010. Water Quality - Determination of the toxic effect of sediment and soil samples on growth, fertility and reproduction of *Caenorhabditis elegans* (Nematoda)*. International Organization for Standardization. Recuperado de <https://www.iso.org/standard/46253.html>.
- Iqbal, M. (2016). *Vicia faba* bioassay for environmental toxicity monitoring: A review. *Chemosphere*, 144, 785-802.
- Khanna, N., Cressman, C. P., Tatara, C. P., & Williams, P. L. (1997). Tolerance of the nematode *Caenorhabditis elegans* to pH, salinity, and hardness in aquatic media. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 32(1), 110-114.
- Kim, E., Jun, Y. R., Jo, H. J., Shim, S. B., & Jung, J. (2008). Toxicity identification in metal plating effluent: Implications in establishing effluent discharge limits using bioassays in Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6-12), 637-644.
- Leung, M., Williams, P., Benedetto, A., Au, C., Helmcke, K., Aschner, M., & Meyer, J. (2008). *Caenorhabditis elegans*: An emerging model in biomedical and environmental toxicology. *Toxicological Sciences*, 106(1), 5-28.
- Lewis, J. A., & Fleming, J. T. (1995). Basic culture methods. In: Epstein, H. F., & Shakes, D. C. (eds.). *Methods in cell biology. Caenorhabditis elegans, modern biological analysis of an organism* (pp. 4-27). San Diego, USA: Academic Press.

- Maltby, L., Arnold, D., Arts, G., Davies, J., Heimbach, F., Pickl, C., & Poulsen, V. (2010). *Aquatic macrophyte risk assessment for pesticides*. Boca Raton, USA: CRC Press-SETAC Press.
- Mendoza-Cantú, A., Ramírez-Romero, P., & Pica-Granados, Y. (2007). Environmental legislation and aquatic ecotoxicology in Mexico: Past, present and future scenarios. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 42(10), 1343-1348.
- Messetta, M. L., Hegoburu, C., Casas-Ruiz, J. P., Butturini, A., & Feijoó, C. (2017). Characterization and qualitative changes in DOM chemical characteristics related to hydrologic conditions in a Pampean stream. *Hydrobiologia*, 803, 1-17.
- Mkandawire, M., Teixeira-da-Silva, J. A., & Dudel, E. G. (2014). The *Lemna* bioassay: Contemporary issues as the most standardized plant bioassay for aquatic ecotoxicology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(2), 154-197.
- Moreira-Santos, M., Soares, A. M. V. M., & Ribeiro, R. (2004). An *in situ* bioassay for freshwater environments with the microalga *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59(2), 164-173.
- OECD, Organization for Economic Cooperation and Development. (2006). *OECD Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test*. OECD Publishing, Paris.

- OECD, Organization for Economic Cooperation and Development. (2011). *OECD Test No. 201: Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test*. Paris, France: OECD Publishing.
- Olguín, H. F., Puig, A., Loez, C. R., Salibián, A., Topalián, M. L., Castañé, P. M., & Rovedatti, M. G. (2004). An integration of water physicochemistry, algal bioassays, phytoplankton and zooplankton for ecotoxicological assessment in highly polluted lowland River. *Water, Air and Soil Pollution*, 155, 355-381.
- Palma, P., Alvarenga, P., Palma, V., Matos, C., Fernandes, R. M., Soares, A., & Barbosa, I. R. (2010). Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: A case study of the Alqueva Reservoir (Portugal). *Environmental Science and Pollution Research*, 17(3), 703-716.
- Priac, A., Badot, P. M., & Crini, G. (2017). Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: Focus on germination and root elongation test parameters. *Comptes Rendus Biologies*, 340(3), 188-194.
- R Core Team. (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <http://www.r-project.org/>
- Rodríguez-Romero, A. J., Robles-Salazar, C. A, Ruíz-Picos, R. A., López, E., Sedeño-Díaz, J. E., & Rodríguez-Dorantes, A. (2014). Índices de germinación y elongación radical de *Lactuca sativa* en el

- biomonitoreo de la calidad del agua del río Chalma. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(3), 307-316.
- Salibián, A. (2006). Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista river of Argentina. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 185, 35-65.
- Samudro, G., & Mangkoedihardjo, S. (2010). Review on BOD, COD and BOD/COD ratio: A triangle zone for toxic, biodegradable and stable levels. *International Journal of Academic Research*, 2, 235-239.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9, 671-675.
- Sobrero, M. C., & Ronco, A. (2004). Capítulo 4. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. En: Castillo, G. (ed.). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones* (pp. 71-79). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Solano-Padilla, A. (2007). *Ensayo de toxicidad aguda al efluente de la PTAR del Municipio de Chía mediante la utilización de semillas de Lactuca sativa L y propuesta para su utilización como agua de riego para hortalizas* (tesis de licenciatura). Facultad de ingeniería Ambiental y Sanitaria, Universidad de la Salle, Bogotá, Venezuela.
- Stevenson, J. (2014). Ecological assessments with algae: A review and synthesis. *Journal of Phycology*, 50(3), 437-461.

- Strobl, R. O., & Robillard, P. D. (2008). Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. *Journal of Environmental Management*, 87(4), 639-648.
- Teodorović, I. (2009). Ecotoxicological research and related legislation in Serbia. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(1), 123-129.
- Young, B. J., Riera, N. I., Beily, M. E., Bres, P. A., Crespo, D. C., & Ronco, A. E. (2012). Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76(2), 182-186.
- Wang, W. (1991). Literature review on higher plants for toxicity testing. *Water, Air and Soil Pollution*, 59, 381-400.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-01-08

Artículos

Productividad industrial del agua en México: análisis de eficiencia para ocho sectores

Industrial water productivity in Mexico: Efficiency analysis for eight sectors

Hilda R. Guerrero-García-Rojas¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4226-8027>

Diego García-Vega², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2267-8491>

Luis Seguí-Amórtegui³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2470-2456>

¹Facultad de Economía, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México, hilda.guerrero@umich.mx

²Facultad de Economía, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México, diego.garcia@umich.mx

³Facultad de Empresa y Comunicación, Universidad Internacional de la Rioja, España, luisalberto.segui@unir.net

Autora para correspondencia: Hilda R. Guerrero-García-Rojas,
hilda.guerrero@umich.mx

Resumen

Se presenta un análisis de eficiencia sobre el uso y aprovechamiento de los recursos hídricos por parte de los principales sectores industriales que mayor volumen consumen en México en sus procesos de producción. Dicho análisis fue elaborado a nivel nacional para cada uno de los ocho sectores industriales seleccionados. Previo al análisis de eficiencia hídrica, se contextualizan y se describen algunas características y particularidades sobre los recursos hídricos, así como los principales rasgos de la industria. El procedimiento metodológico de la investigación fue de tipo descriptivo y deductivo, basado en fuentes oficiales de México. Entre algunas de las conclusiones se pueden mencionar: 1) el acceso limitado y disperso a las fuentes oficiales de información en materia de uso y aprovechamiento del agua en la industria; 2) las estimaciones de eficiencia hídrica muestran cierta heterogeneidad y mayor dominio de los volúmenes de agua por parte de algunos sectores industriales, sobre otros de menor relevancia; 3) la eficiencia hídrica estuvo basada en la relación costo-producción; 4) el aprovechamiento hídrico industrial es geográficamente heterogéneo y disperso, ya que la mayoría de las industrias se localizan en las zonas del centro y norte del país, donde paradójicamente existen menores niveles de disponibilidad hídrica, contrario a las zonas del sur y sureste del territorio mexicano, donde la disponibilidad hídrica es abundante y, en contraste, existe menor dinamismo económico, y 5) los resultados de eficiencia hídrica son estimaciones aproximadas debido a la complejidad de los datos y los filtros que se tuvieron que realizar durante la investigación.

Palabras clave: eficiencia hídrica, industria mexicana, agua y recursos hídricos, sustentabilidad.

Abstract

An efficiency analysis is presented on the use and exploitation of water resources by the main industrial sectors, which consume the greatest volume in Mexico in their production processes. This analysis was carried out at the national level for each of the eight selected industrial sectors. Prior to the analysis of water efficiency, some characteristics and particularities of water resources are contextualized and described, as well as the main features of the industry. The methodological procedure of the investigation was descriptive and deductive, based on official sources in Mexico. Some of the conclusions include: 1) limited and scattered access to official sources of information on the use and exploitation of water in industry; 2) estimates of water efficiency show some heterogeneity and greater mastery of volumes of water by some industrial sectors, on others of lesser relevance; 3) water efficiency was based on the cost-production relationship; 4) industrial water use is geographically heterogeneous and dispersed, since most industries are located in the central and northern areas of the country, where paradoxically there are lower levels of water availability, contrary to the southern and southeastern areas of Mexican territory, where water availability is abundant and, paradoxically, there is less economic dynamism, and 5) the water efficiency results are rough estimates, due

to the complexity of the data and the filters that you they saw what to do during the investigation.

Keywords: Water efficiency, mexican industry, water and water resources, sustainability.

Recibido: 13/11/2019

Aceptado: 21/06/2020

Introducción

El actual desafío de lograr un modelo de desarrollo plenamente inclusivo y ambientalmente sustentable nos obliga a examinar en profundidad los estilos de desarrollo a la luz de la realidad del siglo XXI. En este nuevo escenario coexisten una creciente desigualdad, y cada vez mayores presiones sobre el medio ambiente y los recursos naturales, con el surgimiento de nuevos polos y poderes económicos, la expansión de las nuevas tecnologías, una rápida urbanización y la mayor importancia de los espacios regionales de integración, entre otros cambios (CEPAL, 2015). De cara a este escenario y con miras a perfilar un mejor futuro

para todos, se necesitan políticas y acciones fundamentadas en la visión holística que implica el desarrollo sustentable.

El agua es esencial para la vida. La gestión sustentable de nuestros escasos recursos de agua dulce es clave para mantener un medio ambiente sano y asegurar el bienestar humano a largo plazo (Tunza, 2010). Aunque la disponibilidad de agua dulce es crítica, determinada por patrones de precipitación, las demandas de los distintos sectores han venido aumentando continuamente desde el siglo pasado en todo el mundo, y se prevé que sigan creciendo en las próximas décadas (Seguí, García, & Guerrero, 2016).

Según datos del IMTA (2017), durante las últimas décadas, la incesante demanda por recursos hídricos y su mal uso han incrementado la contaminación y agravado el estrés hídrico en muchas partes del mundo, con graves consecuencias para la salud pública, la sostenibilidad ambiental, el desarrollo económico, y la seguridad alimentaria y energética, con lo que el agua a menudo se ha convertido en un factor limitante, en lugar de un facilitador del bienestar social, ambiental y económico. Sin embargo, esta crisis mundial del agua es principalmente de gobernanza más que de disponibilidad.

El escenario actual es preocupante, ya que el impacto del cambio climático sobre los recursos hídricos se enmarca en el contexto de una creciente demanda de agua tanto para las actividades económicas como para la población, lo que intensificará las presiones sobre esos recursos (UN-Water, 2014). Ello se ejemplifica con la evolución acelerada en la demanda de agua destinada al consumo humano.

Además de satisfacer necesidades humanas básicas, el agua contribuye al desarrollo sustentable en otras formas importantes. Es una de las principales fuentes de energía en algunas partes del mundo, mientras que en otras su potencial como fuente de energía todavía no se está aprovechando al máximo. El agua es necesaria también para la agricultura y para muchos procesos industriales y, en algunos países, forma parte integrante de los sistemas de transporte (UN-Water, 2017).

En el mejor de los casos, se han implementado acciones de uso eficiente y manejo integrado del agua al incorporar tecnologías modernas y nuevas formas de administración que no necesariamente han resuelto los problemas. Una medida para incrementar la oferta de agua son los trasvases, que permiten exportar o importar agua de una cuenca a otra, o de un país a otro, pero cada día son más objetados, tanto en México como en el mundo, por los impactos ecológicos, económicos, sociales y políticos que provocan, aun cuando existan tratados internacionales o convenios nacionales o regionales (IMTA, 2017: 5).

Urge, pues, una nueva manera de pensar sobre los problemas del agua y sus soluciones. Repensar los problemas del agua significa enfrentar los desafíos que nos impone el futuro a partir de dos nuevos paradigmas: el de la *complejidad* y el de la *incertidumbre*. El primero nos plantea el hecho incontrovertible de que los problemas en torno a los usos del agua serán cada día más complejos (Galindo, Samaniego, Alatorre, & Carbonell, 2014).

México recibe alrededor de 1 489 mil millones de metros cúbicos al año de agua en forma de precipitación, de los cuales el 67 % cae entre

los meses de junio y septiembre, sobre todo en la región sur-sureste, donde se recibe 49.6 % de la lluvia. De este total, 73 % se evapotranspira y regresa a la atmósfera; 22 % escurre por los ríos o arroyos, y 6 % se infiltra al subsuelo de forma natural y recarga los acuíferos. Tomando en cuenta las exportaciones e importaciones de agua con los países vecinos, México tiene 471.5 mil millones de metros cúbicos de agua dulce renovable por año y está considerado como un país con baja disponibilidad de agua (Conagua, 2018). México tiene un 0.1 % del total de agua dulce disponible a nivel mundial, lo que determina que un porcentaje importante del territorio esté catalogado como zona semidesértica.

El crecimiento poblacional y económico han ejercido mayor presión sobre los recursos hídricos en México, al punto de que el volumen demandado de agua siempre es mayor que el volumen suministrado, lo que obliga a decidir a quién dejar sin este recurso, generando problemas distributivos y conflicto social (García & Guerrero, 2018a). La competencia entre los sectores industrial, urbano y agrícola por este recurso es ya causa de conflictos a diferentes escalas y en diferentes intensidades, presentándose tanto entre los sectores privados y públicos. En un intento por controlar el uso del agua y de evitar los conflictos, el marco institucional ha ido cambiando, sin conseguir del todo una reforma acorde con el nivel del problema.

Si bien en algunas regiones del país el agua es suficiente para satisfacer las demandas sin conflicto de por medio, en dos tercios del territorio, es decir, zona centro y norte, donde, por cierto, ocurre el mayor

desarrollo económico y la concentración demográfica más importante, existe una gran presión sobre el vital líquido, de por sí escaso, al encontrarse comprometido para usos previamente establecidos (Conagua, 2018).

De modo que, para comprender la escasez de agua en cualquier país, es fundamental contabilizar y analizar con rigurosidad los montos de agua destinados para cada uso: consumo humano, urbano y rural; agricultura; agroindustria; industria, etcétera. García y Guerrero (2018b) comentan, en ese sentido, al hablar de la cantidad y el uso que se le da al recurso hídrico en la industria mexicana, que es indispensable considerar diversos factores, como precio, disponibilidad, calidad y demanda, entre otros, como referentes para el análisis.

En general, la situación actual por la que pasan los recursos hídricos en México son consecuencia de un uso y aprovechamiento ineficiente; de una dirección gubernamental meramente ingenieril; de una laxa aplicación jurídica; una productividad decreciente del recurso; crecientes costos ambientales y financieros derivados de la extracción, distribución, tratamiento, y la existencia de estructuras tarifarias que no permiten una aproximación a la recuperación de los costos económicos, sociales y ambientales. Por lo tanto, resulta de gran importancia articular un modelo de gestión de recursos hídricos cada vez más eficiente y flexible, acorde con su entorno, sin limitar el desarrollo económico y social del país.

En este contexto, el objetivo principal radicó en estimar la eficiencia, en términos de aprovechamiento hídrico, de los ocho principales sectores industriales en México para sus procesos de producción. Es decir, la

eficiencia hídrica, que aquí entenderemos como la cantidad menor de agua posible requerida para producir una unidad de cualquier bien o producto industrial, estuvo medida mediante la relación que hay entre el volumen concesionado de agua y la producción bruta total de cada sector. El análisis comparativo de los ocho sectores industriales se puede observar en la Tabla 4 de la sección de resultados.

Usos y aprovechamientos del agua en la industria mexicana

El agua es fundamental en los procesos industriales de producción, ya sea como vehículo energético, de transporte, disolvente, en operaciones de lavado, como disipador de calor, etcétera. Esto hace de la contaminación industrial la más diversa. No obstante, su impacto está más relacionado con las descargas de agua residual industrial que con la cantidad de agua que utilizan. De hecho, estas descargas generan 340 % más contaminación que las municipales (OCDE, 2015). Si a esto agregamos que hacia el año 2050, el sector industrial será el que más incrementará su demanda de agua, hasta 400 % más, en comparación con el 130 % del incremento para uso doméstico, se vuelve imprescindible considerar la contaminación, particularmente las descargas de aguas residuales

industriales, como aspecto prioritario en la gestión del agua, sobre todo en el marco del derecho humano al agua y al saneamiento, y a un medio ambiente sano.

El uso que se le da al agua en la industria es uno de los factores determinantes para comprender la crisis del vital e indispensable recurso para todo proceso de producción. Esto es así en tanto que los procesos productivos demandan porcentajes significativos del total de agua disponible. En el mundo se estima que un 22 % del agua se dedica a las actividades industriales.

En el año 2015, el uso agrícola del agua representó el 76.3 % del volumen total autorizado; del agua restante, el uso industrial, que considera la minería, la construcción y la manufactura, ocupó el 13 %, algo más de dos billones de litros. Además, la Comisión Nacional del Agua (Conagua) incluye el uso agroindustrial, de servicios y de comercio en un solo rubro denominado *industria autoabastecida*, que en los últimos diez años incrementó su demanda en 27 %, más del doble que cualquier otro uso (Conagua, 2018). El asunto es que en México las descargas comúnmente no se tratan; 70 % de los residuos industriales son vertidos sin ningún tratamiento y son las que más incumplen las normas oficiales.

México cuenta con un sistema de concesiones y asignaciones de agua superficial y subterránea regida por la Ley de Aguas Nacionales (LAN), donde la Conagua es la autoridad nacional en la materia. Sin embargo, los esfuerzos para administrar los recursos hídricos del país han sido insuficientes, en virtud de que no se han consolidado los mecanismos

e instrumentos para implementar eficazmente las políticas públicas en materia de agua.

En México, el agua tiene diversos usos en las actividades humanas; bien puede ser utilizada para subsistir como para la producción. El Registro Público de Derechos de Agua (REPDA) clasifica los usos del agua en 12 rubros. En términos agrupados estos doce rubros se clasifican de la siguiente manera: 1) agrícola; 2) abastecimiento público; 3) industria autoabastecida; 4) energía eléctrica e hidroeléctrica. Esta clasificación se puede observar en la Tabla 1. Además, se detallan los rubros a que pertenece cada uso agrupado, así como el empleo del agua consuntivo o no consuntivo.

Tabla 1. Clasificación agrupada de los usos del agua (Conagua, 2018).

Uso agrupado	Consuntivo/no consuntivo	Rubros de clasificación del REPDA
Agrícola	Consuntivo	Agrícola, acuicultura, pecuario, usos múltiples, otros usos
Abastecimiento público	Consuntivo	Doméstico, público urbano
Industria autoabastecida	Consuntivo	Agroindustrial, servicios, industrial, comercio

Energía eléctrica, excluyendo hidroelectricidad	Consuntivo	Industrial
Hidroeléctrico	No consuntivo	Hidroeléctricas

En México, de cada 100 litros de agua que se utiliza, 76 son para actividades agropecuarias; 14, para abastecer a la población; 5 para la industria autoabastecida (industrias que cuentan con abastecimientos propios e independientes del abastecimiento público); por último, 5 para la generación de energía eléctrica (ver Tabla 2 y Figura 1).

Tabla 2. Origen y utilización del agua según su uso (Conagua, 2018).

Tipo de uso	Uso del agua	Superficial	Subterránea
Uso agropecuario	76	50	26
Uso público	14	9	5
Uso industrial	5	3	2
Energía eléctrica	5	4	1
Unidades: litros de agua			

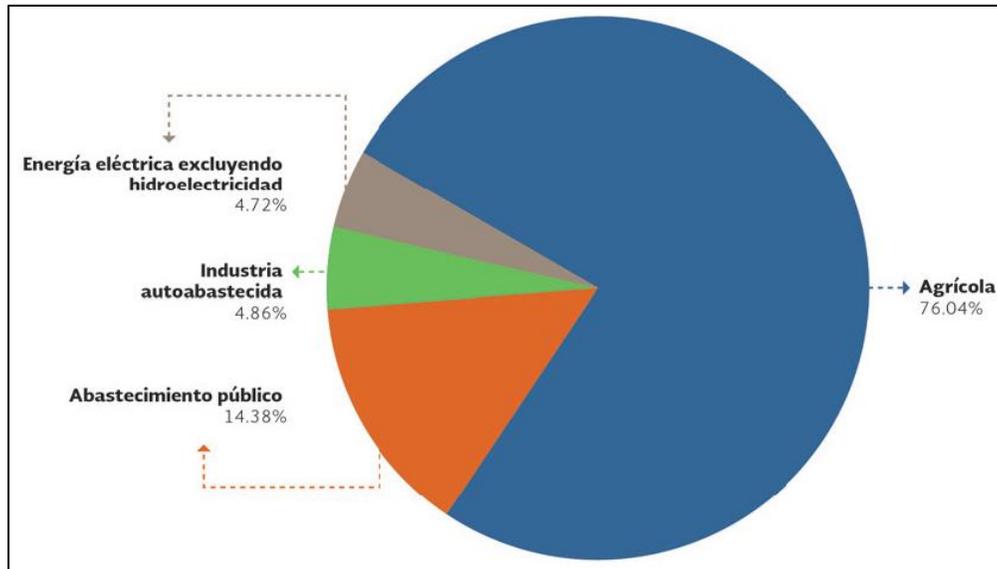


Figura 1. Origen y utilización del agua según su uso (Conagua, 2018).

La Figura 2 muestra la evolución del volumen concesionado para usos consuntivos del periodo 2008-2017. Como se observa, 60.9 % del agua utilizada para uso consuntivo proviene de fuentes superficiales (ríos, arroyos y lagos), mientras que el 39.1 % restante corresponde a fuentes subterráneas (acuíferos). Existen tanto incrementos como decrementos en los volúmenes concesionados a lo largo del tiempo. Respecto de 2008, año inicial de la figura, en el año 2017 el volumen de agua superficial concesionada es 6.0 % mayor, en tanto que la subterránea es 6.9 % mayor.

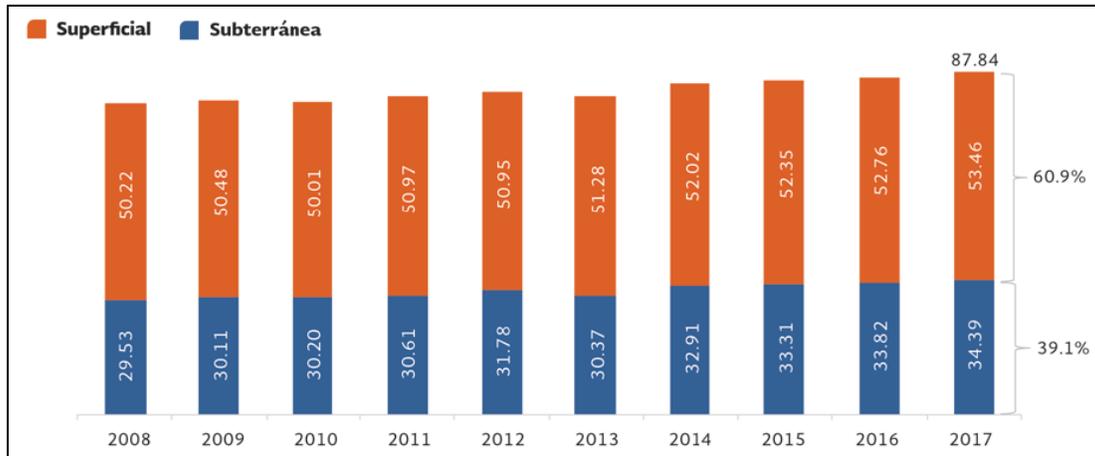


Figura 2. Volumen concesionado para usos consuntivos por tipo de fuente, 2008-2017 (miles de hm³) (Conagua, 2018).

La contaminación de los cuerpos de agua es producto de las descargas de aguas residuales sin tratamiento, ya sea de tipo doméstico, industrial, agrícola, pecuario o minero. A finales del año 2010, más de 70 % de los cuerpos de agua del país presentaba algún indicio de contaminación (Conagua, 2018). Las cuencas que destacan por sus altos índices de contaminación son Lerma-Santiago-Pacífico, Balsas y, sobre todas, la del Valle de México.

La sobreexplotación de los acuíferos ha ocasionado también el deterioro de la calidad del agua, en particular por intrusión salina y migración de agua fósil, la que, de manera natural, después de siglos, contiene sales y minerales nocivos para la salud humana, inducidas por los efectos del bombeo y por contaminación difusa producida en las ciudades y zonas agrícolas. Por otra parte, el monitoreo de la calidad de

los acuíferos es escaso y poco confiable (FCEA, 2017). Debido a las características propias del ciclo hidrológico, un río puede quedar limpio en un tiempo relativamente corto si la fuente de contaminación se suspende y si no queda atrapada una cantidad importante de contaminantes en el sedimento; sin embargo, cuando se contamina un acuífero, el problema puede durar decenas de años.

Algunas de las razones importantes respecto a las dificultades de conocer con certeza las dimensiones de la contaminación industrial en México son (FCEA, 2017): 1) del total de títulos de aprovechamiento para el uso público y la industria autoabastecida, en el REPGA, el 15 %, poco más de 30 mil títulos, no presenta información sobre el volumen concesionado; 2) por lo común, las industrias ubicadas en zonas urbanas vierten sus desechos al sistema de drenaje público, esto obliga a considerar el uso público y el de industria autoabastecida juntos y complica la identificación del volumen de contaminantes que genera en este sector; 3) el 7.3% del total del volumen concesionado para todos los usos está geográficamente mal referenciado, las coordenadas del registro están fuera de los límites continentales del país; 4) la falta de monitoreo y verificación han ocasionado que los registros estén desactualizados, omitiendo cambios de uso en las extracciones del agua, por ejemplo, en 2014, tres de cada diez litros que se extrajeron de zonas urbanas estaban clasificados como uso "agrícola"; esto es importante, pues si bien las tarifas difieren de una entidad a otra, el uso agrícola siempre tiene tarifa preferencial.

En cuanto a la descarga de aguas residuales, la industria genera por segundo 210.3 metros³, de los cuales únicamente se trata el 27 %. Para el año 2013 se contaba con 2 617 plantas para aguas residuales industriales, en contraste con 2 287 plantas destinadas para los centros de población. Si bien la industria autoabastecida sólo consume 4 % del agua total (3.5 km³ anuales), la contaminación que genera en demanda bioquímica de oxígeno es tres veces mayor que la que producen 100 millones de habitantes. En 2009, los giros industriales con mayores descargas contaminantes sumaban un volumen total de 176 m³/s. La actividad con mayor volumen de descarga es la acuicultura, con 68 m³/s (39 %); seguida por la industria azucarera con 46 m³/s; la petrolera, con 12 m³/s; los servicios, con 11 m³/s, y la química con 7 m³/s (Conagua, 2018). La industria azucarera es la que produce la mayor cantidad de materia orgánica contaminante, y la petrolera y química las que producen los contaminantes de mayor impacto ambiental. El sector industrial compite por el uso del agua con otros sectores productivos, en particular con el agrícola.

Un problema recurrente para las comunidades con casos de contaminación industrial es que el grado de cumplimiento de las normas ambientales es dudoso, la vigilancia sobre empresas privadas es limitada y en muchas situaciones son las mismas autoridades estatales las que transgreden las normas, pues no vigilan su aplicación ni sancionan su incumplimiento. Esto hace fácil para las industrias sucias beneficiarse de la complacencia de las autoridades. Por otra parte, no existe la obligación del monitoreo de gran número de parámetros fisicoquímicos, y no se

cuenta con la infraestructura suficiente como para hacer una evaluación del estado de la contaminación química inorgánica.

En específico, en referencia al análisis del agua para la industria, existen antecedentes teóricos indispensables (García & Guerrero, 2018a). No obstante, es preciso aclarar que parte de la relevancia de la presente propuesta radica en que los estudios en los ámbitos nacional e internacional dedicados a determinar y/o estimar la demanda y consumo del agua en la industria aún son escasos, y por su naturaleza han de actualizarse con una periodicidad lo más breve posible (García & Guerrero, 2018b).

Además, la información pública desagregada respecto a la industria es prácticamente inexistente. El acceso a datos sobre el volumen de insumos que utiliza cada industria o empresa, el monto de las regalías que pagan por esto, o los estudios de geoquímica o de impacto ambiental están reservados o a la venta. De esta forma, quienes conocen esta información son sólo los empresarios, y no los dueños de la tierra o la sociedad en general.

De manera general, se requieren evaluaciones en el marco legal y cambios en la estructura institucional, que debe ser eficiente y participativa. Es necesario ser consciente de que los desbalances jurídicos e institucionales a favor del uso industrial excesivo no contribuyen al ejercicio de nuestro derecho al medio ambiente sano ni a nuestro derecho al agua potable.

Materiales y métodos

La investigación sobre la productividad industrial del agua en México principalmente se realizó mediante un análisis de eficiencia, a través del volumen concesionado de agua que cada sector industrial requiere para llevar a cabo su proceso de producción. Este uso y/o aprovechamiento de agua se analizó para los ocho principales sectores industriales consumidores de agua en México.

Autores como Renzetti (1988), y Dupont y Renzetti (2001) son los referentes a nivel internacional en el estudio de la estimación econométrica de la demanda del agua en diversos usos. Sus trabajos son referentes para las bases teóricas en esta investigación, a partir de sus estimaciones con funciones principalmente translogarítmicas. En esta investigación se procederá a poner en marcha un análisis sobre los usos y aprovechamientos del agua en la industria para el caso mexicano.

Durante los últimos años se han realizado diversas investigaciones respecto al tema de los recursos hídricos en México. En Guerrero y Alban (2004); Guerrero (2005); Guerrero (2007); Guerrero, Yúnez-Naude y Medellín (2008); Guerrero, Gómez y Rodríguez (2013); Guerrero (2015); Guerrero, Gómez y Rodríguez (2015), y (García & Guerrero, 2017) se puede consultar una amplia variedad de estudios referentes a los recursos

hídricos tanto desde la perspectiva económica y social como ambiental. Gracias a la compilación de bases de datos sobre el recurso agua construidas en los proyectos de investigación previos al presente, se han logrado visualizar diversas relaciones entre los distintos sectores de la economía en materia de uso consuntivo del agua, lo cual funge como base para esta investigación.

De manera reciente, en Guerrero, García y Herrera (2019a), y Guerrero, Gómez y Maldonado (2019b) se han presentado investigaciones actualizadas en materia de política hídrica en México. Por una parte, se hizo un análisis sobre la política de precios del agua y su papel institucional como un instrumento económico para la gestión del agua. Por la otra, se analizó el uso industrial del agua mediante la elasticidad precio del agua.

La información obtenida en los proyectos de investigación realizados previos al presente representan los antecedentes de esta investigación. En Guerrero (2005), se hizo un análisis econométrico sobre la demanda del agua industrial en México, tomando como fuente principal los Censos Económicos 1999. El número total de observaciones fueron 500 firmas, las cuales representaban a los ocho principales sectores industriales, además de 14 variables. El análisis se llevó a cabo por Región Hidrológica Administrativa (RHA).

Una de las principales conclusiones en Guerrero (2005) fue que los sectores industriales del papel, azúcar y bebidas eran los mayores consumidores del recurso hídrico en ese momento. La industria del papel y azúcar estaban localizadas principalmente en la región central y norte

del Golfo de México, en donde el grado de presión del recurso hídrico es bajo; sin embargo, el sector industrial de bebidas se encontraba situado, principalmente, en las zonas centro y norte de la república mexicana, áreas en donde el grado de presión del agua es alto, por encontrarse en una zona de disponibilidad baja del recurso hídrico.

Conforme al Sistema de Clasificación Industrial de América del Norte (SCIAN), perteneciente al Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), las actividades secundarias, conocidas como “la industria”, están conformadas por los sectores de minería, electricidad, agua y suministro de gas por ductos al consumidor final, así como por la construcción y las industrias manufactureras, de las cuales, dentro de estas últimas, industrias manufactureras, se encuentran 7 de los 8 sectores industriales tomados como referencia para el presente proyecto, es decir, acero, alimentos, azúcar, bebidas, papel, química y textil, además de la minería, los cuales representan los sectores que consumen mayor cantidad de agua dentro de la industria. Además, en México, la industria es uno de los principales sectores responsables de la mayoría de los contaminantes, ya que menos del 25 % del agua residual que se vierte a ríos y lagos es tratada.

Teniendo como referencia la investigación de Guerrero (2005), en donde se analizaron ocho sectores de la actividad industrial (tomándolos como el conjunto referente de los sectores industriales de mayor aprovechamiento de agua en México), se continuó con el mismo procedimiento, es decir, se analizaron los sectores de acero, alimentos, azúcar, bebidas, papel, química, textil y minería. Los primeros siete

sectores pertenecen a la industria manufacturera. Si bien la actividad económica de la minería estrictamente no pertenece a la industria manufacturera, se agrega en esta investigación debido a que es una de las actividades con mayor consumo de agua en sus procesos de producción.

De manera original, con la intención de realizar una caracterización socioeconómica más amplia, para el análisis de los ocho sectores industriales se consideraron las 11 variables más representativas, provenientes de fuentes oficiales, principalmente INEGI y Conagua: 1) unidades económicas; 2) personal ocupado total; 3) total de remuneraciones (miles de pesos mexicanos); 4) producción bruta total (miles de pesos mexicanos); 5) materias primas e insumos (miles de pesos mexicanos); 6) total de gastos (miles de pesos mexicanos); 7) total de ingresos (miles de pesos mexicanos); 8) título de concesión; 9) titular o razón social; 10) volumen anual (mm^3); 11) volumen concesionado (Mm^3). Para los fines de esta investigación sólo se tomarán en cuenta dos variables: a) volumen concesionado (Mm^3) y b) producción bruta total (miles de pesos mexicanos). De tal forma que de estas dos variables se obtendrá la relación costo/producción para cada sector industrial, con la intención de analizar su eficiencia por el uso de agua en sus procesos de producción.

En México, si bien aparentemente en la actualidad existe mayor flujo, acceso y generación de información sobre el recurso hídrico, tal parece no ser así de manera absoluta o, al menos, no de forma sistematizada o sincronizada; debido a ello, fue necesario consultar

diferentes fuentes, con el objeto de homogenizar la información. Las primeras siete variables se consultaron del Sistema Automatizado de Información Censal (SAIC), el cual muestra los resultados definitivos de los Censos Económicos 2009 del INEGI para cada sector industrial; las últimas cuatro variables se consultaron del Localizador de Aprovechamientos del REPDA (LocREPDA) de la Conagua para cada sector industrial. Además, se consultó como fuente complementaria el Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas (DENUE) del INEGI y posteriormente se realizó el análisis por RHA. El nivel de desagregación de los datos fue por municipio.

Tratar de responder a las preguntas: ¿Cuánta agua utiliza actualmente la industria en México? ¿Cuál industria mexicana consume más agua? ¿En qué región de la república mexicana se aprovecha más o menos agua para la industria? ¿Cuál o cuáles industrias en el país son más eficientes en el uso del recurso hídrico? ¿Cómo se ha transformado el uso del agua en la industria mexicana desde finales del siglo XX hasta principios del siglo XXI? ¿Cuál es el esquema de tarifas que la industria en México paga por el uso o aprovechamiento del agua? ¿Cuáles son las políticas implementadas en México para alcanzar un uso eficiente del agua en la industria? implicó investigar en diferentes fuentes oficiales, ya que la información competente en materia hídrica no está concentrada en una sola.

La Conagua, órgano descentralizado de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), es actualmente la encargada de llevar a cabo la política hídrica del país. A través del Sistema Nacional

de Información del Agua (SINA), dicha institución proporciona un amplio contenido de tipo cualitativo y cuantitativo en materia hídrica; sin embargo, en lo que respecta a datos relacionados con el uso o aprovechamiento del agua en el sector industrial, la información es limitada y, en algunos casos, escasa.

Por su parte, el INEGI, a través de su SAIC, proporciona 148 variables en total sobre las unidades económicas en México, en términos de producción, gastos, ingresos, remuneraciones, laborales, inversión, inventarios, etcétera, sin embargo no proporciona información o variables que estén relacionadas con el uso o aprovechamiento del agua en el sector industrial, no al menos de manera explícita, pues hay variables como "total de gastos", "otros gastos", "total de otros gastos por consumo de bienes y servicios" o "materias primas e insumos que se integran físicamente a los bienes producidos", las cuales no especifican estrictamente su contenido.

Por lo tanto, indagar en la pregunta ¿Quién o quiénes hacen uso del recurso hídrico en el sector industrial en México? nos condujo a investigar en la base de datos del LocREPDA de la Conagua. La consulta se realizó tanto para el aprovechamiento de aguas subterráneas como de aguas superficiales. Dicha base de datos se consulta por medio de "registros", es decir, para el aprovechamiento en aguas subterráneas se consultaron 6 675 registros y para el aprovechamiento en aguas superficiales se consultaron 549 registros, en total 7 224 registros. Evidentemente, el aprovechamiento del recurso hídrico es mayor en aguas subterráneas que en aguas superficiales, pues representa 92.4 % del total de registros.

Teniendo como referencia la base total de concesiones de aprovechamiento del recurso hídrico para uso industrial en México, se procedió al análisis. Es preciso señalar que para los fines y tiempos establecidos en la presente investigación no fue posible efectuar un análisis de la totalidad de registros de aprovechamiento del recurso hídrico. Por tanto, en primera instancia se procedió a realizar un filtro de la base de datos total de concesiones; al tener presente que los aprovechamientos subterráneos representan más del 90 % del total de registros, se optó por filtrar a los 500 registros que presentaran los mayores volúmenes de agua concesionada; para el caso de los aprovechamientos superficiales, sólo se filtraron seis registros, al ser los únicos que presentaban cantidades de volumen concesionado de agua similares a los aprovechamientos subterráneos.

Es preciso mencionar que dos variables del conjunto analizado no se encontraron en la base total de concesiones, es decir, la categoría "titular" y "sector industrial"; se agregaron después para complementar el análisis. La categoría titular o razón social se obtuvo de la base de datos del REPDA para cada uno de los 506 registros analizados. Para la categoría sector industrial simplemente se le asignó uno de los ocho sectores analizados (acero, alimentos, azúcar, bebidas, minería, papel, química y textil).

Es importante mencionar que para los registros que no se obtuvo información del REPDA, debido a que la base de datos de dicha fuente no arrojó ningún tipo de información, se clasificaron como No Disponibles (ND).

Debemos señalar que no necesariamente un registro equivale a un título o titular, pues en el análisis de los 506 registros filtrados se detectó que un titular o razón social puede tener registrado uno o más títulos, e inclusive un título puede ser repetitivo en más de un registro. Debido a lo anterior, si se identificaba un título repetido en más de un registro, se tomó la decisión de solamente identificarlo como uno, para evitar duplicidad de información.

Por último, para integrar el total de información generada de los 506 registros analizados, se procedió a reunirla, integrando los ocho sectores industriales y las 11 variables más representativas, ya mencionadas. A continuación se muestran los resultados obtenidos de manera desglosada para cada sector industrial.

Resultados

En la Tabla 3 se reúnen los resultados generales obtenidos para los ocho sectores industriales seleccionados inicialmente en la investigación, como el conjunto industrial que mayores niveles del recurso hídrico utiliza para sus procesos de producción en México. En términos generales, de los 506 registros filtrados y analizados posteriormente, se pudieron identificar

195 títulos o concesiones, distribuidos en 66 titulares o razones sociales. En estricto sentido, para los ocho sectores industriales sólo fue posible tener acceso a 92 títulos, asignados a 66 titulares. Esto representa el 47.17 % de los 195 títulos identificados. El resto de los títulos, es decir, 103 (52.83 %), no fue posible analizarlos debido a que desde la fuente original de consulta, el REPDA, no se proporcionó ningún tipo de información. Podríamos decir que de esos 103 títulos a los que no fue posible acceder, en teoría deberían pertenecer a 103 titulares; sin embargo, no es posible afirmar dicho argumento, pues un titular puede tener bajo su cargo más de un título.

Tabla 3. Total de sectores industriales y variables seleccionadas
(elaboración propia, 2018).

Sector industrial	Título (cantidad de títulos)	Titular (cantidad de titulares)	Volumen anual (Mm ³)	Volumen concesionado (Mm ³)	Unidades económicas	Personal ocupado total (L)	Total de remuneraciones (CL) (miles de pesos)	Producción bruta total (Q) (miles de pesos)	Materias primas e insumos que se integran físicamente a los bienes producidos (M) (miles de pesos)	Total de gastos (miles de pesos)	Total de ingresos (miles de pesos)
Acero	12	11	13 404 172	13 919 172	11	4 129	671 561	15 338 467	8 898 078	12 397 875	16 101 320
Alimentos	5	5	5 444 646	4 990 685	5	1 550	124 296	7 121 520	2 081 767	5 197 063	7 076 666
Azúcar	3	2	2 825 640	2 825 640	2	1 278	222 108	1 606 240	994 801	1 244 607	1 640 174
Bebidas	24	15	61 371 896	54 262 953	15	17 087	2 560 127	80 779 297	15 963 023	59 946 126	83 049 489

Minería	31	17	310 861 670	267 412 969	17	8 438	920 460	12 009 737	1 679 534	7 189 949	11 875 440
Papel	6	5	14 925 896	9 665 736	5	5 624	735 015	12 221 957	5 283 893	9 067 653	12 434 217
Química	7	7	44 903 379	45 914 885	7	4 147	1 530 967	17 535 602	9 502 154	12 737 978	17 307 355
Textil	4	4	4 054 904	3 877 062	4	1 396	60 270	596 369	265 364	386 824	605 766
ND	103	ND	220 030 329	198 091 153	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Total	195	66	677 822 532	600 960 255	66	43 649	6 824 804	147 209 189	44 668 614	108 168 075	150 090 427

En lo que respecta a los sectores industriales, podemos identificar que el sector minería es el que tiene el mayor número de títulos y también el mayor número de titulares. Además, los volúmenes de concesión de agua para su proceso de producción son ampliamente mayores que los de los demás sectores industriales. En cuanto al personal ocupado total, el sector bebidas es el mayor empleador, inclusive duplica al segundo sector, la minería. De igual manera, en lo que respecta a las variables de producción, materias primas, gastos e ingresos, calculados en miles de pesos, el sector industrial de bebidas es el preponderante, demostrando con ello una amplia participación en el conjunto industrial analizado.

En términos de aprovechamiento o uso del recurso hídrico, se utilizaron dos variables que el LocREPDA proporciona: volumen anual y volumen concesionado, ambas calculadas en Mm³. El volumen anual, el cual integra al aprovechamiento subterráneo y superficial de los 506 registros analizados, suma un total de 677 822 532 Mm³, esto representa el 7.65 % del volumen anual total, el cual es de 8 854 619 714 Mm³. En

cuanto al volumen concesionado, de los 506 registros analizados, suma un total de 600 960 255 Mm³, que representa el 11.89 % del volumen concesionado total: 5 052 847 050 Mm³.

En términos de volumen total, es decir, tanto volumen anual como volumen concesionado, los 506 registros analizados suman 1 278 782 787 Mm³, que representa el 9.19 % del volumen total de registros, que son 7 224, equivalentes a 13 907 466 764 Mm³.

Los términos "eficiencia" y "productividad" son vocablos de uso común en nuestro lenguaje habitual. Se suelen escuchar frases como "hay que aumentar la eficiencia de la empresa, los servicios, los productos, o cualquier proceso de producción"; "la industria A es mucho más eficiente que la industria B"; "la industria B es mucho más productiva que la industria A", o "hay que conseguir un nivel de producción eficiente", etcétera. Puesto que frases como esas se usan a diario, no debería ser difícil definir la palabra "eficiencia". Sin embargo, con mucha frecuencia el concepto teórico de eficiencia acaba mal interpretado, y la medida de eficiencia que, por otro lado, es una herramienta muy útil y poderosa que puede ser empleada en campos y ocupaciones muy diversas, al ser empleada de manera incorrecta acaba transformándose en un instrumento que genera indicadores totalmente artificiales.

Podríamos decir que una definición general de eficiencia es la siguiente: "La eficiencia es la relación entre un ingreso y un gasto; entre una entrada y una salida; entre un recurso y un producto".

La expresión en cualquier relación de eficiencia toma la forma de una proporción, es decir, un *input* dividido por un *output*, y se presenta en forma matemática de la siguiente forma:

$$E = I/O$$

Donde:

E = Eficiencia.

I = *Input* especificado.

O = *Output* especificado.

Existe un consenso entre los analistas en que la eficiencia y más adecuadamente el incremento de la eficiencia debe reflejar la habilidad de obtener la máxima cantidad de *outputs* para un determinado nivel de *inputs*. Además, la eficiencia refleja la habilidad para utilizar los *inputs* en una proporción óptima, considerando precios, costos y otros factores de los mismos *inputs*.

Para los fines de la presente investigación, en la Tabla 4 se presentan los ocho sectores industriales y las dos variables que fueron seleccionadas para estimar la relación de eficiencia por el uso y/o aprovechamiento de agua en la industria mexicana. Por una parte, la variable "Volumen Concesionado" representa el "input" de la relación de eficiencia, pues abarca el volumen concesionado de agua, que actúa como

insumo o materia prima para los procesos de producción y elaboración de bienes en los distintos sectores industriales. Por otro lado, la variable "Producción Bruta Total" representa el "output" de la relación de eficiencia, al abarcar la producción final de bienes y servicios, finalizando en esta fase el proceso de producción. Con el análisis anterior se pretende identificar cuánta agua o recursos hídricos se necesitan utilizar para generar los bienes y servicios que produce la industria mexicana. Dicho análisis tiene por objetivo estimar la eficiencia de cada sector industrial por la utilización de agua en sus procesos de producción y, con ello, analizar el nivel de productividad industrial del agua en México.

Tabla 4. Relación de eficiencia hídrica de la industria en México
(elaboración propia, 2018).

Sector industrial	Volumen concesionado de agua (Mm³) "Input"	Producción bruta total (Q) (miles de Pesos) "output"	Volumen concesionado de agua / producción bruta total (m³ / \$) "Eficiencia"
Acero	13 919 172	15 338 467	907
Alimentos	4 990 685	7 121 520	701
Azúcar	2 825 640	1 606 240	1 759
Bebidas	54 262 953	80 779 297	672
Minería	267 412 969	12 009 737	22 266

Papel	9 665 736	12 221 957	791
Química	45 914 885	17 535 602	2 618
Textil	3 877 062	596 369	6 501
Total	402 869 102	147 209 189	36 216

En la Tabla 4 se presentan los resultados de eficiencia hídrica para cada uno de los ocho sectores industriales seleccionados en esta investigación. Tal como se explicó en párrafos anteriores, la eficiencia fue estimada calculando la relación *input/output*, es decir, el volumen concesionado de agua para cada sector industrial actuó como el dividendo y la producción bruta total como el divisor, generando con ello un cociente o relación de eficiencia.

Por tanto, la relación de eficiencia se interpreta de la siguiente manera: “la cantidad de agua necesaria para generar una unidad de producción en términos monetarios (un peso mexicano)”.

Basados en los resultados de la Tabla 4 se puede realizar un análisis comparativo entre las relaciones de eficiencia para cada uno de los ocho sectores seleccionados, mediante el aprovechamiento hídrico, para sus procesos de producción.

Contextualizado en un marco de sustentabilidad hídrica, es evidente que el sector industrial de la minería es el que presenta la menor eficiencia, pues para generar una unidad de producción, en términos monetarios (entendiéndose ésta como cualquier bien o servicio intermedio o final del proceso de producción) se necesitan de 22 266 m³

de agua, aproximadamente. Por otra parte, el sector industrial de bebidas es el que muestra la mayor eficiencia, pues comparado con los demás sectores sólo requiere de 672 m³ de agua para generar una unidad de producción en términos monetarios (ver Figura 3 y Figura 4). Por lo tanto, el incremento de la eficiencia hídrica en cada sector estará basado en la reducción continua del uso o aprovechamiento de agua para los procesos de producción y, viceversa, la reducción de la eficiencia hídrica en cada sector estará basada en el aumento continuo del uso o aprovechamiento de agua para los procesos de producción.

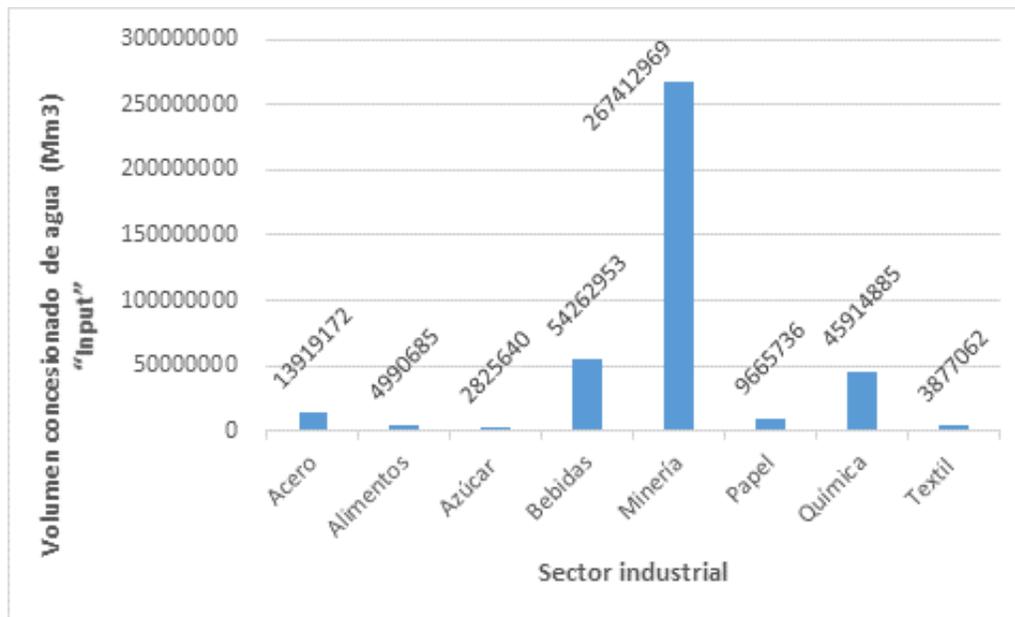


Figura 3. Volumen concesionado de agua para cada sector industrial (Mm³) (elaboración propia, 2018).

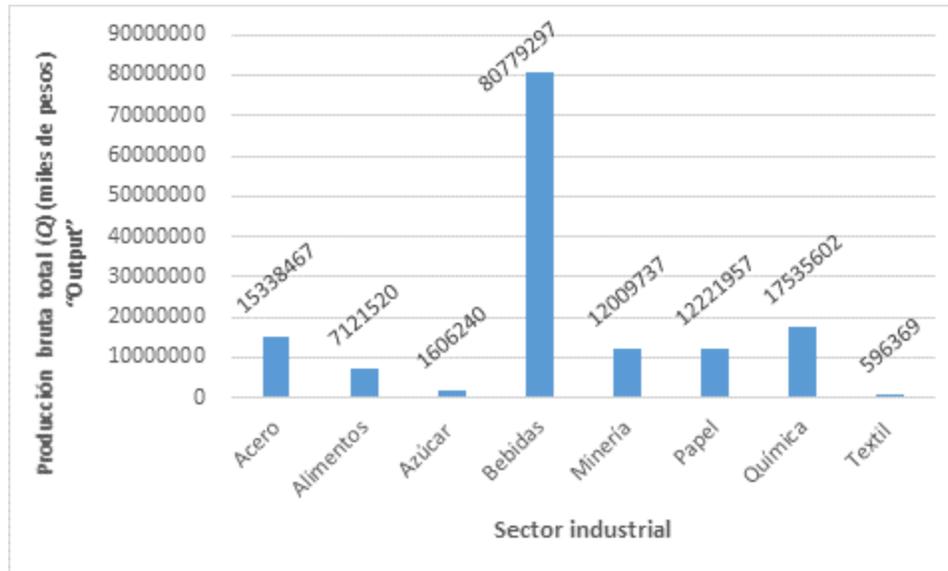


Figura 4. Producción bruta total para cada sector industrial (miles de pesos mexicanos) (elaboración propia, 2018).

En la Figura 3 y Figura 4 se presentan los volúmenes de concesión de agua y producción bruta total, respectivamente, para cada uno de los ocho sectores industriales. En dichas figuras se puede observar que los sectores industriales de bebidas y minería son preponderantes con respecto a los otros. Por una parte, el sector industrial de la minería presenta mayor volumen concesionado de agua. Por la otra, el sector industrial de bebidas es el sector que presenta los mayores niveles de producción bruta total, representados en miles de pesos mexicanos. El resto de los seis sectores industriales presentan características cuasi homogéneas.

En la Figura 5 se presentan los resultados de las relaciones de eficiencia hídrica para cada uno de los ocho sectores industriales mayormente consumidores de agua en México. Es preciso señalar que la industria minera es la que más cantidades de agua consume para sus procesos de producción y, por ende, su eficiencia hídrica es menor en términos de sustentabilidad ambiental, pues para generar una unidad de producción (en términos monetarios) se requieren de 22 266 m³ de agua. En ese mismo sentido, la industria textil requiere de 6 501 m³ de agua para generar una unidad de producción (en términos monetarios), y la industria química necesita 2 618 m³ de agua para la misma finalidad. Se podría decir que con base en los resultados obtenidos, estas tres industrias presentan los menores niveles de eficiencia hídrica en México, en comparación con los otros cinco sectores industriales.

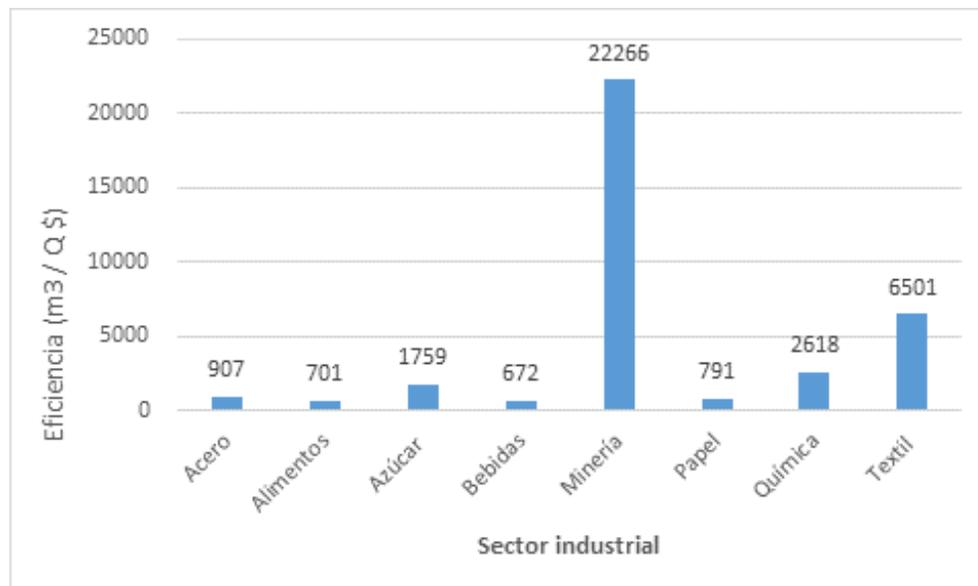


Figura 5. Relación de eficiencia hídrica para la industria mexicana
($\text{m}^3/\text{Q}=\$$) (elaboración propia, 2018).

Es importante señalar que las operaciones y resultados obtenidos en la presente investigación son aproximaciones de cálculo y estimaciones generales, que resultaron del conjunto de datos e información a la cual fue posible tener acceso de las fuentes oficiales en México. Por fortuna, a nivel internacional, el análisis y estudio de los fenómenos hídricos y ambientales ha ido en aumento. Por desgracia, en México, el análisis de los recursos hídricos y su interacción con los fenómenos socioeconómicos sigue siendo limitado, lo que genera vacíos en las investigaciones por la falta de generación constante de información empírica y actualizada en materia hídrica.

México es uno de los principales países con el mayor número de habitantes. Según estimaciones, el país es el décimo primero en el mundo al respecto. En ese sentido, es evidente decir que el aprovechamiento de los recursos hídricos en nuestra nación seguirá teniendo un comportamiento ascendente como respuesta a las demandas y necesidades que los consumidores y productores ejercerán sobre el recurso agua en el mediano y largo plazos para la elaboración de bienes y servicios.

Para los fines de esta investigación no fue posible hacer un comparativo internacional de los niveles de aprovechamiento hídrico por parte de los sectores industriales en el orbe; sin embargo, según datos de Conagua (2018), México ocupa el quinto lugar mundial por extracción

de agua en el sector industrial. Los principales consumidores del recurso agua para los procesos de producción industrial son Estados Unidos y China. En la Figura 6 se pueden observar con detalle algunas cifras de este análisis comparativo.

No.	País	Extracción total de agua (miles de millones de m ³ /año)	% Uso agrícola	% Uso industrial	% Uso abastecimiento público
1	India	761.00	90.4	2.2	7.4
2	China	598.10	64.4	22.3	13.3
3	Estados Unidos de América	485.60	36.1	51.2	12.8
4	Pakistán	183.50	94.0	0.8	5.3
5	Indonesia	113.30	81.9	6.5	11.6
6	Irán (República Islámica del)	93.30	92.2	1.2	6.6
7	México	87.84	76.0	9.6	14.4
8	Viet Nam	82.03	94.8	3.7	1.5
9	Filipinas	81.56	82.2	10.1	7.6
10	Japón	81.45	66.8	14.3	18.9

Figura 6. Países con mayor extracción de agua y porcentaje de uso agrícola, industrial y abastecimiento público (Conagua, 2018).

En la Figura 6 se muestran los países del mundo con mayor extracción de agua, donde México se ubica en el séptimo lugar. La clasificación de usos en esa figura considera el agrícola, industrial (incluye enfriamiento de centrales de energía), y abastecimiento público. Los valores de cada país varían y son los últimos disponibles en la fuente; para México están actualizados al 2017.

La industria es uno de los principales motores de crecimiento y desarrollo económico. A nivel mundial, alrededor del 19 % del agua extraída se emplea en la industria. De esta cantidad, más de la mitad se utiliza en las centrales termoeléctricas para procesos de enfriamiento. Entre los mayores consumidores del agua bajo este rubro se encuentran las plantas petroleras, las industrias metálicas, papeleras, madereras, el procesamiento de alimentos y las manufactureras. Se estima que la demanda global de agua para la industria manufacturera se incrementará 400 % del 2000 al 2050, centrada en economías emergentes (Conagua, 2018).

Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos se puede observar que el aprovechamiento de los recursos hídricos por parte de los ocho sectores industriales seleccionados es heterogéneo, pues por ejemplo es evidente el gigantesco volumen de agua concesionado al sector minero con respecto a los otros sectores, a tal grado que este sector es 400 % mayor que el segundo, el sector bebidas. Por otra parte, el sector industrial de

azúcar tiene el menor volumen concesionado de agua, que sólo representa el 1.05% del volumen concesionado al sector minero.

En términos de producción bruta total, medida en unidades monetarias, es decir, miles de pesos mexicanos, el sector minero, a pesar de ser el que mayor volumen de agua concesionado tiene, no es el que produce más, sino el sector bebidas. Si se comparan estos dos sectores, el sector minero sólo produce, en términos monetarios, el 14.86 % de lo que produce el sector bebidas. Por su parte, la producción bruta total (en miles de pesos mexicanos) entre el sector acero, minería, papel y química es casi homogéneo. Por otra parte, los sectores industriales de azúcar y textil sólo producen el 1.98 % y 0.73 %, respectivamente, con respecto a lo producido (en miles de pesos) al sector bebidas.

En términos de eficiencia hídrica, el sector minero es el menos eficiente, al requerir la mayor cantidad de agua, en comparación con los otros sectores, para producir una unidad (en términos monetarios). Por otra parte, el sector industrial de bebidas presenta la mayor eficiencia hídrica, ya que requiere de menor cantidad de agua, en comparación con los otros sectores, para producir una unidad (en términos monetarios). Por ejemplo, para producir una unidad de bien o producto en el sector minero se requieren más de 3 300 % de agua de la que se necesita para producir una unidad de bien o producto en el sector industrial bebidas.

Vivimos en un mundo cada vez más interconectado y con un rápido agotamiento de los recursos hídricos en muchos lugares tanto en calidad como en cantidad. El desarrollo sólo es posible si nos aseguramos de que nuestro uso directo e indirecto del agua sea sustentable. Por lo tanto, la

protección del medio ambiente no es una partida del gasto presupuestal sino un objetivo en sí mismo. Es alentador ver el creciente impulso hacia un cambio radical. En todo el mundo, la demanda de productos sustentables está aumentando. La gente sigue esperando que el gobierno asuma la responsabilidad por el bien común. Al mismo tiempo, las empresas también comienzan a reconocer la necesidad de invertir en negocios y cadenas de suministro sustentables. Todos compartimos la responsabilidad de contribuir a un uso inteligente de los escasos recursos de agua dulce del planeta.

Al reducirse la disponibilidad del agua ha sido necesario gestionar la oferta y demanda vía instrumentos económicos-financieros, de tipo fiscal, de mercado y de derechos de uso del agua, principalmente. Por ello, el sector hídrico requiere de un proceso de reformas que complemente el enfoque predominantemente técnico-hidráulico, para hacer más eficaz el proceso de la gestión integrada de los recursos hídricos, al incorporar planteamientos concebidos desde las perspectivas social y ambiental en el marco del desarrollo sustentable.

México es una de las regiones del mundo donde la escasez de agua es más apremiante. Es tiempo de reconocer que los problemas del agua no pueden ser resueltos mediante la gestión de los recursos hídricos solamente. Por supuesto, el precio del agua necesita ajustarse, de modo que los grandes usuarios paguen un precio real, que refleje la escasez. Desde luego, el agua necesita ser usada con más eficiencia, produciendo más cosecha por gota; pero debemos mirar más allá del sector hídrico y examinar de forma crítica a la economía y de manera más amplia.

México atraviesa en la actualidad por una fase de escasez relativa de recursos hídricos, luego de haber transitado por un prolongado periodo de disponibilidad de agua y otra más de sobreexplotación que aún se traslapa hoy con la escasez; todo ello acentuado por una progresiva contaminación de los cuerpos de agua, superficiales y subterráneos, que ha derivado en un rezago y, en algunos casos, declive de la disponibilidad natural del agua. El grado de escasez varía entre regiones, dependiendo de su configuración hídrica, desarrollo económico y proceso de urbanización.

Entre los resultados obtenidos se identifica claramente que la mayor concentración de industrias se ubica en las regiones del centro y norte del país, a pesar de que la disponibilidad del agua ahí es menor y, por tanto, su grado de presión y estrés hídrico es más alto. Por otra parte, en la región sur del país, la concentración de industrias es significativamente menor, a pesar de que existe mayor disponibilidad del recurso hídrico, así como menor estrés y presión.

Conviene subrayar que las problemáticas del agua en México no son más que el resultado de un desequilibrio entre las necesidades hídricas derivadas del propio crecimiento económico y demográfico, y las capacidades decrecientes de aumento de la oferta, determinadas por la naturaleza, política pública y privada de aprovechamiento y sobreexplotación, y de las condiciones ineficientes de la distribución, sobre todo por las fugas y falta de mantenimiento de los sistemas proveedores.

Se concluye que el aprovechamiento eficiente del agua en el sector industrial ha sido limitado debido a que la política hídrica se enfoca principalmente en aspectos de infraestructura y no integra planteamientos concebidos desde las perspectivas social y ambiental en el marco del desarrollo sustentable; además de que la existencia de subsidios e irregularidades en las concesiones no permiten cuantificar la dimensión real de los costos financieros y ambientales; por tanto, bajo las condiciones actuales, no se generan los incentivos adecuados para gestionar y aprovechar de manera óptima los recursos hídricos.

Garantizar la seguridad hídrica de México y lograr los Objetivos de Desarrollo Sostenible al 2030 y más allá requiere un cambio de paradigma en la gestión del agua, y una mejor comprensión de la problemática hídrica que pueda llevar a un uso más sustentable, eficiente, justo y equitativo del agua.

Referencias

CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2015). *La economía del cambio climático en América Latina y el Caribe. Paradojas y desafíos del desarrollo sostenible*. Santiago de Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Euroclima, Comisión Europea, Cooperación Alemana, Cooperación Española, Cooperación Regional Francesa.

- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Dupont, D., & Renzetti, S. (2001). The role of water in manufacturing. *Environmental and Resource Economics*, 18(4). Recuperado de <https://doi.org/10.1023/A:1011117319932>
- FCEA, Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, A.C. (2017). *Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, A.C.* Fundación Gonzalo Río Arronte, I. A. P. Recuperado de agua.org.mx
- Galindo, L. M., Samaniego, J. L., Alatorre, J. E., & Carbonell, J. F. (2014). Reflexiones metodológicas del análisis del cambio climático. Una visión desde América Latina. *Estudios del cambio climático en América Latina*. Santiago de Chile, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Euroclima. Comisión Europea.
- García, D., & Guerrero, H. (2017). La huella hídrica como instrumento de gestión para el uso eficiente de los recursos hídricos: el caso del sector industrial mexicano. *5th Young Water Professionals Conference. The International Water Association*, Morelia, México
- García, D., & Guerrero, H. (septiembre-octubre, 2018a). El consumo de agua embotellada en México. *Revista Saber Más*, 7(41). Recuperado de <https://www.sabermas.umich.mx/archivo/articulos/352-numero-41/645-el-consumo-de-agua-embotellada-en-mexico.html>
- García, D., & Guerrero, H. (julio-agosto, 2018b). Conociendo la Huella Hídrica. *Revista Saber Más*, 7(40). Recuperado de

<https://www.sabermas.umich.mx/archivo/articulos/343-numero-40/627-conociendo-la-huella-hidrica.html>

Guerrero, H., & Alban, T. (2004). *Water pricing reforms in Mexico: The case of the manufacturing sector. Econometrics informing Natural Resources Management: Selected Empirical Analyses*. Phoebe Koundouri (ed.). Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing.

Guerrero, H. (2005). *Industrial Water Demand in Mexico: Econometric Analysis and Implications for Water Management Policy* (tesis de doctorado). Université de Toulouse 1 - Sciences Sociales, Toulouse. France.

Guerrero, H. (2007). *El uso de instrumentos económicos para una gestión de los recursos hídricos, enfoque global de la gestión integrada. Economía del Agua*. Toledo, España: La Junta de Castilla-La Mancha.

Guerrero, H., Yúnez-Naude, A., & Medellín, J. (2008). *El agua en México. Consecuencias de las políticas de intervención en el sector*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.

Guerrero, H., Gómez, F., & Rodríguez, J. R. (2013). *Metodología para la construcción de un Sistema de Indicadores de Sustentabilidad para el estado de Michoacán en su componente AGUA. Proyecto Interno*. Michoacán, México: Coordinación de la Investigación Científica (CIC), Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Guerrero, H., Gómez, F. & Rodríguez, J. R. (2015). Water Pricing in Mexico: Pricing structures and implications. In: Dinar, A., Pochat, V., & Murillo, J. A. (eds.). *Water Pricing Experiences and Innovations*.

Series Title: Global Issues in Water Policy. Cham, Switzerland: Springer Publishing.

Guerrero, H. (2015). *Determinación de la elasticidad precio de la demanda del agua para la industria en México como instrumento de política pública en el uso eficiente del recurso hídrico 2014-2015. Proyecto Interno.* Michoacán, México: Coordinación de la Investigación Científica (CIC), Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH).

Guerrero, H., García, D., & Herrera, H. (2019a). Chapter 7: Water price policy and its institutional role as an economic instrument for water management. In: Guerrero-García-Rojas, H. R. (ed.). *Water policy in Mexico: Economic, institutional and environmental considerations* (pp. 137-152). Cham, Switzerland: Springer International Publishing..

Guerrero, H., Gómez, F., & Maldonado, E. (2019b). Chapter 5: Industrial water use in Mexico: Analysis of efficiencies using water price elasticity. In: Guerrero-García-Rojas, H. R. (ed.). *Water policy in Mexico: Economic, institutional and environmental considerations* (pp. 89-113). Cham, Switzerland: Springer International Publishing..

IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2017). *Huella hídrica en México: análisis y perspectivas.* Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- OCDE, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. (2015). *Principios de gobernanza del agua de la OCDE*. París, Francia: Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos..
- Renzetti, S. (1988). An econometric study of industrial water demands in British Columbia, Canada. *Water Resources Research*, 24(10). Recuperado de <https://doi.org/10.1029/WR024i010p01569>
- Seguí, L. A., García, D., & Guerrero, H. (septiembre-diciembre, 2016). Huella hídrica: análisis como instrumento estratégico de gestión para el aprovechamiento eficiente de los recursos hídricos. *Revista Científica Ciencia Nicolaita*, (69). Recuperado de <https://www.cic.cn.umich.mx/index.php/cn/article/view/342/187>
- Tunza. (2010). Agua: ¿Pero a qué precio? *Tunza, la revista del PNUMA para los jóvenes, por los jóvenes, sobre los jóvenes*, 3, 1-24.
- UN-Water. (2014). *Un objetivo global para el agua post 2015. Asegurando agua sustentable para todos. Síntesis de las principales conclusiones y recomendaciones de ONU-Agua*. New York, USA: UN-Water.
- UN-Water. (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos*. New York, USA: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO).

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-01-09

Artículos

Comparación de los modelos *WEAP* y *SWAT* en una cuenca de Oaxaca

Comparison between *WEAP* and *SWAT* models in a basin at Oaxaca, Mexico

María Magdalena Nevárez-Favela¹

Demetrio Salvador Fernández-Reynoso²

Ignacio Sánchez-Cohen³

Madaí Sánchez-Galindo⁴

Antonia Macedo-Cruz⁵

Carlos Palacios-Espinosa⁶

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México, nevarez.magdalena@colpos.mx

²Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México, demetrio@colpos.mx

³Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo,

Planta, Atmósfera, Gómez Palacio, Durango, México,
sanchez.ignacio@inifap.gob.mx

⁴Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México, sanchez.madai@colpos.mx

⁵Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México, macedoan@colpos.mx

⁶Consultora KANKI, Texcoco, Estado de México, México,
c.palacios.e@gmail.com

Autora para correspondencia: Madaí Sánchez-Galindo,
sanchez.madai@colpos.mx

Resumen

La cuenca del río Sordo, localizada al oeste de Oaxaca, México, presenta problemas de erosión hídrica y pérdida de biodiversidad. El presente trabajo tiene como objetivo comparar los escurrimientos aforados en la estación Ixtayutla (20021), con valores simulados de los modelos *WEAP* (*Water Evaluation And Planning System*) y *SWAT* (*Soil and Water Assessment Tool*). Se procuró que *WEAP*, a través del método de la humedad del suelo, utilizara los mismos datos climáticos, de vegetación y suelos que *SWAT*, reportados para esta misma cuenca por Sánchez-Galindo, Fernández-Reynoso, Martínez-Ménez, Rubio-Granados y Ríos-Berber (2017). La comparación se basó en la eficiencia estadística de

ambos modelos para simular los escurrimientos mensuales y anuales ocurridos durante el periodo 1975-1985. Se calcularon tres índices de eficiencia: el coeficiente de determinación (r^2), Nash-Sutcliffe (NSE) y el sesgo porcentual (PBIAS). Con respecto a los escurrimientos mensuales aforados, *WEAP* presentó un NSE = 0.73 (bueno); un PBIAS = -16.05 (satisfactorio), y una $r^2 = 0.84$. *SWAT*, para ese mismo periodo, mostró un NSE = 0.82 (muy bueno); un PBIAS = -15.92 (satisfactorio), y una $r^2 = 0.85$. Para los escurrimientos anuales, *SWAT* y *WEAP* obtuvieron un NSE de 0.73 y 0.3, un r^2 de 0.76 y 0.63 y un PBIAS de -4.65 y -16.23, respectivamente. Los dos modelos resultaron satisfactorios para simular escurrimientos mensuales, por lo que la elección de uno u otro modelo dependerá de la problemática de la cuenca, los datos con que se cuente y los objetivos por cumplir.

Palabras clave: *SWAT*, método de la humedad del suelo, Mixteca oaxaqueña, Nash-Sutcliffe, cuencas hidrográficas.

Abstract

The Sordo Basin is located in the western portion of the state of Oaxaca, Mexico. This presents problems of water erosion and loss of biodiversity. The present paper aims to compare the measured runoffs at the Ixtayutla station (20021) with simulated runoff by the *WEAP* model (*Water Evaluation and Planning*) and the results of the *SWAT* (*Soil and Water Assessment Tool*) model reported for the same basin by Sánchez-Galindo,

Fernández-Reynoso, Martínez-Ménez, Rubio-Granados and Ríos-Berber (2017). *WEAP-Soil Moisture Method* used the same weather data, land use and soil type than *SWAT*. The comparison was based on the statistical efficiency of both models to simulate the monthly and annual runoff during the period 1975-1985. Three efficiency indices were calculated: the coefficient of determination (r^2), Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) and the percent bias (PBIAS). Regarding the monthly runoffs, *WEAP* presented a NSE = 0.73 (good); a PBIAS = -16.05 (satisfactory), and $r^2 = 0.84$. *SWAT*, for that same period, reaching a NSE = 0.82 (very good); a PBIAS = -15.92 (satisfactory), and a $r^2 = 0.85$. For annual runoffs, *SWAT* y *WEAP* getting a NSE = 0.73 and 0.3, a $r^2 = 0.76$ and 0.63 and a PBIAS = -4.65 and -16.23, respectively. Both models are satisfactory to simulate monthly runoffs and the choice between one or other will depend on the problems to study in the basin, the available data and the hydrological goals.

Keywords: *SWAT*, Soil Moisture Method, Mixteca oaxaqueña, Nash-Sutcliffe, watersheds.

Recibido: 08/02/2020

Aceptado: 15/06/2020

Introducción

En el mundo, el deterioro de los recursos naturales es cada vez más grave. Las causas de este problema pueden ser tanto naturales como antrópicas. Sin embargo, la sociedad debe actuar para conocer y evaluar la interacción entre el comportamiento humano y el estado de los recursos, sobre todo cuando el crecimiento económico y poblacional trae consigo la necesidad de más recursos naturales.

En México, el estado de Oaxaca es rico en diversidad de recursos naturales, pero con alta presión de uso. Específicamente, la región Mixteca presenta una fuerte degradación de sus suelos y de su cubierta vegetal. La cuenca del río Sordo, tributaria del río Verde, que desemboca al océano Pacífico, abarca una superficie de 7 751.42 km², que cubre el 54 % de la Mixteca oaxaqueña (Sánchez-Galindo *et al.*, 2017).

La cuenca del río Sordo está cubierta principalmente por material vulcano-sedimentario (70 %); presenta un relieve escarpado (pendiente media, 36.3 %), y es azotada por lluvias de alta intensidad (46 ± 13.3 mm hr⁻¹, media anual) provenientes de huracanes tropicales. La presencia de materiales sedimentarios no consolidados, lo escarpado del relieve, la

presencia de lluvias ciclónicas y la agricultura en laderas favorecen los procesos erosivos y pérdida de la capacidad del suelo para retener humedad. Sin embargo, la intervención del hombre ha acelerado la degradación del suelo y disminuido la densidad de la cubierta vegetal por efecto del sobrepastoreo, el mal aprovechamiento forestal y la agricultura en ladera (Sánchez-Galindo *et al.*, 2017).

La energía de la lluvia derivada de su intensidad, y la energía potencial que aporta la topografía, favorecen el desprendimiento de partículas de suelo por el impacto de las gotas y el atrincheramiento de cauces por la concentración de escurrimientos de alta velocidad sobre depósitos sedimentarios. Los procesos de degradación por efecto del escurrimiento superficial y la degradación de la cubierta vegetal hacen necesario comprender a detalle los procesos relacionados con el recurso hídrico que ocurren en la cuenca del río Sordo. En este sentido, los modelos de simulación son una herramienta útil para identificar relaciones de causa y efecto. Para ello, en la presente investigación se utilizó la misma información ambiental y parámetros calibrados en *SWAT* para correr el modelo *WEAP*. Esto, con el propósito de complementar el análisis hidrológico de la cuenca con las capacidades de *WEAP* y su vez conocer la respuesta del modelo al simular la misma serie histórica de aforos empleados durante la calibración de *SWAT*.

Los modelos hidrológicos son las herramientas más utilizadas para el análisis de los procesos naturales que ocurren en una cuenca (Singh & Woolhiser, 2002). Estos modelos son representaciones de los

componentes biofísicos de una cuenca, que simulan con cierto grado de confianza las diversas salidas del ciclo hidrológico (Salgado & Güitrón, 2012).

Entre los modelos usados para el análisis hidrológico de cuencas sobresalen *SWAT* y *WEAP*. El modelo *SWAT* es un modelo de tiempo continuo, semidistribuido, basado en procesos, desarrollado para evaluar estrategias de gestión sobre recursos hídricos y contaminación de fuentes no puntuales en grandes cuencas. Su directriz es el balance hídrico, el cual afecta el crecimiento de las plantas y el movimiento de sedimentos, nutrientes, pesticidas y patógenos (Cuceloglu, Abbaspour, & Ozturk, 2017). Por otra parte, *WEAP* es un modelo híbrido conceptual-base física y de un número reducido de parámetros, que simula los componentes naturales e intervenidos de los sistemas de recursos hídricos, que ha sido aplicado en cuencas de diversos tamaños y es adecuado para la evaluación de escenarios (Hernández-Vargas, 2017).

En 2017, Sánchez-Galindo *et al.* elaboraron un estudio en la cuenca del río Sordo, Oaxaca, con el modelo hidrológico *SWAT*, en el cual evaluaron la eficiencia de dicha herramienta para simular biomasa, escurrimientos y sedimentos para el periodo 1975-1985. En este trabajo se optó por comparar las bondades del modelo *WEAP* para simular, en ese mismo periodo y sin calibrar parámetros, los escurrimientos aforados a través de la información empleada y generada con *SWAT*. El propósito de utilizar la información calibrada con *SWAT* es observar el desempeño de un modelo como *WEAP* con una conceptualización hidrológica diferente

a *SWAT* en el cálculo del escurrimiento superficial, infiltración, percolación, y flujo superficial y base; complementar el análisis hidrológico de la cuenca con procesos no incluidos en *SWAT*, como la evapotranspiración a través de coeficientes de cultivo y el movimiento de agua con valores de conductividad hidráulica; y comparar la respuesta de *WEAP*, con menores requerimientos de información y en igualdad de datos de entrada, con los escurrimientos aforados y usados en la calibración con *SWAT*.

Es factible obtener resultados satisfactorios en *WEAP* utilizando parámetros calibrados en *SWAT*, como se ha realizado en otras investigaciones. Los modelos *SWAT* y *WEAP* se han utilizado conjuntamente en cuencas de Etiopía y Lesoto. El primero, para conocer el sistema y su comportamiento hidrológico; mientras que el segundo, utilizando resultados de *SWAT* para cuantificar la distribución de los recursos hídricos de la cuenca bajo diversos criterios (Adgolign, Srinivasa-Rao, & Abbulu, 2016; Hussen, Mekonnen, & Pingale, 2018; Maliehe & Mulungu, 2017).

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del río Sordo se localiza en el estado de Oaxaca, entre los paralelos $17^{\circ} 37' 19.93''$ y $16^{\circ} 29' 43.11''$ de latitud norte, y los meridianos $98^{\circ} 05' 54.34''$ y $96^{\circ} 53' 17.86''$ de longitud oeste. Cuenta con una altitud que va desde los 274 msnm hasta los 3 349 msnm, y comprende una superficie de 7 751.42 km², en la que confluyen varios ríos; los más importantes por su dimensión son Peñoles, Labor, Cuchara, Zapote, Yolotepec y Sordo. El río Sordo-Yolotepec desemboca en la estación hidrométrica Ixtlayutla (20021) (Figura 1).

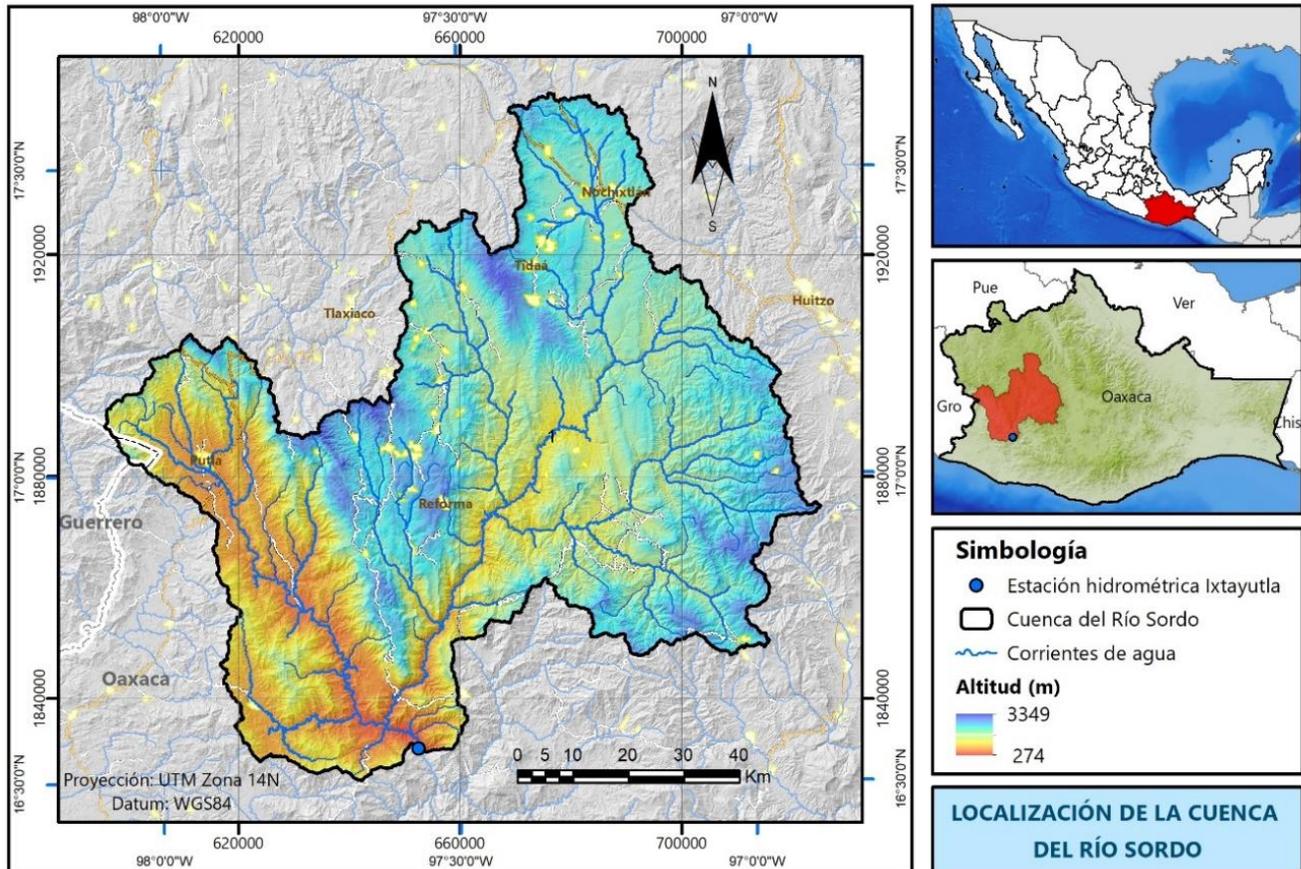


Figura 1. Localización de la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México.

Esta cuenca abarca cuatro regiones culturales: Mixteca (54.4 %), Sierra Sur (30.6 %), Valles Centrales (11.7 %) y Costa (3.3 %). Se sitúa sobre dos acuíferos principales: Nochixtlán (1 321.84 km²) y Jamiltepec (6 269.18 km²). Los climas son templado húmedo y subhúmedo (48.6 %), semicálido subhúmedo (34.0 %), cálido subhúmedo (16.0 %) y semiseco templado (1.4 %). Registra temperaturas medias anuales que

oscilan entre 10 y 28 °C. Muestra precipitaciones de 400 mm en el norte, que se incrementan hasta 1 600 mm en la parte sur. Presenta nueve tipos de suelos: cambisol (22.0 %), rendzina (20.3 %), acrisol (15.4 %), vertisol (10.4 %), litosol (7.7 %), fluvisol (7.5 %), luvisol (6.9 %), phaeozem (6.7 %) y regosol (3.1 %). Además, tiene 13 tipos de uso de suelo y vegetación: bosque de pino-encino (23.1 %), bosque de pino (20.6 %), pastizal (18.5 %), bosque de encino (15.6 %), agricultura de temporal (10.7 %), selva baja caducifolia (6.4 %), chaparral (2.1 %), bosque de encino-pino (1.3 %), bosque mesófilo de montaña (0.7 %), asentamientos humanos (0.5 %), bosque de táscate (0.2 %), cuerpos de agua (0.1 %) y agricultura de riego (0.1 %).

Método de la humedad del suelo (*WEAP*)

De los cinco métodos que *WEAP* posee para realizar el balance hídrico, se seleccionó el método de la humedad del suelo (*Soil Moisture Method*). Este método representa a la cuenca a través de dos capas de suelo; caracteriza la cubierta vegetal y el tipo de suelo; y mediante funciones empíricas estima la evapotranspiración, escurrimiento superficial,

escurrimiento subsuperficial y percolación profunda (Sieber & Purkey, 2015; Yates, Sieber, Purkey, & Huber-Lee, 2005).

En *WEAP*, la cuenca puede ser dividida en subcuencas, las cuales, a su vez, pueden ser divididas en N áreas con diferentes cubiertas vegetales j . El balance de agua en la zona radicular y en la zona profunda se calculan por tipo de cobertura con la Ecuación (1) y Ecuación (2), respectivamente (Yates *et al.*, 2005):

$$Sw_j \frac{dz_{1,j}}{dt} = P_e(t) - PET(t) Kc_{,j}(t) \left(\frac{5z_{1,j} - 2z_{1,j}^2}{3} \right) - P_e(t) z_{1,j}^{\frac{LAI_j}{2}} - f_j k_j z_{1,j}^2 - (1 - f_j) k_j z_{1,j}^2 \quad (1)$$

$$Dw \frac{dz_{2,j}}{dt} = (1 - f_j) k_j z_{1,j}^2 - k_2 z_{2,j}^2 \quad (2)$$

Donde Sw_j es la capacidad de almacenamiento de agua en la zona radicular del suelo (mm); $z_{1,j}$, es el almacenamiento relativo de agua en la zona radicular del suelo, dado como una fracción del almacenamiento total efectivo (1, 0); $P_e(t)$, precipitación efectiva en el tiempo t (mm); $PET(t)$, evapotranspiración potencial del cultivo de referencia de Penman-Montieth (mm tiempo⁻¹); $Kc_{,j}(t)$, coeficiente de cultivo en el tiempo t (adimensional); LAI_j , índice de área foliar (m² m⁻²) (el escurrimiento decrece conforme aumenta este valor); f_j , parámetro de ajuste cuasi-

físico relacionado con el tipo de suelo, uso de suelo y vegetación, y topografía que direcciona el agua ya sea horizontalmente (f_j) o verticalmente ($1-f_j$) ($1.0 = 100\%$ horizontal, $0 = 100\%$ vertical); k_j , un estimado de la conductividad del almacenamiento en la zona radicular (mm tiempo^{-1}); D_w , capacidad de almacenamiento de agua en la capa profunda del suelo (mm); $z_{2,j}$, almacenamiento relativo de agua en la capa profunda del suelo dado como una fracción del almacenamiento total efectivo ($1, 0$) (Figura 2).

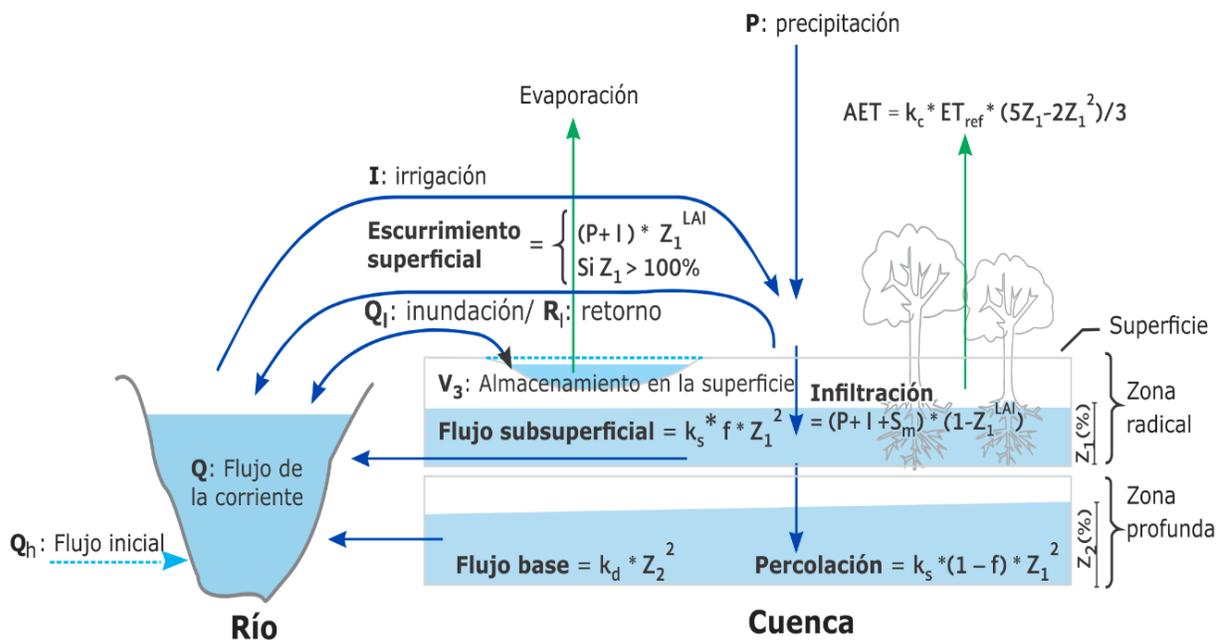


Figura 2. Esquema del método de la humedad del suelo (Angarita *et al.*, 2018).

Alimentación del modelo

La metodología empleada para la alimentación de *WEAP* se muestra en la Figura 3. Los datos generados en *SWAT* para las unidades de respuesta hidrológica (HRU por sus siglas en inglés) de la cuenca del río Sordo calibrados por Sánchez-Galindo *et al.* (2017) se incorporaron, previa ponderación entre superficies y conversión de unidades, a las áreas (*branches*) con que opera *WEAP*.

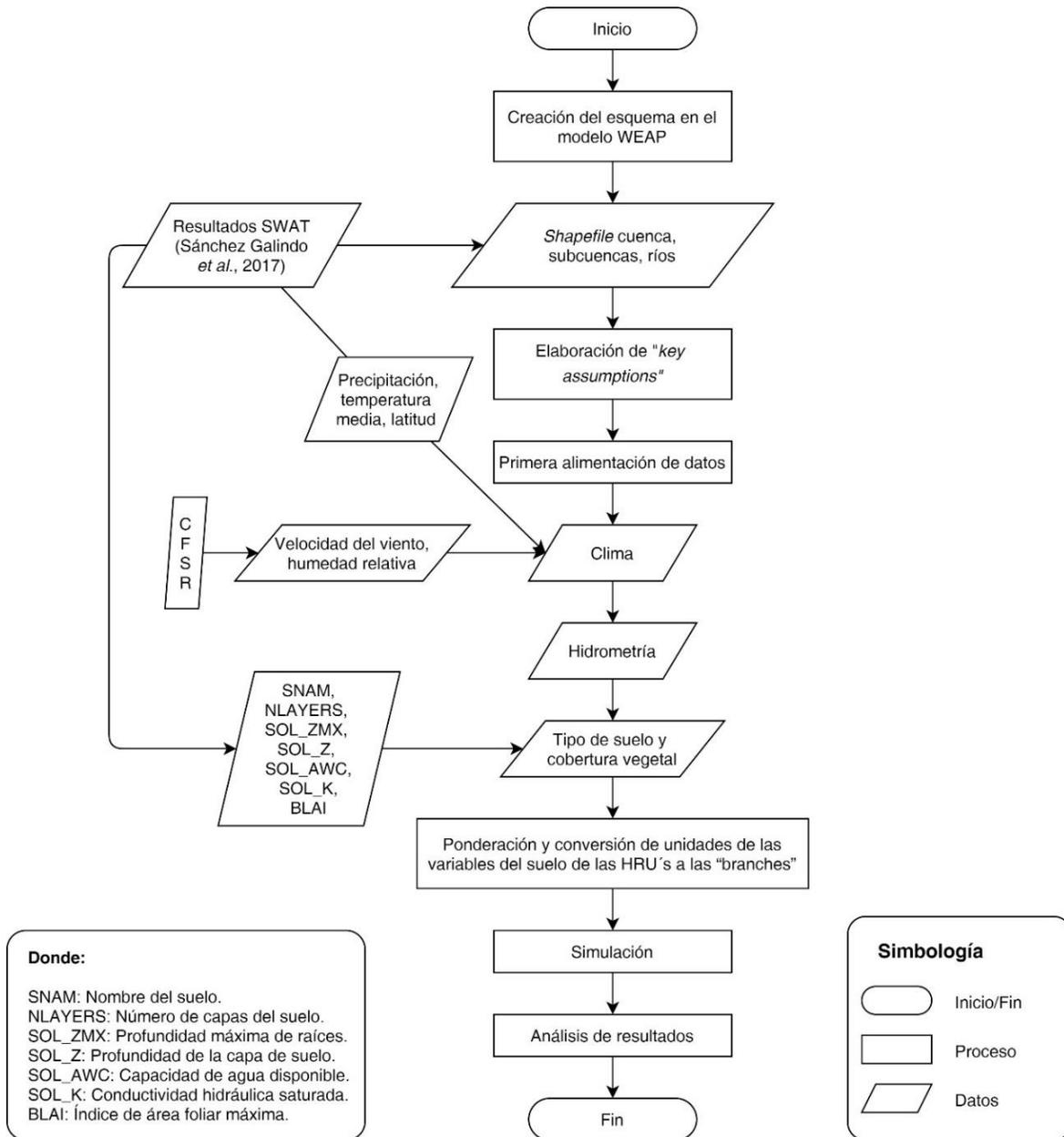


Figura 3. Metodología utilizada en el modelo *WEAP* para la cuenca del río Sordo.

Para operar *WEAP*, se integró el esquema general de la cuenca, con base en la delimitación empleada en *SWAT*, a través de 175 subcuencas con sus cauces principales y la estación hidrométrica 20021 "Ixtayutla". Posteriormente, en *Data → Demand Sites and Catchments* se agregaron manualmente las ramificaciones, 1 729, es decir, las unidades de respuesta hidrológica creadas por *SWAT*, utilizándose para ello la tabla generada en la capa vectorial "FullHRU".

Después del esquema, se crearon los supuestos clave (*key assumptions*) para las variables: precipitación, temperatura media, latitud, velocidad del viento, humedad relativa, coeficiente de cultivo, capacidad de almacenamiento de agua en la zona radical, índice de área foliar (factor de resistencia al escurrimiento), conductividad hidráulica en la zona radical y dirección preferencial de flujo. Los supuestos clave se utilizan cuando se trabaja con muchas subcuencas que requieren ingresar la misma información. Esta herramienta, junto con las opciones *Export expressions to Excel* e *Import expressions from Excel*, localizadas en la ventana *Edit*, agilizaron el ingreso de datos.

La recopilación y acomodo de los datos climáticos, hidrométricos y de cobertura vegetal/tipo de suelo se describe a continuación.

De la hoja *wgn* del libro *Access*, nombrado como el proyecto creado en *SWAT*, se identificaron las estaciones meteorológicas empleadas en *SWAT* para la cuenca del río Sordo (Tabla 1).

Tabla 1. Estaciones climatológicas utilizadas en la modelación hidrológica de la cuenca del río Sordo.

Clave	Nombre	Latitud N (°)	Longitud O (°)	Altitud (m)
20026	Chalcatongo de Hidalgo	17.03300	-97.58300	2 250
20038	Santiago Ixtayutla	16.56700	-97.66700	510
20044	Jalapa del Valle	17.06700	-96.88300	1 650
20076	Asunción Nochixtlán (SMN)	17.46667	-97.21667	2 080
20094	Putla de Guerrero (CFE)	17.11667	-97.87305	1 316
20102	San Agustín Tlacotepec	17.20000	-97.51778	2 018
20105	San Esteban Atatlahuaca	17.06500	-97.67917	2 455
20126	Sta. Cruz Zenzotepec	16.53300	-97.48300	970
20130	Sta. María Yucuhiti	17.01667	-97.79972	1 876
20153	Sto. Domingo Teojomulco	16.60000	-97.21700	1 300

Clave	Nombre	Latitud N (°)	Longitud O (°)	Altitud (m)
20159	Pedro y Pablo Teposcol	17.50131	-97.48254	2 183
20167	Sta. Ma. Asunción Tlax. (DGE)	17.26700	-97.68300	2 065
20178	Villa Chalcatongo, (CFE)	17.03306	-97.58305	2 428
20186	Santiago Yosondua, Stgo. Y.	16.89972	-97.59972	2 222
20187	Yutacua, Stgo. Ixtayutla	16.60361	-97.62500	437
20259	Zacatepec, Zacatepec	16.75000	-97.78300	900

Los datos diarios de precipitación y temperatura ingresados en el modelo *SWAT* se pasaron a valores mensuales. En específico, para *WEAP* se tienen los datos mensuales de velocidad del viento (VV) y humedad relativa (HR) entre 1979 y 1985, que se obtuvieron para la malla que utiliza a nivel global el *Climate Forecast System Reanalysis* (NCEP, 2019). Los datos de HR y VV, para la malla que corresponde a la cuenca, se interpolaron a nivel mensual (con la extensión *Spline* de *ArcMap*) y se extrajeron los datos específicos para coordenadas geográficas de las estaciones mostradas en la Tabla 1.

Los datos de escurrimiento usados en la calibración y validación de *SWAT*, obtenidos del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (Conagua-IMTA, 2019) para la estación Ixtayutla (Sánchez-Galindo *et al.*, 2017), se ingresaron mensualmente a *WEAP* mediante la ruta *Supply and Resources* → *River* → "Sordo" → *Streamflow Gauges* → "Ixtayutla" → *ReadFromFile Wizard*.

Enseguida se describen las variables de vegetación/suelo que componen el modelo *WEAP*. La metodología del coeficiente del cultivo (K_c) se usó para calcular la evapotranspiración de cultivo bajo condiciones estándar (ET_c) (ver Ecuación (3)). Las condiciones estándar son aquellas que se desarrollan en campos extensos, bajo condiciones agronómicas excelentes y sin limitaciones de humedad del suelo. La evapotranspiración de un cultivo (ET_c) discrepa de la de referencia (ET_o), obtenida por lo general para un pasto, en función de las características de cobertura del suelo, propiedades de la vegetación y resistencia aerodinámica; efectos que están incorporados en el coeficiente del cultivo K_c (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006) (Tabla 2):

$$ET_c = K_c ET_o \quad (3)$$

Tabla 2. Valores de K_c utilizados en la cuenca del río Sordo. Fuente: Hernández-Vargas (2017).

Clave	Descripción	Coefficiente de cultivo (Kc)
BENC	Bosque de encino	0.9
ENPI	Bosque de encino-pino	0.8
FRSD	Selva baja caducifolia	1.0
FRSE	Bosque mesófilo de montaña	1.1
MATO	Chaparral	0.6
PASI	Pastizal	1.0
PIEN	Bosque de pino-encino	1.0
PINO	Bosque de pino	1.0
RIEG	Agricultura de riego	1.1
RNGB	Bosque de táscate	0.8
TEMP	Agricultura de temporal	0.9
URMD	Residencial mediana densidad	1.0
WATR	Cuerpos de agua	0.7

Como ya se indicó, una de las características más distintivas del método de la humedad del suelo es que representa a la cuenca a través de dos capas de suelo. Por consiguiente, la profundidad de la primera capa por tipo de suelo (Ecuación (4)) se obtuvo ponderando las profundidades radicales de referencia de las coberturas vegetales contenidas en la Tabla 3 (valores adquiridos del trabajo de Sánchez-

Galindo *et al.* (2017), con base en datos predeterminados en SWAT). La profundidad de la capa radical por tipo de suelo, es decir, las ponderaciones resultantes, se redondearon a múltiplos de 50 (Tabla 4). Por otra parte, el grosor de la zona profunda de cada tipo de suelo se obtuvo con la diferencia entre los valores de profundidad total (datos obtenidos por Sánchez-Galindo *et al.* (2017) de las capas de perfiles de suelo, serie II, del INEGI) y de la primera capa (Tabla 4):

$$Pr_p = \sum_{i=1}^n \frac{A_i USV_i}{AT_s} \quad (4)$$

Donde Pr_p es la profundidad radicular ponderada (mm); A_i , el área del uso de suelo y vegetación (ha); USV_i , la profundidad de la vegetación (mm); y AT_s es el área total del tipo de suelo de interés (ha).

Tabla 3. Profundidades radicales para cada uso de suelo y vegetación de la cuenca del río Sordo.

Clave	Descripción	Profundidad (mm)
BENC	Bosque de encino	600
ENPI	Bosque de encino-pino	600
FRSD	Selva baja caducifolia	500
FRSE	Bosque mesófilo de montaña	1 000

Clave	Descripción	Profundidad (mm)
MATO	Chaparral	400
PASI	Pastizal	200
PIEN	Bosque de pino-encino	600
PINO	Bosque de pino	800
RIEG	Agricultura de riego	600
RNGB	Bosque de táscate	500
TEMP	Agricultura de temporal	350
URMD	Residencial mediana densidad	650
WATR	Cuerpos de agua	0

Tabla 4. Profundidad total y de la primera capa de suelo para la cuenca del río Sordo.

Clave	Suelo	Profundidad, primera capa <i>WEAP</i> (mm)	Profundidad total (mm)
AC	Acrisol	650	1 100
CM	Cambisol	600	1 250
EL	Rendzina	500	650
FL	Fluvisol	500	1 000
Hc	Phaeozem	450	1 000
Is	Litosol	500	650
Lc	Luvisol	550	1 000
Re	Regosol	500	800
Vc	Vertisol	350	1 000

Con la profundidad radical ponderada y la profundidad de la capa profunda se calculó la capacidad de almacenamiento de agua en la zona radical (S_w) y la zona profunda (Dw_s) por tipo de suelo (Tabla 5) a través de la Ecuación (5) y Ecuación (6). Finalmente, con la Ecuación (7) se obtuvieron los valores de la capacidad de almacenamiento en la zona profunda por subcuenca (Dw_{sub}); los valores oscilaron entre 83 y 294 mm:

$$S_w = \sum_{i=1}^n SOL_{Z_i} SOL_{AWC_i} \quad (5)$$

$$Dw_s = \sum_{i=1}^n SOL_{Z_i} SOL_{AWC_i} \quad (6)$$

$$DW_{sub} = \sum_{i=1}^n \frac{A_i DW_{s_i}}{AT_{sub}} \quad (7)$$

Donde Sw es la capacidad de almacenamiento de agua de la zona de raíces (mm); DW_s , la capacidad de almacenamiento de agua en la zona profunda del tipo de suelo (mm); DW_{sub} , la capacidad de almacenamiento de agua de la subcuenca (mm); SOL_Z , la profundidad de la capa (mm); SOL_{AWC}_i , la capacidad de agua disponible de la capa (mm mm^{-1}); A_i , el área del tipo de suelo (ha), y AT_{sub} es el área total de la subcuenca (ha).

Tabla 5. Valores de la capacidad de almacenamiento de agua de la zona radical (Sw) y zona profunda (DW_s) por tipo de suelo en la cuenca del río Sordo.

Clave	Suelo	Sw (mm)	Dws (mm)
AC	Acrisol	340	340
CM	Cambisol	274	274
EL	Rendzina	291	291
FL	Fluvisol	199	199
Hc	Phaeozem	205	205
Is	Litosol	222	222
Lc	Luvisol	296	296
Re	Regosol	212	212
Vc	Vertisol	178	178

El índice de área foliar (LAI, por sus siglas en inglés), localizado en el tercer término de la Ecuación (1) en *WEAP*, representa el efecto del dosel en el escurrimiento superficial. Este valor se tomó de la calibración de *SWAT*, donde se le identifica como índice de área foliar máximo ($m^2 m^{-2}$), *BLAI* (Tabla 6).

Tabla 6. Índices de área foliar por tipo de cobertura ingresados a *WEAP* para la cuenca del río Sordo.

Clave	Descripción	IAF o RRF ($m^2 m^{-2}$)
BENC	Bosque de encino	5.7

Clave	Descripción	IAF o RRF (m ² m ⁻²)
ENPI	Bosque de encino-pino	5.7
FRSD	Selva baja caducifolia	2.1
FRSE	Bosque mesófilo de montaña	5.6
MATO	Chaparral	2.1
PASI	Pastizal	1.7
PIEN	Bosque de pino-encino	5.5
PINO	Bosque de pino	5.5
RIEG	Agricultura de riego	3.6
RNGB	Bosque de táscate	5.6
TEMP	Agricultura de temporal	3.6
URMD	Residencial mediana densidad	8
WATR	Cuerpos de agua	0.1

La conductividad hidráulica a saturación en la zona radical (K_s) y en la zona profunda (K_d) se presenta cuando el almacenamiento relativo en Z1 y Z2, respectivamente, es igual a 1.0 (saturación). El valor de K_s se divide de acuerdo con la dirección preferencial del flujo, en forma subsuperficial y percolación hacia la capa profunda. Mientras que K_d controla el movimiento del flujo base, de modo que éste se incrementa a medida que la K_d aumenta.

Con la Ecuación (8) y Ecuación (9) se obtuvieron, por tipo de suelo, los valores de K_s y Kd_s (Tabla 7), respectivamente. La información de conductividad hidráulica proviene de la corrida previa con *SWAT* (Sánchez-Galindo *et al.*, 2017). Sin embargo, como el parámetro de conductividad en la zona profunda se ingresó a nivel subcuenca (Kd_{sub}), éste se calculó con la Ecuación (10), obteniéndose un rango entre 10 y 1 241 mm mes⁻¹.

$$K_s = \sum_{i=1}^n \frac{SOL_Z_i K24_i}{Pr_1} \quad (8)$$

$$Kd_s = \sum_{i=1}^n \frac{SOL_Z_i K24_i}{Pr_2} \quad (9)$$

$$Kd_{sub} = \sum_{i=1}^n \frac{A_i Kd_{s_i}}{AT_{sub}} \quad (10)$$

Donde K_s es la conductividad hidráulica de la zona radical (mm mes⁻¹); Kd_s , la conductividad hidráulica de la zona profunda del tipo de suelo (mm mes⁻¹); Kd_{sub} , la conductividad hidráulica de la zona profunda de la subcuenca (mm mes⁻¹); SOL_Z_i , la profundidad de la capa (mm); $K24_i$, el parámetro de *SWAT* SOL_K de la capa multiplicado por 24; Pr_1 , la profundidad radicular por tipo de suelo ponderada (mm); Pr_2 , la profundidad de la capa profunda por tipo de suelo (mm); A_i , el área del tipo de suelo (ha), y AT_{sub} es el área total de la subcuenca (ha).

Tabla 7. Valores de conductividad hidráulica en la zona radical (K_s) y profunda (K_{d_s}) por tipo de suelo, para la cuenca del río Sordo.

Clave	Suelo	K_s (mm mes ⁻¹)	K_{d_s} (mm mes ⁻¹)
AC	Acrisol	32	28
CM	Cambisol	569	318
EL	Rendzina	796	10
FL	Fluvisol	1 064	1 331
Hc	Phaeozem	278	94
Is	Litosol	335	10
Lc	Luvisol	483	212
Re	Regosol	540	10
Vc	Vertisol	121	123

La humedad de la zona radicular (Z1) y de la zona profunda (Z2) al inicio de la simulación es el almacenamiento relativo de la primera y segunda capa, respectivamente, expresado como porcentaje de la acumulación efectiva total. Se ingresó el 30 % para ambas humedades.

Evaluación de la eficiencia

La evaluación de la eficiencia del modelo *WEAP* para simular escurrimientos anuales y mensuales se llevó a cabo durante el periodo 1975-1985, siendo 1975 el año base.

La evaluación del comportamiento y el desempeño de los modelos se hizo comparando el escurrimiento simulado y el escurrimiento medido en la salida del área de captación (Krause, Boyle, & Bäse, 2005). Los índices utilizados en el presente trabajo se describen a continuación.

El coeficiente de determinación (r^2) describe la variación de los datos observados con respecto a los simulados por el modelo. El rango de r^2 varía de 0 a 1; los valores más altos indican un menor error de variación y valores mayores a 0.5 se consideran aceptables. Este estadístico es demasiado sensible a los valores extremos altos e insensible a las diferencias aditivas y proporcionales entre las predicciones del modelo y los datos medidos (Moriasi *et al.*, 2007).

El Índice de eficiencia de Nash y Sutcliffe (NSE), es el estadístico normalizado que determina la magnitud relativa de la varianza residual (ruido), en comparación con la variación de los datos medidos (información). Indica qué tan bien la gráfica de datos observados *versus*

simulados se ajusta a la línea 1:1. Toma valores comprendidos entre $-\infty$ y 1; si el resultado es 1, el ajuste es perfecto; si es 0, el error es del mismo orden de magnitud que la varianza de los datos observados, por lo que la media de los datos observados tendrá una capacidad de predicción similar al modelo. Valores inferiores a cero implican que la media tiene una capacidad de predicción más alta que el modelo, lo cual implica que los valores simulados son malos (Moriasi *et al.*, 2007).

El sesgo porcentual (PBIAS) calcula la tendencia del modelo a subestimar (valores positivos) o sobreestimar (valores negativos) la variable de interés. Los valores de baja magnitud indican una simulación precisa del modelo, siendo 0 el número óptimo (Moriasi *et al.*, 2007).

Resultados y discusión

Caudales mensuales

Como parte de los resultados se presentan los caudales mensuales y anuales simulados con *SWAT* (Sánchez-Galindo *et al.*, 2017) y los generados con *WEAP* a través de parámetros biofísicos calibrados en *SWAT* para la cuenca del río Sordo.

En la Figura 4 se muestran los caudales mensuales medidos *versus* los simulados por *SWAT* y *WEAP* para el periodo 1976 a 1985; también se incluyen los valores de *NSE* y *PBIAS*. Se observa que *WEAP* calculó bien los caudales base mientras que *SWAT*, aunque replicó de buena manera los caudales pico, presentó problemas con la curva de recesión al aproximarse al caudal base. Este comportamiento de *WEAP* difiere de los resultados obtenidos por Ingol-Blanco y McKinney (2013), quienes encontraron que *WEAP* reproduce mejor los escurrimientos pico que los caudales base en la cuenca del río Conchos. Asimismo, se nota que el valor de *NSE* de *SWAT* (0.82) fue mayor que el obtenido en *WEAP* (0.73). Esto implica, de acuerdo con Moriasi *et al.* (2007), que los valores de *NSE* son "muy bueno" para *SWAT* y "bueno" para *WEAP*.

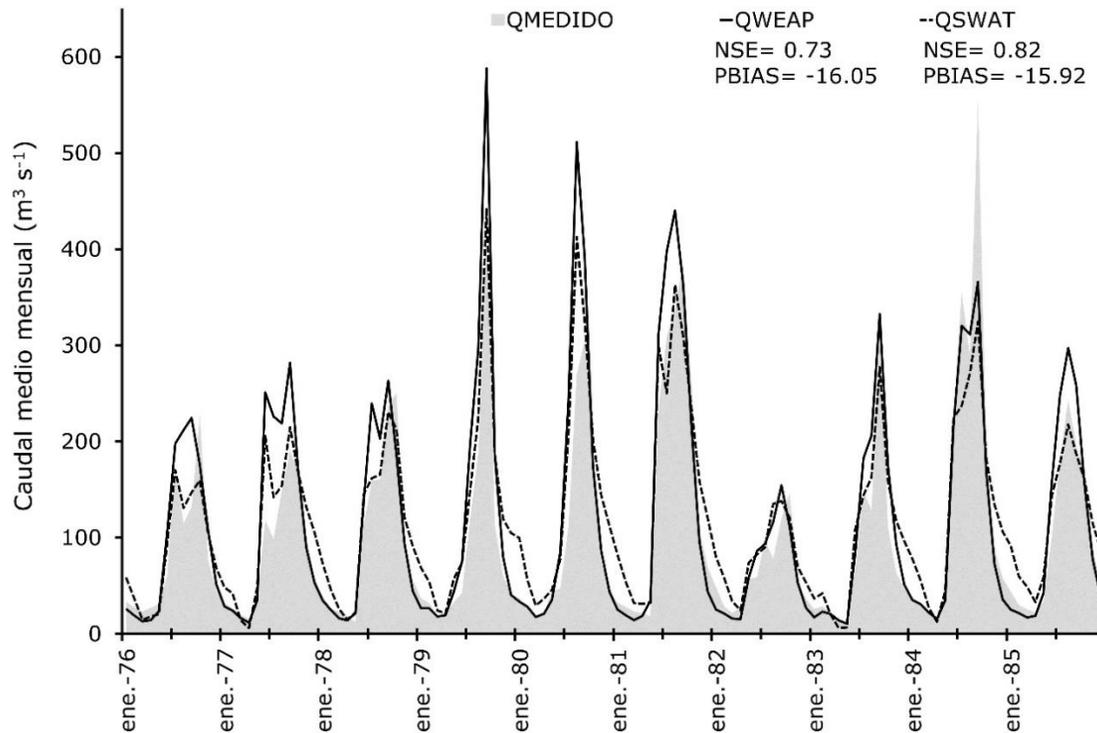


Figura 4. Caudales medios mensuales observados y simulados por *SWAT* y *WEAP* de la cuenca del río Sordo.

El índice $NSE = 0.73$ de *WEAP* se encuentra dentro del rango de resultados que han tenido otros autores, como Varela-Ortega *et al.* (2016) en la cuenca del río Guadiana, España, con $NSE > 0.7$; Olsson *et al.* (2017), en la cuenca Chancay-Huaral Perú, con $NSE \geq 0.8$; y Höllermann, Giertz y Diekrüger (2010), en la cuenca Ouémé-Bonou, Benín, con $NSE \geq 0.78$.

Por otro lado, los valores de PBIAS -16.05 y -15.92 de *WEAP* y *SWAT*, respectivamente, indican que ambas herramientas sobreestiman de manera similar el caudal mensual observado.

En la Figura 5 se observa que el r^2 del escurrimiento medio mensual de *SWAT* fue ligeramente más alto que el de *WEAP* (0.85 vs. 0.84), es decir, revela menor error de variación. Sin embargo, aunque la r^2 se ha utilizado ampliamente para la evaluación de modelos, sólo cuantifica la dispersión de los resultados. Por ejemplo, un modelo que sistemáticamente sobreestima o subestima todo el tiempo mostrará valores cercanos a 1.0, incluso si todas las predicciones fueran erróneas (Krause *et al.*, 2005; Moriasi *et al.*, 2007). Sin embargo, al considerar el valor de r^2 , respecto a la ordenada al origen, se observa que *WEAP* presenta un valor más cercano a cero (6.6) que *SWAT* (34.9); esto es, un caudal observado de 0 daría como resultado 6.6 en *WEAP* y 34.9 en *SWAT*. Al mismo tiempo, la pendiente de la recta refleja una sobrepredicción de 9.55 % para *WEAP* y una subpredicción de 15.32 % para *SWAT*.

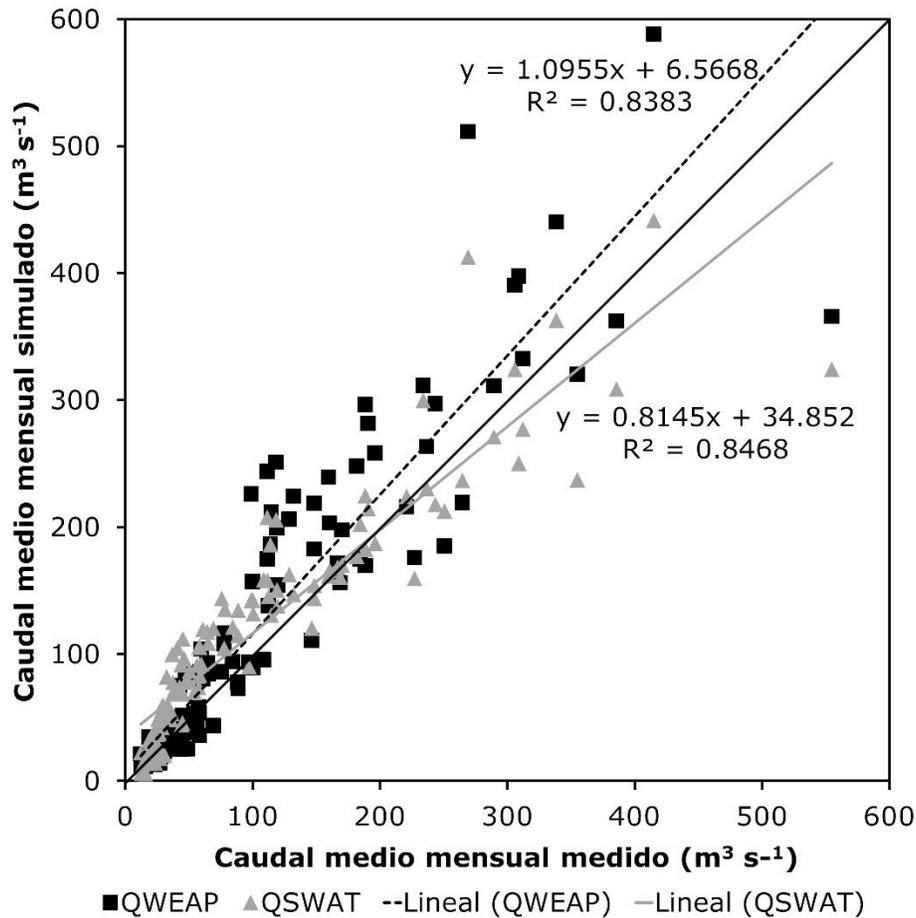


Figura 5. Relación entre caudales medios mensuales observados y simulados con *SWAT* y *WEAP* en la cuenca del río Sordo.

En 2016, Adgolign *et al.* evaluaron el cambio de la disponibilidad de agua en la subcuenca Didessa, Etiopía. Para ello, se apoyaron de las mismas herramientas que en el presente trabajo, *SWAT* y *WEAP*. Con *SWAT* se completaron los huecos en los datos de flujo medidos; mientras

que *WEAP* se utilizó para modelar la asignación de los recursos hídricos superficiales de la cuenca.

Hussen *et al.* (2018) calibraron y validaron la capacidad de *SWAT* para simular el escurrimiento de la subcuenca Abaya-Chamo, Etiopía, obteniendo un $r^2 = 0.77$ y un $NSE = 0.76$ durante la calibración, y un $r^2 = 0.80$ y un $NSE = 0.78$ en la validación. Posteriormente se implementó el modelo *WEAP* para asignar los recursos hídricos de la subcuenca bajo escenarios de cambio climático.

En la cuenca del sur de Phuthiatsana, Lesoto, se evaluó la cantidad de agua superficial. Para ello se estimaron flujos en cuencas no aforadas con *SWAT* y se asignaron los recursos en la cuenca utilizando *WEAP*. *SWAT* se calibró de 1979 a 2001, $NSE = 0.59$ y $r^2 = 0.59$, validó de 2002 a 2013, $NSE = 0.52$ y $r^2 = 0.66$ (Maliehe & Mulungu, 2017).

Caudales medios anuales

Los caudales medios anuales simulados en *WEAP* alcanzaron un $NSE = 0.3$ al compararse con los valores observados en la estación hidrométrica,

resultando un ajuste "insatisfactorio" (Moriassi *et al.*, 2007), sobre todo por el efecto de los años 1977, 1979 y 1980 (Figura 6). Por su parte, SWAT alcanzó un mejor ajuste con un $NSE = 0.73$ "bueno" y un $PBIAS = -4.6$, es decir sólo sobreestimó en un 4.6 %. Algo semejante ocurrió con los valores de r^2 : WEAP obtuvo 0.63 mientras que SWAT logró 0.76 (Figura 7).

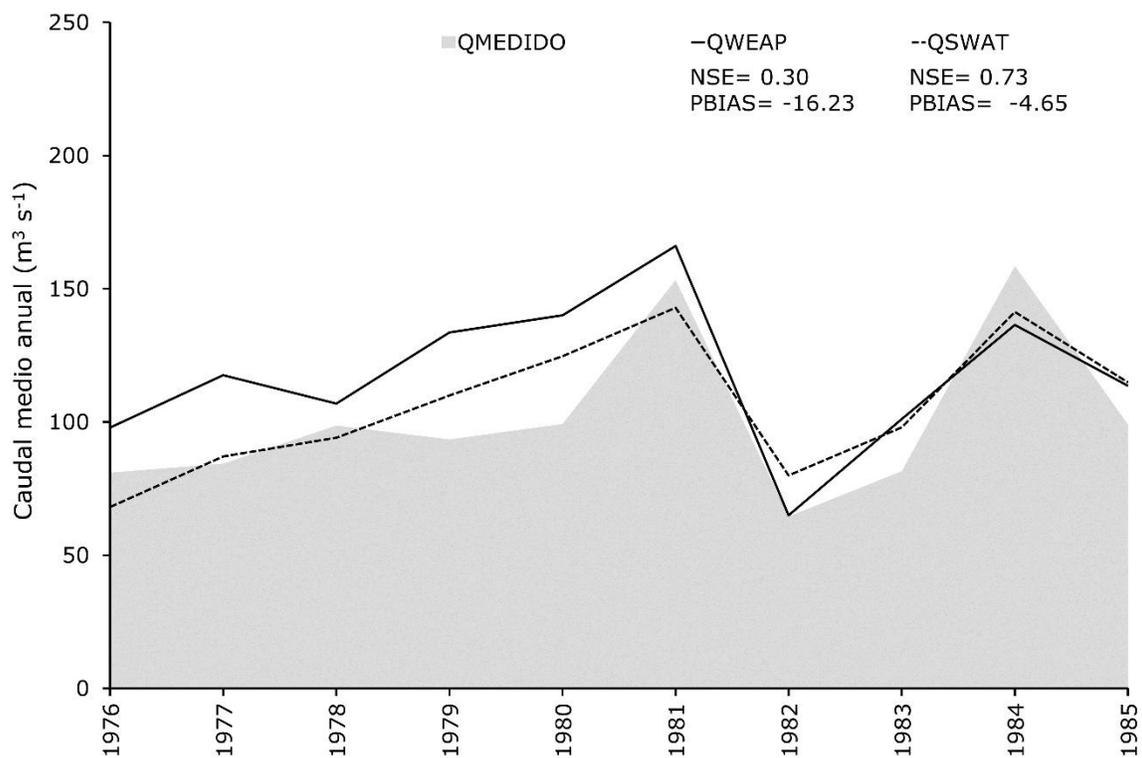


Figura 6. Caudales medios anuales observados y simulados por SWAT y WEAP de la cuenca del río Sordo.

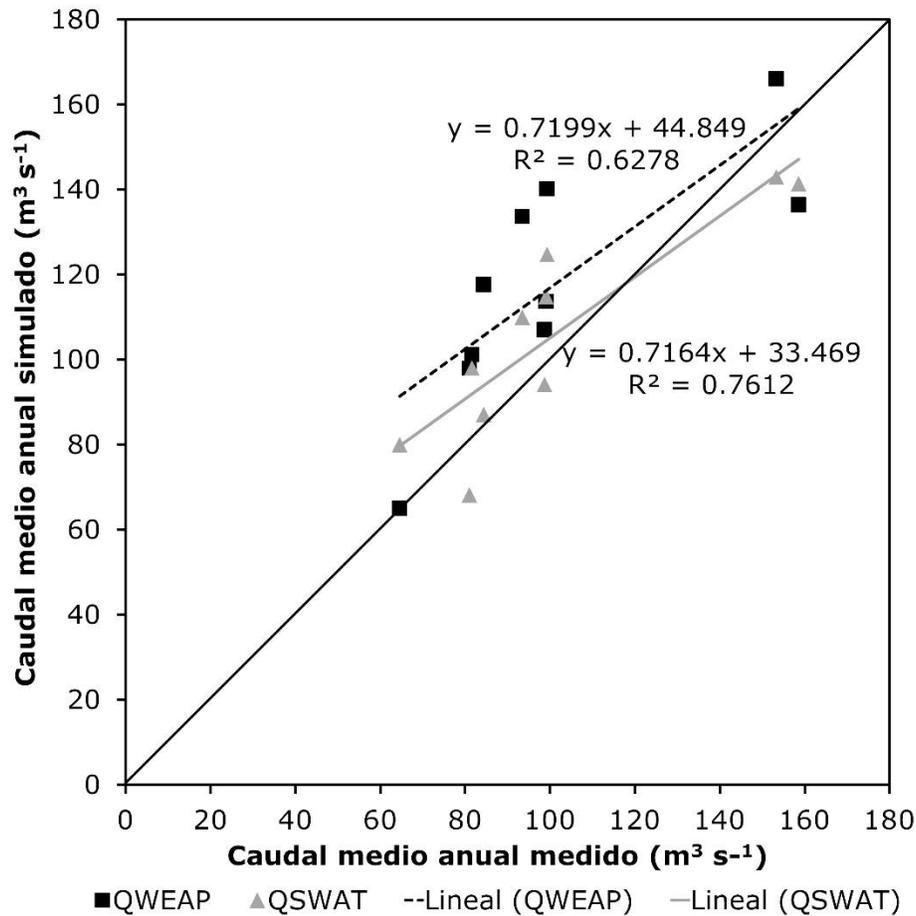


Figura 7. Relación entre caudales medios anuales observados y simulados por *SWAT* y *WEAP* de la cuenca del río Sordo.

En la Tabla 8 es posible apreciar que *SWAT* y *WEAP* son confiables para la simulación de escurrimientos mensuales y anuales, según los índices de r^2 , *NSE* y *PBIAS*, aseveración también estipulada por Faiz *et al.* (2018), quienes obtuvieron para *WEAP* valores de *NSE* entre 0.83 y 0.88,

y r^2 entre 0.86 y 0.92; y para *SWAT*, valores de *NSE* entre 0.80 y 0.81 y r^2 entre 0.81 y 0.82. Asimismo, en el trabajo de Sánchez-Galindo *et al.* (2017), *SWAT* simuló satisfactoriamente la producción de biomasa y sedimentos. Es importante resaltar que en este trabajo se aprovechó la información previamente recabada y utilizada para alimentar a *SWAT*, sin embargo, es totalmente factible alimentar *WEAP* sin modelar previamente en *SWAT* y hasta podría considerarse más sencillo debido a la naturaleza más robusta de *WEAP*. Por ende, la elección de uno u otro modelo dependerá de los datos disponibles, los objetivos del estudio, de la herramienta que conozca el modelador y de las salidas de interés de los tomadores de decisiones.

Tabla 8. Evaluación de la eficiencia para simular escurrimientos mensuales y anuales de *WEAP* y *SWAT* en la cuenca del río Sordo.

Periodo	Modelo	r^2	<i>NSE</i>	Ajuste <i>NSE</i>	<i>PBIAS</i> (%)	Ajuste <i>PBIAS</i>
Mensual	<i>SWAT</i>	0.85	0.82	Muy bueno	-15.92	Satisfactorio
	<i>WEAP</i>	0.84	0.73	Bueno	-16.05	Satisfactorio
Anual	<i>SWAT</i>	0.76	0.73	Bueno	-4.65	Muy bueno
	<i>WEAP</i>	0.63	0.3	Insatisfactorio	-16.23	Satisfactorio

Conclusiones

La modelación hidrológica es una herramienta útil para el conocer el comportamiento y la distribución de los recursos hídricos en una cuenca. El conocimiento que se obtiene de este proceso es crucial en la implementación de políticas de gestión sustentable para el uso y aprovechamiento del agua.

Los resultados obtenidos en el presente estudio manifiestan que los modelos *SWAT* y *WEAP* son capaces de simular satisfactoriamente los escurrimientos mensuales y anuales de la cuenca del río Sordo, según los índices de eficiencia r^2 , *NSE* y *PBIAS*. Sin embargo, en la escala de tiempo anual, *WEAP* presenta un *NSE* = 0.3, por lo cual *SWAT* fue superior.

La cantidad de datos para el funcionamiento de estas dos herramientas es desigual. Por un lado, *SWAT*, modelo de base física, requiere una enorme cantidad de información; mientras que *WEAP*, modelo conceptual-base física, demanda menor cantidad de datos. Sin embargo, esta característica a favor de *WEAP* presenta el inconveniente de que los valores de esos pocos parámetros que lo definen no están plenamente acotados en la literatura, como sucede con *SWAT*.

De este trabajo podemos deducir que es posible obtener resultados satisfactorios en *WEAP* utilizando datos de la herramienta *SWAT*, como se ha realizado en otras investigaciones. Sin embargo, sólo se recomienda recurrir a *SWAT* para alimentar a *WEAP* cuando se cuente con un trabajo de éste en el sitio de interés.

Es importante enfatizar que antes de elegir el mejor modelo se deben tener claros los objetivos del estudio, al igual que la disponibilidad, capacidades y necesidades de la herramienta computacional a utilizar.

Referencias

- Adgolign, T. B., Srinivasa-Rao, G. V. R., & Abbulu, Y. (2016). *WEAP modeling of surface water resources allocation in Didessa Sub-Basin, West Ethiopia. Sustainable Water Resources Management, 2*, 55-70. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s40899-015-0041-4>
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Estudio FAO riego y drenaje 56. Evapotranspiración del cultivo (guías para la determinación de riego de los requerimientos de agua de los cultivos)*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-x0490s.pdf>
- Angarita, H., Wickel, A. J., Sieber, J., Chavarro, J., Maldonado-Ocampo, J. A., Herrera-R., G. A., Delgado, J., & Purkey, D. (2018). Basin-scale impacts of hydropower development on the Mompós Depression wetlands, Colombia. *Hydrology and Earth System Sciences, 22*(5),

2839-2865. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/hess-22-2839-2018>

Conagua-IMTA, Comisión Nacional del Agua-Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2019). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS)*. Recuperado de <https://www.imta.gob.mx/bandas>

Cuceloglu, G., Abbaspour, K. C., & Ozturk, I. (2017). Assessing the water-resources potential of Istanbul by using a soil and water assessment tool (SWAT) hydrological model. *Water (Switzerland)*, 9(10), 814-832. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w9100814>

Faiz, M. A., Liu, D., Fu, Q., Li, M., Baig, F., Ahmad-Tahir, A., Imran-Khan, M., Li, T., & Cui, S. (2018). Performance evaluation of hydrological models using ensemble of General Circulation Models in the northeastern China. *Journal of Hydrology*, 565, 599-613. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.057>

Hernández-Vargas, M. Á. (2017). *Implementación de la herramienta WEAP al sistema Cutzamala*. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Höllermann, B., Giertz, S., & Diekkrüger, B. (2010). Benin 2025- Balancing future water availability and demand using the WEAP "Water Evaluation and Planning" System. *Water Resources Management*, 24(13), 3591-3613. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9622-z>

Hussen, B., Mekonnen, A., & Pingale, S. M. (2018). Integrated water

resources management under climate change scenarios in the sub-basin of Abaya-Chamo, Ethiopia. *Modeling Earth Systems and Environment*, 4(1), 221-240. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0438-9>

Ingol-Blanco, E., & McKinney, D. C. (2013). Development of a hydrological model for the rio Conchos Basin. *American Society of Civil Engineers*, 18, 340-351. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000607](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000607).

Krause, P., Boyle, D. P., & Bäse, F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 5, 89-97. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/adgeo-5-89-2005>

Maliehe, M., & Mulungu, D. M. M. (2017). Assessment of water availability for competing uses using SWAT and WEAP in South Phuthiatsana catchment, Lesotho. *Physics and Chemistry of the Earth*, 100, 305-316. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.pce.2017.02.014>

Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), 885-900.

NCEP, The National Centers for Environmental Prediction. (2019). *Global Weather Data for SWAT*. Recuperado de <https://globalweather.tamu.edu/>

Olsson, T., Kämäräinen, M., Santos, D., Seitola, T., Tuomenvirta, H.,

- Haavisto, R., & Lavado-Casimiro, W. (2017). Downscaling climate projections for the Peruvian coastal Chancay-Huaral Basin to support river discharge modeling with WEAP. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 13, 26-42. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.05.011>
- Salgado, J. H., & Güitrón, A. (2012). Aplicabilidad de los modelos hidrológicos distribuidos. En: *XXII Congreso Nacional de Hidráulica* (p. 5), Acapulco, Guerrero, México.
- Sánchez-Galindo, M., Fernández-Reynoso, D. S., Martínez-Ménez, M. R., Rubio-Granados, E., & Ríos-Berber, J. D. (2017). Modelo hidrológico de la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México, con SWAT. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(5), 141-156. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-05-10>
- Sieber, J., & Purkey, D. (2015). *User Guide for WEAP 2015*. Recuperado de https://www.weap21.org/downloads/WEAP_User_Guide.pdf
- Singh, V. P., & Woolhiser, D. A. (2002). Mathematical modeling of watershed hydrology. *Journal of Hydrologic Engineering*, 7(4), 270-292. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2002\)7:4\(270\)](https://doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2002)7:4(270))
- Varela-Ortega, C., Blanco-Gutiérrez, I., Esteve, P., Bharwani, S., Fronzek, S., & Downing, T. E. (2016). How can irrigated agriculture adapt to climate change? Insights from the Guadiana basin in Spain. *Regional Environmental Change*, 16(1), 59-70. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0720-y>

Yates, D., Sieber, J., Purkey, D., & Huber-Lee, A. (2005). WEAP21-A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model. Part 1 : Model Characteristics. *Water International*, 30(4), 487-500.

Disposición a pagar para mejorar la calidad del agua en Zapopan

Willingness to pay to improve water quality in Zapopan

Hugo Briseño¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8465-8683>

Edith Macedo², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1639-6006>

¹Universidad Panamericana. Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Álvaro del Portillo 49, Zapopan, Jalisco, 45010, México, hbrisen@up.edu.mx

²Universidad Panamericana. Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales. Álvaro del Portillo 49, Zapopan, Jalisco, 45010, México, emacedo@up.edu.mx

Autor para correspondencia: Hugo Briseño, hbrisen@up.edu.mx

Resumen

El objetivo que se persigue con el presente artículo es explorar los factores que están asociados con la disposición a pagar para mejorar la calidad del

agua en la ciudad mexicana de Zapopan, Jalisco. Se lleva a cabo una encuesta a 400 hogares, la cual arroja que los consultados toman agua embotellada (99 %); consideran que el agua suministrada huele mal (53 %) y que está contaminada (69 %); temen por su salud o la de sus familiares por beber del grifo (74 %), pero estarían dispuestos a tomar agua del mismo si la calidad mejorara (77 %). Sin embargo, más de la mitad no estaría dispuesta a pagar más por mejorar la calidad del agua o pagaría no más de 40 pesos (31 y 22 %, respectivamente). A través de un modelo *logit* ordenado se encuentra que existe una relación significativa y positiva entre la disposición a pagar por mejorar la calidad del agua y estar abierto a tomar agua del grifo si esto sucede; a percibir que las autoridades encargadas del sector agua hacen lo correcto; a una creencia de escasez de agua en la colonia; a tener personas con problemas de salud en casa, y al nivel de ingresos. Por otro lado, mayor disposición de pago se relaciona negativa y significativamente con la percepción de que el agua huela mal, el nivel de confianza en los otros y la edad.

Palabras clave: disposición a pagar, agua de calidad, servicio de agua, suministro de agua, tarifa de agua.

Abstract

The objective of this article is to explore the factors that are associated with the willingness to pay (WTP) to improve water quality in the Mexican city of Zapopan, Jalisco. A survey of four hundred households is carried

out. It shows that the respondents drink bottled water (99 %); consider that the supplied water smells bad (53 %) and that it is contaminated (69 %); they fear for their health or that of their family members from drinking from the tap (74 %), but would to drink water from it if the quality improved (77 %). However, more than half would not be willing to pay for an improvement in water quality or pay up to a limit of 40 pesos (31 and 22 %, respectively). Through an orderly logit model, it is found that there is a significant and positive relationship between the willingness to pay for improving water quality and being open to drinking tap water if it happens, perceiving the authorities responsible for water sector do the right actions; a belief of water scarcity in the colony; having people with health problems at home, and the income level. On the other hand, more willingness to pay relates negatively and significantly with the perception that water smells bad, the level of trust in others, and age.

Keywords: willingness to pay, safe drinking water, water service, water quality, water supply, pricing water.

Recibido: 08/02/2020

Aceptado: 15/06/2020

Introducción

Aunque los organismos operadores de agua en México se empeñan porque la calidad del agua que llega a los hogares sea apta para el consumo humano, la realidad es que muchas viviendas optan por beber el líquido embotellado. Sin embargo, el uso de plásticos para generar botellas y garrafones de agua no es amigable con el ambiente, y adquirir soluciones para purificar y tratar el agua en casa no son económicamente convenientes (Friedler & Hadari, 2006). Además, el agua embotellada es mucho más cara que el agua de la llave. La tarifa por metro cúbico más onerosa para un consumo de 30 metros cúbicos al mes en el año 2015, correspondiente a la ciudad de Querétaro, Querétaro, fue de 20.8 pesos; aunque hay ciudades como Zapopan, Jalisco, en que la tarifa fue de 11.3, y como Tlaxcala, Tlaxcala, que fue de 5.6 (Conagua, 2016). Una botella de agua de litro, dependiendo dónde se adquiera y la marca, puede superar los 10 pesos.

Del mismo modo que muchas otras ciudades en México, el actual sistema municipal de suministro de agua en Zapopan encara una serie de desafíos. Entre éstos destacan la falta de recursos económicos suficientes para mantener en buenas condiciones técnicas la red de distribución de agua potable y que ésta llegue a la población a los menores costos posibles con niveles adecuados de calidad (Briseño & Sánchez, 2018). Además, el agua potable en las ciudades de México a menudo está

contaminada y no es confiable para beber (Vásquez, Mozumder, Hernández-Arce, & Berrens, 2009).

Aunque existen diferentes esquemas tarifarios en México, poco se ha estudiado sobre la disponibilidad de pago de los ciudadanos para mejorar la calidad del agua suministrada por los organismos operadores.

El objetivo que se persigue con este trabajo es conocer cuáles son los factores que se asocian con la disposición a pagar para mejorar la calidad del agua en el municipio mexicano de Zapopan, Jalisco. En el presente artículo se realiza una revisión de estudios previos sobre disposición a pagar para mejorar la calidad del agua; se lleva a cabo una contextualización del municipio de Zapopan; se describe la metodología empleada; se realiza estadística descriptiva de los datos; se lleva a cabo un modelo econométrico para conocer los factores de impacto en la disposición de pago, y se ofrecen algunas conclusiones.

Revisión de la literatura

Prácticamente todos los estudios que exploran los factores asociados con la disposición a pagar para mejorar la calidad del agua utilizan el método

de valoración contingente (MVC), mismo que se describirá más adelante. En este apartado se revisan los principales hallazgos que se encuentran en la literatura.

Polyzou, Jones, Evangelinos y Halvadakis (2011) realizan una encuesta en la ciudad griega de Mitilene, y encuentran relación significativa y positiva entre la disposición a pagar más por la calidad del agua e indicadores relacionados con el capital social, así como con el ingreso.

Tanellari, Bosch, Boyle y Mykerezzi (2015), en su estudio sobre la disposición a pagar para mejorar la calidad e infraestructura del agua en el norte de Virginia y los suburbios de Washington, EUA, encuentran como principal aportación que existe una relación significativa negativa entre la disposición a pagar y el costo de las alternativas planteadas para mejorar la calidad del agua.

La fuente de suministro de agua también es un aspecto relevante. Tussupova, Berndtsson, Bramryd y Beisenova (2015), en su estudio sobre disposición a pagar por mejorar el suministro de agua en Kazajistán, muestran evidencia de que aquellos cuya fuente de abastecimiento proviene del subsuelo están dispuestos a pagar menos, pues perciben que es de buena calidad.

El único estudio que se detectó para México fue el del caso de Parral, Chihuahua. Vásquez, Mozumder, Hernández-Arce y Berrens (2009) llevan a cabo una encuesta cuyos resultados —analizados con un modelo econométrico— concluyen que hay una relación significativa positiva entre

la disposición a pagar por mejorar la calidad del agua y las variables educación, ingreso, confiabilidad de que el sistema mejorado dotará de agua de calidad y la percepción de que sí es posible que se lleve a cabo el proyecto de mejora; y una relación significativa negativa con la edad, la percepción de calidad y la presencia de alguien escuchando mientras se llevaba a cabo la encuesta.

Quizás el estudio más relevante que se ha efectuado en los últimos años es hecho en la ciudad de Jacksonville, Florida, EUA. Chatterjee, Triplett, Johnson y Ahmed (2017) aplican una encuesta y, a través de un modelo *logit* ordenado, encuentran que la disposición a pagar por mejorar la calidad del agua tiene una relación significativa positiva con la preocupación por enfermarse, la presencia de niños en el hogar y el nivel de educación; así como una asociación significativa negativa con la creencia de que el agua no huele mal, saber que el gobierno conoce la situación de la mala calidad del agua del grifo, la desconfianza en las autoridades y la edad.

En la Tabla 1 se muestra una síntesis de los factores asociados con la disposición a pagar por la calidad del agua que se encontraron en la revisión de literatura.

Tabla 1. Factores de disposición a pagar por la calidad del agua.

Fuente: elaboración propia.

Relacionados positivamente	Relacionados negativamente
<p>Ingreso</p> <p>Educación</p> <p>Capital social</p> <p>Confianza en la autoridad</p> <p>Fuente cielo abierto (percepción de mala calidad)</p> <p>Preocupación por enfermarse</p> <p>Presencia de niños</p>	<p>Costo de la solución</p> <p>Fuente subsuelo (percepción de buena calidad)</p> <p>Edad</p> <p>Percepción de calidad</p> <p>Percepción de que el agua no tiene mal olor</p> <p>Percibir que el gobierno conoce la situación de mala calidad del agua</p> <p>Desconfianza en la autoridad</p>

Contexto de la ciudad de Zapopan

La ciudad de Zapopan es la segunda más importante de la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG), México, con una población estimada de 1 332 272 personas de acuerdo con información de la encuesta

intercensal del INEGI en el año 2015. Zapopan es el municipio más grande en extensión de la ZMG y cuenta con una interesante composición sociocultural, con viviendas en el sector económico más alto, que contrastan con población en situación de pobreza o vulnerabilidad. De acuerdo con el Instituto de Información Estadística y Geográfica (IIEG) (2015), la población pobre o vulnerable del municipio de Zapopan alcanzó 28.1 y 33.6 %, respectivamente.

En México, el principal organismo y autoridad del servicio público del agua es la Comisión Nacional del Agua (Conagua), responsable de asignar el recurso para diferentes usos, entre los que se incluyen los públicos urbanos.

El Sistema Intermunicipal de los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado (SIAPA) es un organismo público descentralizado de la administración del estado de Jalisco, y es el encargado de suministrar del líquido a la ciudad de Zapopan, además de las ciudades de Guadalajara, Tlaquepaque y Tonalá.

El suministro de agua a la ZMG se da a través de tres principales fuentes: lago de Chapala, por un acueducto (61 %); pozos subterráneos (27 %), y presa de Calderón (12 %) (CEA, 2014). Sin embargo, uno de los grandes problemas que se enfrenta la ZMG en la gestión, administración y distribución del agua es la contaminación y escasez del recurso, lo que no garantiza que las fuentes de abastecimiento sean sostenibles (Torres-Rodríguez, 2013). Los niveles de contaminación de las cuencas hidráulicas de la ZMG han permanecido constantes durante

mucho tiempo, y son resultado de descargas agrícolas, industriales y urbanas (Ramírez, 2018). Además, el tratamiento del agua de la ciudad es insuficiente y no cubre a todos los contaminantes que se generan en la urbe (Camps, 2017).

Durante 2015, en Zapopan, la tarifa de agua para uso urbano promedio por metro cúbico para un consumo de 30 metros cúbicos fue de 11.3 pesos (Conagua, 2016). Según la Conagua (2016), esta tarifa se componía de 1.3 pesos de cargo fijo y 10 pesos de la cuota de agua menos el cargo fijo (Conagua, 2016). Sin embargo, dada la existencia de un subsidio cruzado, las tarifas comercial e industrial se ubicaron en 19.3 y 20 pesos, respectivamente (Conagua, 2016).

Aunque según lo estipulado en el estado de Jalisco, el SIAPA realiza análisis que permiten monitorear la calidad del agua en las plantas de tratamiento de agua de conformidad con la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, la confianza de la población con el líquido proveniente del grifo ha sido desincentivada culturalmente por el consumo de agua potable por medio de botellas. Sin embargo, hasta la fecha, no se ha hecho ningún estudio para comprender las actitudes de los ciudadanos con respecto a la calidad del agua y su disposición a pagar por este servicio. De acuerdo con el Módulo de Hogares y Medio Ambiente (MOHOMA), los hogares mexicanos en 2017 gastaban una media de 52 pesos a la semana en la compra de agua embotellada o garrafones. Sin embargo, la representatividad de este módulo es sólo en nivel nacional.

En este trabajo se realiza una encuesta a los habitantes de la ciudad de Zapopan, con el propósito de conocer sus percepciones sobre el suministro de agua en el municipio y su disposición a pagar por mejorar la calidad del líquido.

Encuesta, metodología y estadística descriptiva

El método de la valoración contingente (MVC) se utiliza en este estudio para diseñar una encuesta y estimar la disposición a pagar de los usuarios para mejorar la calidad del agua que es suministrada a los hogares. La implementación de encuestas bajo el método MVC se hace para recolectar información sobre preferencias acerca de la provisión de bienes y servicios públicos en los países en desarrollo (Whittington, Briscoe, Xinming, & Barron, 1990).

Existen algunos estudios que proveen ejemplos de la aplicación de encuestas MVC en países en desarrollo, como los de Genius y Tsagarakis (2006), en Grecia; Pattanayak, Yang, Whittington y Bal-Kumar (2005), en Nepal; Rosado, Cunha-E-Sá, Ducla-Soares y Nunes (2006), en áreas urbanas de Brasil, y Vásquez *et al.* (2009), en Chihuahua, México.

Bajo el método MVC se les pregunta a las personas su disposición a pagar por recibir un bien o servicio. Esta metodología enfatiza las preferencias declaradas de los encuestados en contraste con aquellos enfoques que usan las preferencias reveladas (Chatterjee *et al.*, 2017). Sin embargo, obtener las preferencias de los encuestados bajo este método requiere un cuidadoso diseño del cuestionario, elección del modo de encuesta y la selección de la muestra (Bateman *et al.*, 2002; Whittington, 2002).

En este artículo se realizan preguntas cerradas y se usa una encuesta cara a cara, a fin de estimar la disposición a pagar para mejorar la calidad del agua en la ciudad de Zapopan, Jalisco. Se ha demostrado que las preguntas cerradas son compatibles con incentivos y se han convertido en el enfoque estándar para simular la disposición a pagar (Cameron & James, 1987); Chatterjee *et al.*, 2017; Smith, 2006). En este tipo de cuestionamientos, los encuestados responden si él o ella podrían pagar más por recibir un beneficio determinado, y en qué magnitud.

En esta investigación se aplicó un cuestionario a 400 hogares representativos de Zapopan, en modalidad cara a cara durante octubre del año 2018. El municipio de Zapopan cuenta con un total de 277 657 hogares de acuerdo con información del Instituto de Información Estadística y Geográfica del Estado de Jalisco, con un margen de error del 5 % y con un nivel de confianza del 95 %; el tamaño de muestra significativo da un total de por lo menos 384 hogares. Así, se considera que 400 hogares es una muestra adecuada. El cuestionario se aplicó en

20 colonias del municipio de Zapopan, que abarcan diferentes niveles socioeconómicos. De los 400 hogares encuestados, 120 (30 %) corresponden a los estratos ABC+ (clase media alta y alta); 140 (35 %), al estrato C (clase media), y 140 (35%) son del estrato D+ (clase media baja). El entrevistador determinó dichos estratos según la escala de la Asociación Mexicana de Agencias de Inteligencia de Mercado y Opinión (AMAI).

La encuesta tiene 20 reactivos asociados con el objetivo del presente trabajo. Los primeros cinco son acerca de las preferencias respecto al consumo de agua. Los siguientes siete abordan la percepción de la calidad y cantidad del agua, así como de la administración de la misma. Después, ocho preguntas son acerca de las características de la casa y del entrevistado.

La definición y estadística descriptiva de las principales variables utilizadas en el análisis se presentan en la Tabla 2. Estas variables son las siguientes: disposición a pagar (DISPAGAR); agua embotellada (EMBOTELLADA); propensión a tomar agua de la llave si la calidad mejora (LLAVESIMEJORA); agua de la llave huele mal (MALOLOR); agua contaminada (CONTAMINADA); preocupación por enfermedad proveniente de tomar agua de la llave (ENFERMARSE); las autoridades del sector agua hacen lo correcto (AUTBIEN); percepción de escasez (ESCASEZ); confianza en los demás (CONFIANZA); personas con mala salud (ENFERMOS); número de personas en el hogar (HABITANTES); propietario de la vivienda (CASAPROPIA); nivel de escolaridad (EDU);

ingreso mensual promedio (INGRESO), y edad del encuestado (EDAD). Como se menciona al pie de la Tabla 2, fue necesaria la conversión de escala de algunas variables, dado que en ciertos niveles había muy pocas respuestas (ver pie de Tabla 2).

Tabla 2. Variables y estadística descriptiva. Fuente: elaboración propia.

Variable	Descripción	Obs.	Media	Desv. est.	Mín.	Máx.
DISPAGAR	¿Qué tanto aumento en su factura mensual de agua (en pesos mexicanos) estaría dispuesto a pagar para mejorar la calidad del agua al grado de poder beberla de la llave? (1. \$0; 2. Hasta \$40; 3. De \$41 a \$60; 4. De \$61 a \$100; 5. \$101 a \$200; 6. De \$201 a \$299; 7. \$300 o más)	400	2.69	1.63	1	7
EMBOTELLADA	1 si toma agua embotellada; 0 en otro caso	400	0.99	0.07	0	1
LLAVESIMEJORA	Si la calidad del agua de la llave fuera mejorada ¿Estarías dispuesto a beber de ésta? (1. Sí; 0. No)	399	0.77	0.42	0	1

MALOLOR*	¿Qué tanto estás de acuerdo en que el agua de la llave huele mal? (1. Desacuerdo; 2. Ni de acuerdo ni desacuerdo; 3. De acuerdo)	400	2.13	0.95	1	3
CONTAMINADA*	¿Qué tan de acuerdo estás en que el agua de la llave está contaminada? (1. Desacuerdo; 2. Ni de acuerdo ni desacuerdo; 3. De acuerdo)	400	2.44	0.86	1	3
ENFERMARSE*	Usando una escala de 1 a 3 donde 1 significa "no estoy preocupado" y 3 "estoy muy preocupado", ¿Qué tan preocupado estás tú o algún miembro de tu familia de enfermarse por beber agua de la llave?	400	2.56	0.76	1	3
AUTBIEN**	Las autoridades responsables del suministro y calidad del agua hacen lo correcto: (1. Nunca; 2. Algunas veces; 3. La mayoría del tiempo o siempre)	400	1.95	0.68	1	3
ESCASEZ*	¿Qué tan de acuerdo estás en que existe un problema	400	1.75	0.94	1	3

	de escasez de agua en tu colonia? (1. Desacuerdo; 2. Ni de acuerdo ni desacuerdo; 3. De acuerdo)					
CONFIANZA***	Siendo 3 "debe confiar totalmente" y 1 "no debe confiar" ¿Qué tanto puede la gente confiar en los demás?	400	1.99	1.00	1	3
ENFERMOS	Incluyéndote a ti mismo, ¿cuántas personas que viven en tu hogar tienen mala salud? (1; 2; 3; 4; 5 o más)	400	0.29	0.62	0	4
HABITANTES	Incluyéndote a ti mismo ¿Cuántas personas viven en tu casa? (1; 2; 3; 4; 5 o más)	400	3.66	1.18	1	5
CASAPROPIA	¿En qué tipo de alojamiento vive usted? (1. Casa propia, 0. Otra)	400	0.78	0.41	0	1
EDU	¿Cuál es el más alto grado de escolaridad que tú completaste? (1. Educación básica; 2. Preparatoria; 3. Licenciatura trunca; 4. Licenciatura completa; 5. Posgrado)	400	2.60	1.27	0	5

INGRESO	¿Cuál es el ingreso mensual de tu hogar? (1. \$2,650 a \$13,254; 2. \$13,254 a \$26,508; 3. \$26,508 a \$39,662; 4. Más de 39,662)	381	1.89	0.79	1	4
EDAD	Edad exacta	400	45.51	19.09	18	57

*Estas preguntas fueron diseñadas originalmente en cinco niveles, pero fueron reescaladas a tres, porque había pocas respuestas en algunos niveles. Se unieron "completamente de acuerdo" con "medianamente de acuerdo", y "totalmente en desacuerdo" con "medianamente en desacuerdo". "Ni de acuerdo ni en desacuerdo" se dejó como originalmente fue respondida.

**Esta pregunta fue reescalada de cuatro niveles a tres, porque en el nivel cuatro había muy pocas respuestas. Se fusionó "siempre" y "la mayoría del tiempo", pues ambas señalan que las autoridades responsables del agua hacen lo correcto.

***Se unieron los niveles más altos (3 y 4 en 3) y los niveles más bajos (1 y 2 en 1).

De los encuestados, el 31 % no está dispuesto a pagar más por la calidad del agua; 22 % pagaría hasta 40 pesos más; 16 % hasta 60; 19 % hasta 100, y el restante 12 % más de 100 pesos. En cuanto a las características respecto al consumo de agua, el 99 % toma agua embotellada y el 77 % estaría dispuesto a tomar agua de la llave si la calidad mejorara.

Sobre la percepción del agua suministrada, 39 % considera que no tiene mal olor; mientras que el 8 % es indiferente, y la gran mayoría (53 %) percibe que el agua huele mal. El 25 % de los encuestados está en desacuerdo en que el agua esté contaminada; 7% son indiferentes, y el

69 % piensa que sí está contaminada. La gran mayoría (59 %) no percibe que exista escasez en su colonia; 5 % son indiferentes, y 35 % piensan que sí hay un problema de escasez. A casi tres cuartas partes (74 %) les preocupa enfermarse por tomar agua de la llave. Solo 21 % percibe que las autoridades encargadas de la gestión del agua hacen lo correcto, mientras 54 % son indiferentes y 26 % no están de acuerdo.

Con respecto a las características del hogar y los entrevistados, en el 31 % de las viviendas habitan más de cinco personas; en 27 %, cuatro; en 22 %, tres; en 16 %, dos, y en 4 % solamente una. En 79 % de los hogares encuestados no hay personas con problemas de salud; en 16 % hay una persona enferma, y en el restante 7 % más de una. El 78 % de los casos respondió vivir en casa propia y el promedio de edad fue de 46 años. El 1 % de los encuestados no estudió; 25 % hizo educación básica; 28 %, preparatoria; 10 %, licenciatura trunca; 1 %, carrera técnica; 33 % completó la licenciatura, y solo 3 % cuenta con posgrado. Sobre el nivel de ingreso, el 39 % gana menos de \$13 254 pesos; 40 %, entre el nivel anterior y \$26 508; el 19 %, entre \$26 508 y \$39 662, y sólo el 2 % ingresa más de \$39 662.

Se les hizo una pregunta sobre el nivel de confianza en los demás y el 50 % contestó que no se debe confiar; 34 %, que se debe confiar medianamente, y solo 16 % respondió que sí se debe confiar.

Sobre las estadísticas antes mencionadas, podemos destacar que sí existe una percepción de que no se puede tomar agua de la llave, ya sea porque tiene mal olor o está contaminada, y se teme contraer alguna

enfermedad por este motivo. Por lo anterior, las personas encuestadas sí estarían dispuestas a tomar del grifo si la calidad del agua mejorara. En el siguiente apartado se desarrolla un modelo econométrico, con la finalidad de encontrar los factores que se asocian con la disposición a pagar para la mejora en la calidad del agua en Zapopan, Jalisco.

Modelo econométrico

El modelo implementado es un *logit* ordenado, porque permite la posibilidad de observar si algunas características de los usuarios, así como sus percepciones, están asociadas con el nivel de disposición de pago para mejorar la calidad del agua. La variable dependiente del modelo es disposición a pagar (DISPAGAR). Las variables explicativas son INGRESO; EDAD; percepción de mal olor (MALOLOR) y de contaminación del agua (CONTAMINADA); la preocupación por enfermarse por tomar agua de la llave (ENFERMARSE); pensar que las autoridades responsables del agua hacen lo correcto (AUTBIEN); percepción de escasez de agua en la colonia (ESCASEZ); confianza en las demás personas (CONFIANZA); personas que viven en casa (HABITANTES); personas con mala salud en la vivienda (ENFERMOS); tipo de alojamiento medido a través de la variable

dicotómica CASAPROPIA; la edad exacta (EDAD); el grado de escolaridad (EDU), y el nivel de ingreso mensual del hogar (INGRESO).

Los resultados del modelo *logit* ordenado se observan en la Tabla 3. El modelo 1 es la base; los 2 y 3 conservan las variables más significativas, y el 4 busca encontrar un resultado más parsimonioso. En general, los signos y la significancia de las variables son consistentes en todos los modelos. La pseudo-*R* cuadrada en todos los modelos ronda el 0.08. Sin embargo, un indicador de ajuste más funcional para este tipo de modelos es el porcentaje correctamente predicho, que ronda el 37 %. Lo anterior muestra un buen ajuste, al considerar que son siete niveles de disposición a pagar. Y si se divide 100 % entre siete arroja un 14 %. Es decir, el modelo acierta 23 % más que si simplemente se eligiera la disposición a pagar aleatoriamente.

Tabla 3. Modelo *logit* ordenado sobre la disposición a pagar para mejorar la calidad del agua en Zapopan. Fuente: elaboración propia.

Variable	(Modelo 1)	(Modelo 2)	(Modelo 3)	(Modelo 4)
	DISPAGAR	DISPAGAR	DISPAGAR	DISPAGAR
EMBOTELLADA	1.880(1.318)	1.812(1.329)		
LLAVESIMEJORA	1.789***(0.268)	1.778***(0.268)	1.742***(0.266)	1.723***(0.264)
MALOLOR	-0.287**(0.115)	-0.314***(0.106)	-0.272***(0.105)	-0.271***(0.100)
CONTAMINADA	-0.080(0.126)			
ENFERMARSE	0.142(0.124)	0.129(0.123)		
AUTBIEN	0.267*(0.149)	0.278*(0.147)	0.250*(0.147)	

ESCASEZ	0.169(0.103)	0.166(0.103)	0.178*(0.103)	
CONFIANZA	-0.332**(0.132)	-0.318**(0.131)	-0.287**(0.130)	
HABITANTES	0.062(0.083)			
ENFERMOS	0.283*(0.154)	0.286*(0.153)		
CASAPROPIA	0.085(0.229)			
EDAD	-0.019***(0.005)	-0.020***(0.005)	-0.019***(0.005)	-0.019***(0.005)
EDU	0.009(0.089)			
INGRESO	0.379***(0.145)	0.396***(0.125)	0.375***(0.124)	0.382***(0.124)
Observaciones	380	380	380	380
Pseudo R cuadrada	0.08	0.08	0.08	0.07
PCP ¹	37.4%	37.4%	36.8%	36.1%

¹ Porcentaje correctamente predicho.

Notas: entre paréntesis los errores estándar; *, **, *** son significancia al 10, 5 y 1 %, respectivamente.

La variable LLAVESIMEJORA es estadísticamente significativa con signo positivo al 1 % en todos los modelos. Lo anterior significa que si la persona está abierta a tomar agua del grifo si la calidad lo permitiera, estaría dispuesta a pagar más.

En cuanto a MALOLOR, resulta significativa negativa en todos los modelos. En tres de ellos al 1% y en uno al 5%. Por tanto, la percepción de mal olor está asociada con menor disposición de pago en las personas encuestadas. Este resultado es contrastante con estudios de otros países, en los que el mal olor se asocia con mayor disposición a pagar. Quizás esto tenga que ver con que en otros países las personas confían más en

la capacidad de las autoridades para dar respuesta a las demandas ciudadanas.

La variable AUTBIEN (percibir que las autoridades del agua hacen lo correcto) es significativa positiva al 10 % en tres de los modelos. Esto implica que si las personas confían en las autoridades responsables del agua están más dispuestas a pagar por mejorar la calidad del recurso hídrico suministrado.

La variable ESCASEZ sólo resulta significativa al 10 % en uno de los modelos. Lo que nos sugiere es que, ante la percepción de escasez de agua, la gente está dispuesta a pagar más por mejorar la calidad del servicio.

Confiar en las demás personas (CONFIANZA) es significativa negativa al 5 % en tres de los modelos. En general, las personas con más confianza son menos propensas a estar dispuestas a pagar más por la calidad del agua. Al sentirse seguros y confortables con su entorno, tienen menos preocupación por mejorar los servicios públicos que reciben.

El número de personas con problemas de salud (ENFERMOS) resultó significativa positiva al 10 % en dos de los modelos. El tener personas enfermas en casa impacta positivamente en la disposición a pagar por la calidad del agua. Lo anterior es predecible, dado que existe preocupación de que los familiares no tengan afectaciones por agua contaminada.

La variable EDAD resulta significativa negativa al 1 % en todos los modelos. Personas de mayor edad son menos propensas a pagar más por la calidad del agua que los más jóvenes. Y las personas con mayor

INGRESO están dispuestas a pagar más. La variable resultó significativa positiva al 1 %.

Las razones de momios de los modelos *logit* ordenados se muestran en la Tabla 4. Aquellos coeficientes que tienen valores mayores a uno indican que cuando la variable aumenta es más probable que se incremente, en las personas encuestadas, la disposición a pagar por la calidad del agua. En cambio, cuando son menores a uno, si aumenta la variable es menos probable que las personas estén dispuestas a erogar más dinero para mejorar la calidad del recurso hídrico recibido. En los siguientes párrafos se hace la interpretación de los coeficientes de las variables que resultaron significativas.

Tabla 4. Razones de momios del modelo *logit* ordenado. Fuente: elaboración propia.

Variable	(Modelo 1) DISPAGAR	(Modelo 2) DISPAGAR	(Modelo 3) DISPAGAR	(Modelo 4) DISPAGAR
EMBOTELLADA	6.551(8.635)	6.121(8.132)		
LLAVESIMEJORA	5.981***(1.602)	5.920***(1.584)	5.707***(1.518)	5.601***(1.450)
MALOLOR	0.751***(0.086)	0.730***(0.078)	0.762***(0.080)	0.762***(0.076)
CONTAMINADA	0.923(0.112)			
ENFERMARSE	1.152(0.143)	1.137(0.140)		
AUTBIEN	1.306*(0.194)	1.321*(0.195)	1.284*(0.189)	
ESCASEZ	1.184(0.122)	1.181(0.121)	1.195*(0.123)	
CONFIANZA	0.717**(0.095)	0.728**(0.095)	0.750**(0.098)	
HABITANTES	1.064(0.088)			

ENFERMOS	1.328*(0.205)	1.331*(0.203)		
CASAPROPIA	1.089(0.250)			
EDAD	0.981***(0.005)	0.980***(0.005)	0.981***(0.005)	0.981***(0.005)
EDU	1.009(0.089)			
INGRESO	1.461***(0.212)	1.486***(0.185)	1.455***(0.181)	1.465***(0.181)
Observaciones	380	380	380	380
Pseudo R cuadrada	0.08	0.08	0.08	0.07
PCP ¹	37.4%	37.4%	36.8%	36.1%

¹Porcentaje correctamente predicho.

Notas: entre paréntesis los errores estándar; *, **, *** son significancia al 10%, 5% y 1% respectivamente.

Por un incremento de una unidad en la variable LLAVESIMEROJA, los momios de alta disposición a pagar contra la combinación de media y baja disposición a pagar incrementan entre 5.6 y 5.9 veces, dejando las otras variables sin cambio en el modelo.

Si se da un incremento de una unidad en la variable MALOLOR, los momios de alta disposición a pagar contra la combinación de media y baja disposición a pagar son entre 0.73 y 0.62 veces menores, dejando las otras variables sin cambio en el modelo.

Ante un incremento en la variable AUTBIEN, los momios de alta disposición a pagar contra la combinación de media y baja disposición a pagar incrementan entre 1.2 y 1.3 veces, dejando las otras variables sin cambio en el modelo.

Si existe un incremento en la variable ESCASEZ, los momios de alta disposición a pagar contra la combinación de media y baja disposición a pagar incrementan 1.19 veces, lo cual supone ausencia de cambios en las otras variables del modelo.

Por un incremento de una unidad en la variable CONFIANZA, los momios de alta disposición a pagar contra la combinación de media y baja disposición a pagar son entre 0.71 y 0.75 veces menores, dejando las otras variables sin cambio en el modelo.

Ante un incremento de una unidad en la variable ENFERMOS, los momios de alta disposición a pagar contra la combinación de media y baja disposición a pagar incrementan 1.3 veces, dejando las otras variables sin cambio en el modelo.

Por un incremento de una unidad en la variable EDAD, los momios de alta disposición a pagar contra la combinación de media y baja disposición a pagar son 0.98 veces menores, dejando las otras variables sin cambio en el modelo.

Si existe un incremento en la variable INGRESO, los momios de alta disposición a pagar contra la combinación de media y baja disposición a pagar incrementan 1.4 veces, lo cual supone ausencia de cambios en las otras variables del modelo.

Discusión y conclusiones

La encuesta realizada a los 400 hogares representativos de Zapopan arrojó que los consultados toman agua embotellada (99 %); consideran que el agua suministrada huele mal (53 %) y que está contaminada (69 %); temen por su salud o la de sus familiares por beber del grifo (74 %), pero estarían dispuestos a tomar agua del mismo si la calidad mejorara (77 %). Sin embargo, más de la mitad no estaría dispuesta a pagar más por mejorar la calidad del agua o pagaría no más de 40 pesos (31 y 22 %, respectivamente).

Como se aprecia en los modelos expuestos en el presente artículo, la disposición a pagar por incrementar la calidad del agua en Zapopan está asociada significativa y positivamente con estar abierto a tomar agua de la llave si se logra este objetivo (LLAVESIMEJORA); con percibir que las autoridades encargadas del agua actúan bien (AUTBIEN); con una creencia de escasez de agua en la colonia (ESCASEZ); con tener personas con problemas de salud en casa (ENFERMOS), y con el nivel de ingresos. Por otro lado, la disposición de pago se relaciona negativa y significativamente con la percepción de que el agua huela mal (MALOLOR), el nivel de confianza en los otros (CONFIANZA) y la edad.

Hay factores que son consistentes con la literatura, como el caso de la relación negativa de la disposición a pagar con la edad (Vásquez *et al.*

2009; Chatterjee *et al.*, 2017), y la relación positiva con el nivel de ingresos si fuera medido a través del nivel de educación (Chatterjee *et al.*, 2017). En cuanto a la significancia positiva de la variable ingreso con la disposición de pago, este estudio coincide con los realizados para los casos de la ciudad griega de Mitilene (Polyzou *et al.*, 2011), y Parral, Chihuahua, en México (Vásquez *et al.*, 2009). Sin embargo, en otras variables no hay consistencia.

En el caso del estudio de Jacksonville, en el que se pregunta si hay preocupación por contraer enfermedades al beber agua contaminada, dicha variable resultó ser significativa positiva de la disposición a pagar por mejorar la calidad del agua. En el caso de Zapopan no resultó significativa la preocupación por contraer enfermedades, pero sí el número de personas con problemas de salud en casa. De igual forma, ambos estudios nos revelan que es relevante la disposición a pagar por el tema de salud.

Con respecto a que el agua huele mal, en la investigación en Jacksonville hay una asociación positiva entre el mal olor y la disponibilidad a pagar. En Zapopan resultó ser diferente. Ante incrementos en la percepción de mal olor, la gente está menos dispuesta a pagar. Estas diferencias podrían explicarse por los contextos de las ciudades. Las personas de la ciudad estadounidense podrían confiar más en la capacidad de sus gobiernos para atender demandas ciudadanas que en el caso del municipio mexicano.

Sobre la pregunta acerca de la confianza en el gobierno hubo diferencias en la manera de cuestionar. En el estudio de la ciudad estadounidense, a mayor desconfianza promedio en las autoridades hay menor disposición a pagar por la mejora en la calidad del agua. En la investigación de Zapopan se preguntó si las autoridades encargadas del agua actuaban de manera correcta, resultando dicha variable significativa positiva. Es decir, aunque se preguntó de diferente manera, la conclusión en este punto es similar. Cuando hay confianza en la autoridad o se percibe que hace bien su trabajo, la disposición a pagar aumenta.

En la investigación en Zapopan se agregó la variable confianza en otros, misma que resultó significativa negativa. Esto es un hallazgo interesante, pues nos revela que cuando existe un nivel de confianza social alto, las preocupaciones por el incremento en la calidad de los servicios públicos disminuyen. Quizás estos resultados no serían consistentes si en vez de hablar de incrementar la calidad del agua, se hablara de la provisión del servicio en casos donde hubiera tandeos o falta de servicio continuo.

En este estudio también se incluye una pregunta sobre la percepción de escasez de agua, resultando ligeramente significativa en uno de los modelos. Sería interesante explorar esta variable en contextos donde existan problemas más serios de falta de agua.

Dado las evidencias antes mencionadas, resulta relevante señalar que sí hay disposición a pagar más por tomar agua de la llave si hay una percepción de que el servicio mejora, situación consistente con la negativa

a pagar más si el agua huele mal. Asimismo, aquellos hogares con más ingreso muestran mayor disposición a pagar para una mejor calidad del agua. Ante lo anterior, para la autoridad podría ser factible ajustar al alza la tarifa de aquellos estratos de alto ingreso y así poder hacerse de recursos para mejorar la calidad del agua en la urbe. Como lo sugieren los modelos, es muy importante que dichos recursos se enfoquen en evitar el mal olor del líquido. Y, una vez mejorado el servicio, es de vital importancia informarlo a la comunidad para cambiar la percepción en sentido positivo. Sin embargo, antes de exigir incrementos de tarifas a los usuarios, el organismo operador de agua debe hacer un compromiso por incrementar su eficiencia operativa y comercial, así como ser transparente en el uso de los recursos.

En conclusión, este estudio nos muestra evidencia de que cuando se percibe que existe un buen trabajo de la autoridad, la gente está dispuesta a pagar más por mejorar la calidad de los servicios públicos. Asimismo, se demuestra que cuando se hace la misma pregunta en contextos distintos, la significancia de las variables puede ser contrastante, como en el caso de la percepción del mal olor. Como futuros posibles estudios sería interesante explorar la disposición a pagar por el suministro continuo de agua en lugares donde existen problemas de abastecimiento; y seguir explorando las preocupaciones concretas en materia de salud, al ser una variable que en lo general ha sido significativa.

Agradecimientos

Esta investigación fue elaborada con el apoyo financiero de la Universidad Panamericana a través del "Fondo fomento a la Investigación UP2018" (Código del proyecto UP-CI-2018-EMP-GDL-01).

Referencias

- Bateman, I., Carson, R., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., & Loomes, G. (2002). *Economic Valuation with Stated Preference Techniques*. UK: Edward Elgar Publishing Limited. Recuperado de <https://doi.org/10.4337/9781781009727>
- Briseño, H., & Sánchez, A. (2018). Decentralization, consolidation, and crisis of urban water management in Mexico. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(4), 25-47. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-04-02>
- Cameron, T., & James, M. (1987). Efficient estimation methods for "closed-ended" contingent valuation surveys. *The Review of Economics and Statistics*, 69(2), 269-276. DOI: 10.2307/1927234
- Camps, S. (2017). La hidrosensibilidad como propuesta para la solución de la crisis del agua en el entorno urbano: el caso de la Zona Metropolitana de Guadalajara. *Equilibrio Económico, Revista de Economía, Política y Sociedad*, 13(2), 191-215.
- Chatterjee, C., Triplett, R., Johnson, C. K., & Ahmed, P. (2017). Willingness to pay for safe drinking water: A contingent valuation

study in Jacksonville, FL. *Journal of Environmental Management*, 203, 413-421. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.008>

CEA, Comisión Estatal del Agua de Jalisco. (2014). *Proyecto integral de saneamiento y abastecimiento de la zona conurbada de Guadalajara*. Recuperado de <http://www.ceajalisco.gob.mx/zcg-proyecto.swf>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Situación del subsector agua potable, drenaje y saneamiento, edición 2016*. Ciudad de México, México: Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural.

Friedler, E., & Hadari, M. (2006). Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings. *Desalination*, 190, 221-234. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.007>

Genius, M., & Tsagarakis, K. P. (2006). Water shortages and implied water quality: A contingent valuation study. *Water Resources Research*, 42. Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2005WR004833>

Pattanayak, S. K., Yang, J.-C., Whittington, D., & Bal-Kumar, K. C. (2005). Coping with unreliable public water supplies: Averting expenditures by households in Kathmandu, Nepal. *Water Resources Research*, 41. Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2003WR002443>

Polyzou, E., Jones, N., Evangelinos, K. I., & Halvadakis, C. P. (2011). Willingness to pay for drinking water quality improvement and the

influence of social capital. *Journal of Socio-Economics*, 40(1), 74-80.
Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.socec.2010.06.010>

Ramírez, J. (2018). *Crisis del agua: en Monterrey, Guadalajara, San Luis Potosí, León y la Ciudad de México (1950-2010)*. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Rosado, M. A., Cunha-E-Sá, M. A., Ducla-Soares, M. M., & Nunes, L. C. (2006). Combining averting behavior and contingent valuation data: An application to drinking water treatment in Brazil. *Environment and Development Economics*, 11(6), 729-746. Recuperado de [doi:10.1017/S1355770X0600324X](https://doi.org/10.1017/S1355770X0600324X)

Smith, R. D. (2006). It's not just what you do, it's the way that you do it: The effect of different payment card formats and survey administration on willingness to pay for health gain. *Health Economics*, 15, 281-293. DOI: 10.1002/hec.1055

Tanellari, E., Bosch, D., Boyle, K., & Mykerezi, E. (2015). On consumers' attitudes and willingness to pay for improved drinking water quality and infrastructure. *Water Resources Research*, 51, 47-57. DOI: 10.1002/2013WR014934

Torres-Rodríguez, A. (2013). Abastecimiento de agua potable en las ciudades de México: el caso de estudio de la Zona Metropolitana de Guadalajara. *Agua y Territorio*, 1, 77-90. DOI: 10.17561/at.v1i1.1035.

Tussupova, K., Berndtsson, R., Bramryd, T., & Beisenova, R. (2015).

Investigating willingness to pay to improve water supply services: application of contingent valuation method. *Water*, 7, 3024-3039. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w7063024>

Vásquez, W. F., Mozumder, P., Hernández-Arce, J., & Berrens, R. P. (2009). Willingness to pay for safe drinking water: Evidence from Parral, Mexico. *Journal of Environmental Management*, 90(11), 3391-3400. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.05.009>

Whittington, D., Briscoe, J., Xinming, M., & Barron, W. (1990). Estimating the willingness to pay for water services in developing countries: A case study of the use of contingent valuation surveys in southern Haiti. *Economic Development & Cultural Change*. Recuperado de <https://doi.org/10.1086/451794>

Whittington, D. (2002). Improving the performance of contingent valuation studies in developing countries. *Environmental and Resource Economics*, 22, 323-367. Recuperado de <https://doi.org/10.1023/A:1015575517927>