



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias Δ Agua



Mil Cascadas, río Las Granadas, Texcatitla, Guerrero, México. Foto: Ricardo Espinosa Reza.

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 Garatza 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
Lic. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marciano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, EUA • **Dr. Cleverson Vitorio Andreoli**, Centro Universitario Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A. Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schneir**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, EUA • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de 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 Minho, 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 Escontría**, 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)*

Impacto urbano en la calidad y recarga del agua subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y ambientales en el acuífero de San Salvador
Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón
Jaime Garfias
Richard Martel
Javier Salas-García

Velocity scaling in open-channel flows with sediment transport
Pietro Corapi
Ximena Carolina Acaro Chacón
Luis Enrique Chuquimarca Jimenez

Numerical validation of a design methodology for cross-flow turbine type Michell-Banki
Steven Galvis-Holguin
Jorge Sierra-Del-Rio
Diego Hincapié-Zuluaga
Edwin Chica-Arrieta

Análisis regional de frecuencia de sequías basado en L-momentos para la cuenca del río Bravo, México
Jesús Alberto Ceballos-Tavares
David Ortega-Gaucin

Methodology for determining runoff coefficients using open-access images and classification open-source algorithms
D. Italibi Uruga-Tovar
Felipe Omar Tapia-Silva
Alejandra A. López-Caloca
Eugenio Gómez-Reyes

Rainfall-runoff modelling in dryland catchments, Sauce Grande, Argentina
Ana Casado

Calidad de agua de uso agrícola en la cuenca media del río Jequetepeque, Perú
Ana M. Guerrero-Padilla
Carlos F. Cabrera-Carranza

Influencia del ángulo y perímetro de impacto de las aspas en un aireador de eje horizontal sobre la transferencia de oxígeno disuelto
César René Blanco-Zúñiga
Nicolas Rojas-Arias



Artículos (traducción) *Articles (translation)*

Impact of urbanization on groundwater quality and recharge using hydrogeochemical and environmental tracers in the San Salvador Aquifer
Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón
Jaime Garfias
Richard Martel
Javier Salas-García

Escala de velocidad en canales abiertos con transporte de sedimentos
Pietro Corapi
Ximena Carolina Acaro Chacón
Luis Enrique Chuquimarca Jimenez

Validación numérica de una metodología de diseño para turbinas de flujo cruzado tipo Michell-Banki
Steven Galvis-Holguin
Jorge Sierra-Del-Rio
Diego Hincapié-Zuluaga
Edwin Chica-Arrieta

Regional drought frequency analysis based on L-moments for the Rio Grande River Basin, Mexico
Jesús Alberto Ceballos-Tavares
David Ortega-Gaucin

Metodología para la determinación de coeficientes de escurrimiento utilizando imágenes de acceso abierto y algoritmos de código abierto
D. Italibi Uruga-Tovar
Felipe Omar Tapia-Silva
Alejandra A. López-Caloca
Eugenio Gómez-Reyes

Modelación precipitación-escorrentía en cuencas de zonas secas, Sauce Grande, Argentina
Ana Casado

Water quality for agriculture use in Jequetepeque middle river basin, Peru
Ana M. Guerrero-Padilla
Carlos F. Cabrera-Carranza

Influence of the angle and perimeter of contact of the blades in a horizontal axis aerator on the transfer of dissolved oxygen
César René Blanco-Zúñiga
Nicolas Rojas-Arias

1

53

111

142

208

254

304

350

Notas (originales)
Notes (original)

Improving urban water supply in the United Kingdom: A literature review
Jorge Silva

Aquappolis: aplicación móvil para la captación de agua de lluvia en la CDMX
Carlos Sánchez-Vargas
José Luis Salinas-Estévez

Notas (traducción)
Notes (translation)

Mejora del suministro de agua urbana en el Reino Unido: una revisión de la literatura
Jorge Silva 377

Aquappolis: Mobile application for rainwater harvesting in Mexico City
Carlos Sánchez-Vargas
José Luis Salinas-Estévez 423

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

Artículos

**Impacto urbano en la calidad y recarga del agua
subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y
ambientales en el acuífero de San Salvador**

**Impact of urbanization on groundwater quality and
recharge using hydrogeochemical and environmental
tracers in the San Salvador Aquifer**

Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7627-150X>

Jaime Garfias², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6388-2109>

Richard Martel³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4219-5582>

Javier Salas-García⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1297-7893>

¹Universidad Autónoma del Estado de México - Universidad de El Salvador, El Salvador/Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, Estado de México, México, marcia.barrera@ues.edu.sv

²Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, Estado de México, México, jgarfiass@gmail.com

³Institut National de la Recherche Scientifique (INRS Ete), Universidad de Quebec, Quebec, Canadá, richard.martel@ete.inrs.ca

⁴Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, Estado de México, México, proyectos@javiersalasg.com

Autora para correspondencia: Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón, marcia.barrera@ues.edu.sv

Resumen

Las características químicas e isotópicas del acuífero urbano de San Salvador, y de los sistemas de agua potable (SAP) y aguas residuales (SAR) se evaluaron en un área de 362 km² para detectar si las fugas en dichos sistemas están recargando el acuífero y modificando su calidad natural. Un total de 37 sitios de muestreo conformados por pozos, manantiales y dos sistemas de importación de agua del Área Metropolitana de San Salvador (AMSS) se muestrearon en 2007, 2009 y 2017. Las muestras se analizaron para iones mayoritarios e isótopos estables de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$. Por su parte, el SAR se caracterizó mediante los trazadores químicos de Cl^- y NO_3^- . Los resultados indican la existencia de cuatro grupos de agua: los grupos A (Ca-Mg-HCO₃), B (Mg-Ca-HCO₃), y D (Na-Ca-HCO) tienen la precipitación como principal fuente de recarga y no mostraron influencia urbana en su calidad; el grupo C (Na-Ca-HCO₃ y Na-Mg-HCO₃) se deriva del grupo A, fluye bajo el AMSS y sugiere tres fuentes de recarga: la recarga natural directa por precipitación, la recarga

urbana procedente de las fugas en los SAP y las fugas de los SAR. Una costosa “sostenibilidad ficticia” podría percibirse debido al aporte cuantitativo de la recarga del SAP, que oculta los efectos de las extracciones y el descenso de los niveles en el acuífero. Mientras, la recarga del SAR alerta sobre un potencial ingreso de contaminantes al acuífero, que requiere monitoreo y atención oportuna ante la contaminación. El estudio destaca la necesidad de gestionar de modo integrado los recursos hídricos urbanos.

Palabras clave: recarga urbana, acuífero de San Salvador, hidrogeoquímica, trazadores ambientales, isótopos ambientales, fugas de sistemas de agua potable y alcantarillado.

Abstract

Chemical and isotopic characteristics of the urban aquifer of San Salvador, drinking water (SAP) and wastewater systems (SAR), were evaluated in an area of 362 km² to detect if leakages in both are recharging the aquifer and modifying its natural quality. An amount of 37 sampling sites that includes deep wells and springs, as well as two water import systems of the Metropolitan Area of San Salvador (AMSS) were sampled in 2007, 2009 and 2017. Samples were analyzed for major ions and stable isotopes of $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$. While the SAR was characterized by chemical tracers of Cl^- and NO_3^- . Results show the existence of four water groups: Groups A (Ca-Mg-HCO_3), B (Mg-Ca-HCO_3) and D (Na-Ca-HCO_3) have meteoric water as their main source of recharge, hence, they do not evidence urban influence in their quality; group C (Na-Ca-HCO_3 and Na-Mg-HCO_3) is

derived from group A, flows under the AMSS and suggests three sources of recharge: Direct natural recharge due to precipitation along urban recharge from SAP and SAR leakages. An expensive “fictitious sustainability” could be perceived due to the quantitative contribution of the SAP recharge, which would be hiding the effects of the extractions and consequently the decrease of groundwater levels in the aquifer. Meanwhile, SAR recharge forewarn of a potential entry of pollutants into the aquifer that must be monitored and treated in a timely manner to avoid contamination. The study highlights the need of an integrated urban water resources management.

Keywords: Urban recharge, San Salvador aquifer, hydrogeochemistry, environmental tracers, environmental isotopes, drinking water and drainage leakages.

Recibido: 16/10/2019

Aceptado: 16/09/2020

Introducción

La urbanización es un proceso geomorfológico importante que afecta tanto a los sistemas de agua superficial como subterráneos (Sharp, 2010). El crecimiento acelerado de las ciudades demanda un aumento en el suministro de agua potable, por lo que el agua subterránea urbana se vuelve invaluable para el abastecimiento de poblaciones y la industria (Yang, Lerner, Barrett, & Tellam, 1999). En este contexto, en muchas ocasiones se requiere importar desde otras cuencas o subcuencas grandes cantidades de agua para cubrir las demandas de agua de las zonas urbanas (Lerner, 1990; Foster, Morris, & Chilton, 1999; Lerner, 2002; Schirmer, Leschik, & Musolff, 2013), con la subsecuente disposición de grandes cantidades de aguas residuales que transitan bajo la superficie de las ciudades (Foster *et al.*, 1999; Schirmer *et al.*, 2013), lo cual genera un riesgo potencial de contaminación del agua subterránea (Foster *et al.*, 1999).

La urbanización genera cambios radicales en las tasas y formas de recarga del agua subterránea (Figura 1). La recarga natural se ve afectada a causa de la alteración de la topografía (Sharp, 2010), compactación del suelo e impermeabilización de superficies (Lerner, 1990; Foster *et al.*, 1999; Sharp, 2010; Carlson, Lohse, McIntosh, & McLain, 2011; Kruse *et al.*, 2013). Los componentes del balance de aguas sufren modificaciones, que se evidencian en aumento de la escorrentía superficial (Lerner, 1990; Vázquez-Suñé, Carrera, Tubau, Sánchez-Vila, & Soler, 2010; Sharp, 2010; O'Driscoll, Clinton, Jefferson, Manda, & McMillan, 2010; Carlson *et al.*, 2011; Kruse *et al.*, 2013), así como en la reducción de la infiltración y evapotranspiración (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010).

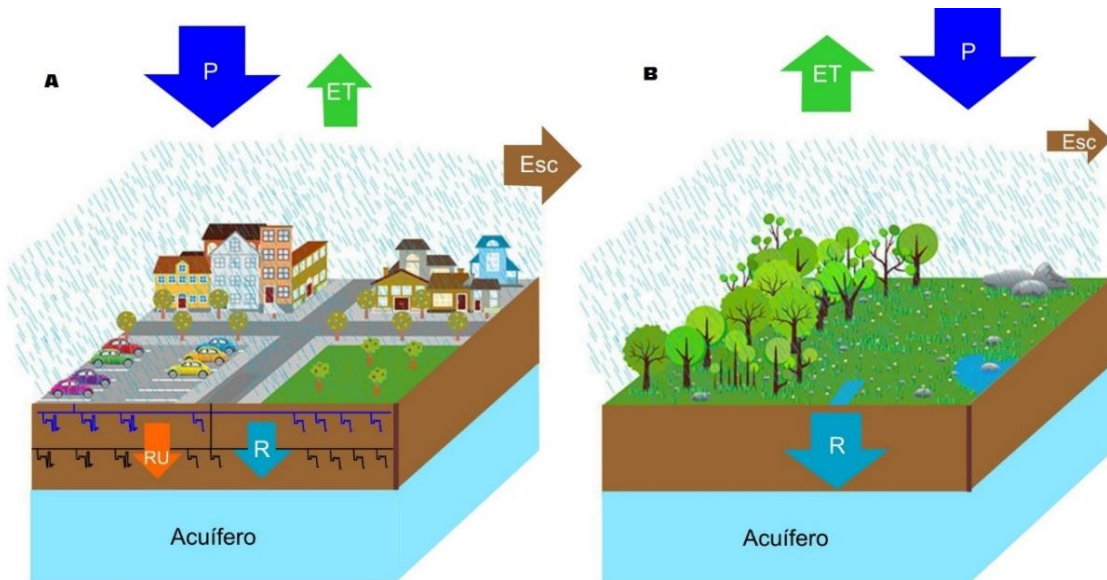


Figura 1. Proceso simplificado de recarga de agua subterránea mostrando su comportamiento en un ambiente urbano (A) y un ambiente rural (B). El tamaño relativo de las flechas representa la cantidad de agua entrando o saliendo del sistema. P: precipitación; ET: evapotranspiración; Esc: escurrimiento; R: recarga natural; RU: recarga urbana.

Mientras la recarga natural de agua subterránea podría reducirse a raíz de la expansión urbana (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010), se presenta otra entrada al sistema que contribuye a la recarga de agua subterránea. Dicho aporte proviene de las fugas en los sistemas de agua potable, que en algunos países supera el 45 % del volumen total que abastece al sistema. Algo similar sucede con las fugas en el alcantarillado sanitario (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010; Schirmer *et al.*, 2013). Esta entrada al

sistema será identificada en este documento como recarga urbana, la cual es definida por Lerner (2002) como una variable en el tiempo, que responde a cambios en el uso del suelo y a la infraestructura subsuperficial, así como al cambio climático. Por lo tanto, es una variable que constituye una recarga indirecta al sistema de agua subterránea de un acuífero (Lerner, 2002). En general, los impactos cuantitativos de la urbanización en la recarga de agua subterránea han sido estudiados principalmente en climas áridos y semiáridos, resultando en aumentos que oscilan desde decenas hasta miles de mm/año (Sharp, 2010; Yang *et al.*, 1999).

De acuerdo con Lerner (2002), las fuentes de recarga en zonas urbanas se identifican mediante piezometría, trazadores químicos y balances de agua; sin embargo, los tres presentan algunas dificultades, por lo que se recomiendan métodos holísticos que abarquen el uso de modelos de aguas subterráneas y de balance de solutos. Lerner (2002) señala que la investigación de la recarga en zonas urbanas continúa siendo de importancia secundaria, y pese a que se dispone de varios estudios desarrollados en torno a la temática (Naik, Tambe, Dehury, & Tiwari, 2008; Sharp, 2010, entre otros), se dispone de pocas referencias a estudios aplicados de alta calidad, pues hay menos experiencia en esta área (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010).

En consecuencia, el estudio confiable de los procesos de recarga en un acuífero urbano requiere especial atención a efecto de poder relacionar los distintos procesos que ocurren en un sistema modificado en su capacidad natural de recarga que, a su vez, puede verse sensiblemente

afectado en su calidad (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010) y, por lo tanto, en el uso sustentable del agua. Este autor considera que existen varias razones para evaluar las distintas fuentes de recarga de agua subterránea. Primero, la recarga total puede ser mejor evaluada si la importancia relativa de cada fuente es conocida debido a que algunas fuentes son más fáciles de estimar que otras.

Segundo, el riesgo de contaminación y los procesos geoquímicos dependen de las características químicas y biológicas de las aguas de recarga y, finalmente, las decisiones de manejo de los sistemas, tales como la reducción de fugas y el incremento en la eficiencia de los sistemas de distribución puede sustentarse mejor al determinar la importancia relativa de cada fuente de recarga conocida. En tal sentido, el objetivo de este estudio es utilizar la información hidrogeoquímica e isotópica del acuífero para identificar las principales fuentes de recarga en un acuífero urbano. La metodología será implementada en la evaluación de las fuentes de recarga del acuífero urbano de San Salvador, El Salvador, cuyo contexto puede ser aplicado en acuíferos urbanos similares.

Contexto del área de estudio

El área de estudio se localiza en El Salvador, comprende un total de 362 km², que representan el 1.7 % del territorio nacional, cuya área está delimitada por la subcuenca media del río Acelhuate (Figura 2). La topografía de la zona es quebrada al sur y oeste, mientras que al norte tiende a ser plana; las elevaciones varían entre 1 917 msnm al suroeste y 359 al norte. El clima de la zona es tropical, con una precipitación media anual que varía entre 1 731 mm/año en la zona baja y 2 141 mm/año en la zona alta; mientras que las temperaturas medias anuales oscilan entre 16.3 °C en la parte alta de la cuenca y 23.4 °C en la parte baja (Figura 3).

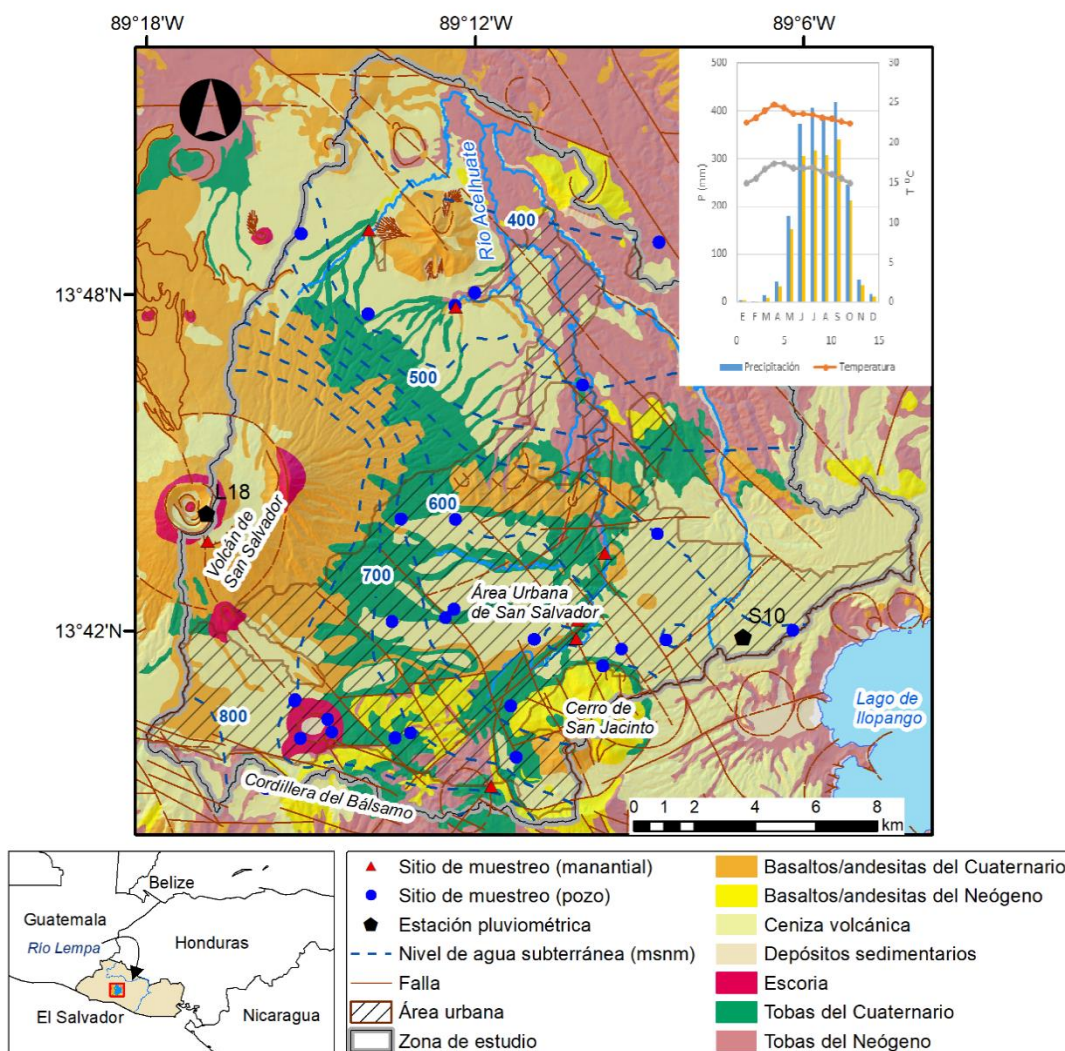


Figura 2. Localización, geología simplificada y dirección de flujo de la zona de estudio, indicando sitios de muestreo (este estudio). La figura también presenta la variación media de temperatura y precipitación en dos estaciones climatológicas: S10 (615 msnm) y L18 (1 516 msnm)

Fuente: MARN (2016).

Los principales accidentes geográficos que destacan en la zona son el volcán de San Salvador, cerro de San Jacinto, lago de Ilopango y cordillera del Bálsamo (Schmidt-Thomé, 1975), que juegan un papel determinante en la hidrogeología del acuífero de San Salvador (Barrera-de-Calderón, 2010), el cual subyace a la zona de estudio.

Crecimiento urbano y dependencia del agua subterránea

Aproximadamente el 42 % del área de estudio es urbana y comprende al Área Metropolitana de San Salvador, la cual ha crecido de 200 000 habitantes en 1960 (Schmidt-Thomé, 1975) a 1.6 millones de habitantes en 2014 (COAMSS-OPAMSS, 2013). Entre los años 1975 y 2015, el área urbana se expandió en un 281 % (Figura 3), lo cual ha modificado el comportamiento natural de la recarga de agua subterránea, a la vez que ha generado un fuerte aumento en la demanda de agua. Dicha situación fue solventada por las autoridades encargadas con el aumento de las extracciones en los pozos y manantiales dentro del área urbana, además de dos sistemas de importación de agua: Las Pavas y Zona Norte.

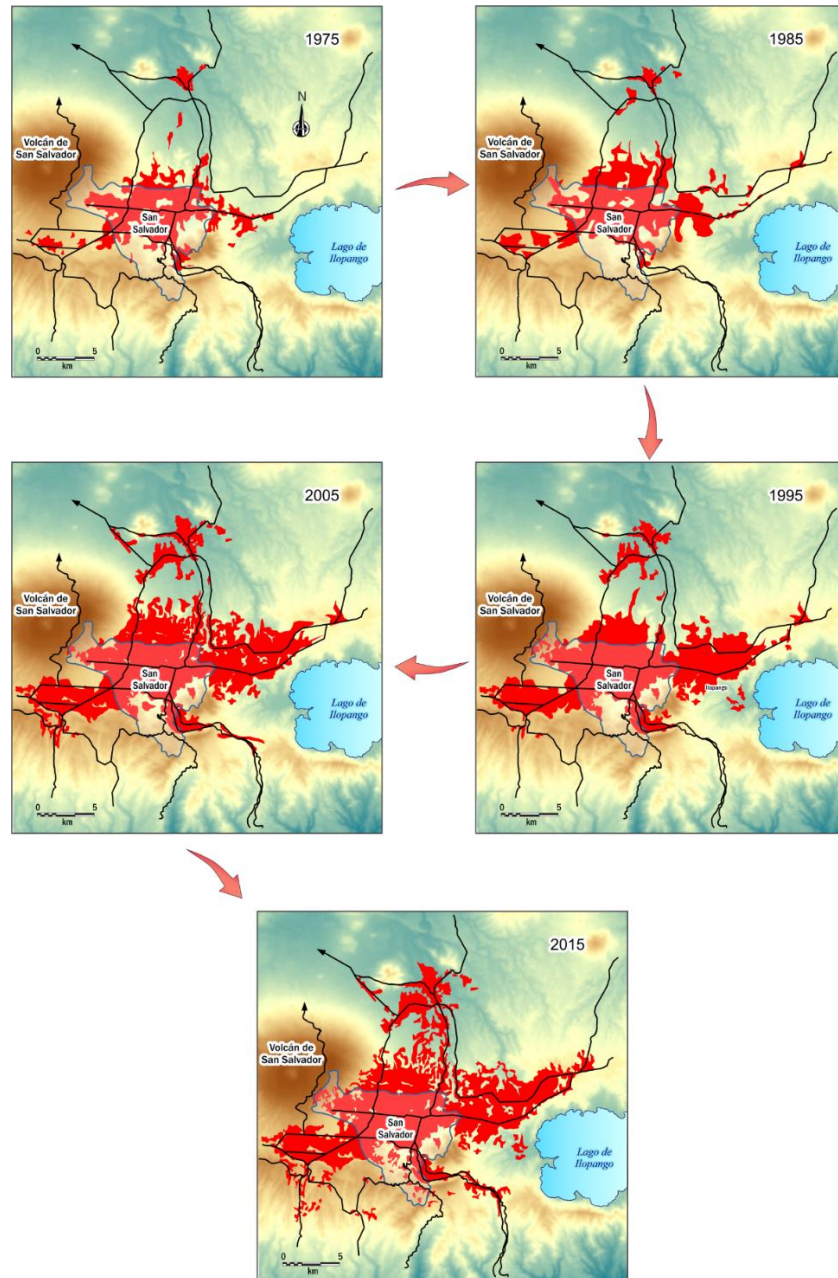


Figura 3. Evolución decenal de la expansión urbana del Área Metropolitana de San Salvador durante 40 años (1975-2015).

El Sistema Las Pavas proviene del río Lempa (río trinacional, además de ser el más largo y caudaloso del país), cuya toma se encuentra localizada al noroeste del área de estudio a una elevación de 260 msnm. Al año 2016 suplía aproximadamente el 34 % del agua entregada al AMSS. El Sistema Zona Norte está constituido por un conjunto de pozos profundos y manantiales localizados en la ladera oeste del volcán de San Salvador (ANDA, 2016). Durante el mismo año, fue responsable del 25 % del agua potable que abastece al área. El restante 39 % se produce a partir de manantiales y pozos localizados en la misma zona de estudio, cuyas profundidades varían entre 40 y 300 m.

En la hidrografía de la zona destaca el río Acelhuate, que recorre toda el área de estudio y tiene tres afluentes principales: río Las Cañas, río Tomayate y río San Antonio. En algunos sectores de estos ríos se da el afloramiento de manantiales, con caudales significativos aprovechados para el suministro de agua, los cuales pueden asociarse con descargas del acuífero (Barrera-de-Calderón, 2010). El caudal del río Acelhuate está principalmente compuesto por las aguas residuales sin tratamiento generadas por la población, la industria y el comercio, debido a que hasta la fecha no se cuenta con sistemas para depurar los contaminantes en estas aguas.

Este crecimiento desordenado, y poco o nada planificado de las ciudades en países en vías de desarrollo (Foster *et al.*, 1999) como el AMSS, en donde los sistemas de agua y alcantarillado se construyen de forma poca planificada en respuesta al desarrollo de los nuevos asentamientos, produce ciudades con infraestructura de agua y

saneamiento poco atendida, que se deteriora y genera fugas fuera de los límites aceptables y por lo tanto constituye una fuente potencial de recarga al acuífero que requiere ser evaluada.

En El Salvador, la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA, 2016) reportó un 49.1 % de agua no facturada a nivel nacional, entre la cual se contabilizan las fugas en los sistemas de agua potable, mientras que las fugas en los sistemas de alcantarillado no han sido contabilizadas. Sin embargo, dichas fugas pueden generar una fuente potencial de recarga de agua subterránea que puede afectar la calidad del agua suministrada a la población (Cunningham *et al.*, 1984). En ese contexto, el conjunto de condiciones físicas y socioeconómicas presentes en el acuífero de San Salvador lo convierten en un sitio idóneo para la identificación de las fuentes de recarga urbana.

Principales características geológicas y estructurales del área de estudio

La Figura 2 presenta la distribución espacial simplificada de los materiales de origen volcánico existentes en la zona de estudio (Lexa, Šebesta, Chávez, Hernández, & Pécskay, 2012; Weber, Wisemann, & Wittekindt, 1974). Las formaciones, en orden de antigüedad, Bálsamo, Cuscatlán y San Salvador consisten en una secuencia alternada de materiales

volcánicos del Terciario tardío al Holoceno (Reynolds, 1980), y están formadas por interestratificaciones de basaltos, depósitos epiclásticos y depósitos volcánicos piroclásticos; localmente aparecen escorias relacionadas con los conos eruptivos de la actividad del volcán de San Salvador. A la fecha, las exploraciones más profundas en pozos de explotación de agua subterránea alcanzan los 300 m de profundidad, sin embargo, el promedio de profundidades exploradas es de 143 metros.

El material predominante en la zona corresponde a los flujos piroclásticos consolidados (tobas) y no consolidados (ceniza volcánica), los cuales se extienden por toda el área, producto de la actividad explosiva del supervolcán de Ilopango y el estratovolcán de San Salvador (Hernández & Jicha, 2019). Según Barrera-de-Calderón, Garfias, Martel, y Salas-García (2019), cuando este material no aflora a la superficie se encuentra subyaciendo a la lava basáltica y andesítica (Figura 2), sus espesores pueden superar los 300 m, mientras que las lavas al suroeste, en las faldas del volcán de San Salvador, pueden alcanzar los 100 m de espesor. No menos importante fue una pequeña erupción de escoria que tuvo lugar en el cráter de La Laguna (Schmidt-Thomé, 1975), lo cual dio lugar a una secuencia caótica de materiales piroclásticos intercalados con escoria. Esta parte de la zona de estudio alberga la parte más productiva del acuífero de San Salvador.

Hidrogeología

Barrera-de-Calderón *et al.* (2019) dedujeron que la zona de estudio está conformada por dos acuíferos interconectados integrados por seis unidades hidroestratigráficas que pueden generalizarse como no confinados; uno fracturado, conformado por lavas basálticas y andesíticas, cuyas conductividades hidráulicas varían entre 1 y 10^1 m/día, el cual se extiende principalmente en los alrededores del volcán de San Salvador (sur y suroeste de la zona de estudio) siguiendo la trayectoria de coladas de lava del neógeno y holoceno (Figura 2). Su espesor, en las cercanías del volcán de San Salvador, puede alcanzar los 100 m, donde su saturación es total; mientras que en la cordillera del Bálsamo se han encontrado espesores de más de 200 m con saturación parcial. A medida que estos materiales se encuentran en el noreste, su espesor y saturación se reduce hasta desaparecer.

La zona conocida como Plan de La Laguna (Figura 2) presenta conductividades hidráulicas cercanas a 10^3 m/día. Esta alta conductividad hidráulica ha sido asociada con la presencia del cono de escorias del mismo nombre. Se caracteriza por la distribución caótica de materiales y el elevado fracturamiento de la zona. En cambio, el acuífero poroso está integrado por piroclastos y tobas, el cual subyace al acuífero fracturado, extendiéndose en toda la zona de estudio. Su conductividad hidráulica varía entre 10^{-1} y 1.0 m/día; el espesor de este acuífero puede llegar a superar los 300 m. En las zonas donde subyace a las lavas, por lo general está completamente saturado, mientras que en las zonas donde éstas desaparecen (norte y noreste), su saturación es parcial.

La tendencia general del flujo permite distinguir dos flujos principales dentro de la zona de estudio: el primero corresponde al flujo proveniente del volcán de San Salvador, que luego descarga hacia la zona norte de la subcuenca; mientras que el otro flujo proveniente de la cordillera del Bálsamo y cerro de San Jacinto corre hacia el este y luego se desplaza hacia el norte, en la zona baja del área de estudio (Figura 2). La condición de acuífero libre, así como la influencia de las fallas en el flujo de agua subterránea y el potencial ingreso de contaminantes al acuífero a través de ellas evidencia la necesidad de estudiar a mayor profundidad el aporte de la recarga urbana a tan importante fuente de abastecimiento del país.

Métodos y técnicas

Las características del agua subterránea, agua de lluvia y agua de los sistemas de importación, que complementan el suministro de agua de la zona de estudio han sido determinadas a partir de los datos obtenidos en dos jornadas de muestreo: año 2009 (Barrera-de-Calderón, 2010) y años 2016-2017 como parte de esta investigación. La integración de ambos estudios no sólo incrementa el número de muestras, lo cual brinda mayor contundencia en el análisis de resultados, sino que, además, proporciona

la oportunidad de evaluar si existe una diferencia en la química del acuífero entre ambos periodos, que puede ser comparada con la evolución de la mancha urbana.

En la jornada de 2009, Barrera-de-Calderón (2010) reportó 38 muestras distribuidas en 24 sitios de muestreo conformados por manantiales, pozos, totalizadores de agua lluvia y agua de chorro de los sistemas de importación. Éstos, en su mayoría, se analizaron para iones mayoritarios, sólidos totales disueltos, e isótopos ambientales de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$.

En este estudio se realizó una jornada de muestreo con un total de 28 muestras correspondientes a pozos y manantiales, y agua de grifo de los sistemas de importación localizados en la zona de estudio. En su mayoría, las muestras se analizaron para iones mayoritarios, microbiología e isótopos ambientales de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$. En ambos casos, durante el muestreo se midió pH, temperatura, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos con un equipo YSI 556 debidamente calibrado. Los dos estudios totalizan 41 sitios de muestreo, 63 de datos químicos y 44 de datos isotópicos (Figura 2), los cuales se depuraron utilizando criterios de confiabilidad y precisión.

Los análisis químicos se realizaron en el Laboratorio de Control de Calidad de la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA). El proceso de colección de muestras siguió procedimientos estándar (Appelo & Postma, 2005; U.S. Environmental Protection Agency, 2017). Las concentraciones de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}), cloruros (Cl^-) y bicarbonatos (HCO_3^-) se determinaron por titulometría; las

concentraciones de sodio (Na^+) y nitratos (NO_3^-) se determinaron con electrodo de ion selectivo 8357- NO_3 -D para Na^+ y 4500- NO_3 -D para NO_3^- por métodos potenciométricos.

La determinación de concentraciones de sulfatos (SO_4^{2-}) y potasio (K^+) se realizó por espectrofotometría. Por su parte, las determinaciones de los isótopos estables de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ se hicieron en el Isotope Science Laboratory de la Universidad de Calgary, Canadá, utilizando espectroscopía láser. Los resultados obtenidos se reportaron en términos de unidades $\delta\text{‰}$ (delta por mil) de desviación relativa con respecto al estándar arbitrario V-SMOW (Freeze & Cherry, 1979), en el cual δ viene definido por:

$$\delta\text{‰} = \left[\frac{R_{\text{muestra}} - R_{\text{SMOW}}}{R_{\text{SMOW}}} \right] \times 1\,000 \quad (1)$$

donde R_x representa la relación isotópica de una muestra ($^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) y R_{SMOW} corresponde a la relación isotópica del mismo elemento en el patrón.

Los TDS, Cl^- y NO_3^- de las aguas residuales que fluyen a través de tuberías en el subsuelo de la zona de estudio se determinaron a partir de un conjunto de 40 muestras de aguas colectadas en ríos y quebradas de la zona durante el año 2011 (Biotec S.A. de C.V., 2011). Se consideró que estas muestras son representativas de la química de las aguas residuales debido a que los ríos y quebradas que circulan por el área transportan, para fines prácticos, los vertidos de las aguas residuales sin tratamiento

generadas en el AMSS, con una dilución que se ha asumido despreciable, ya que los manantiales que aportarían significativamente al flujo base son captados en su totalidad para el suministro de agua de la ciudad.

Los resultados analíticos se revisaron usando el error del balance de carga para los iones mayoritarios. Los datos se procesaron mediante diagramas de Piper, Stiff y gráficos de dispersión para reconocer las características hidrogeoquímicas de las aguas subterráneas, agua lluvia, sistemas de importación de agua que llegan a la ciudad y aguas residuales, que transitan en el subsuelo como potencial fuente de recarga urbana. El programa *AQUACHEM* se utilizó para la determinación de la estadística descriptiva de los parámetros analizados, diagrama trilinear de Piper y balance iónico. Los mapas de distribución espacial de gráficos de Stiff se elaboraron utilizando Rockworks 2011, mientras que los gráficos de dispersión para evaluar la correlación entre las muestras se elaboraron utilizando MicroSoft Excel.

Resultados y discusión

Los valores máximos, mínimos, media aritmética y desviación estándar de los parámetros analizados en las muestras colectadas en pozos y manantiales se presentan en la Tabla 1, mientras que los resultados de todos los análisis y mediciones de campo para cada parámetro pueden

solicitarse al autor principal de este artículo. Para efecto de cálculo, los elementos con concentraciones inferiores al límite de detección fueron reemplazadas por el valor límite (Cloutier, Lefebvre, Savard, Bourque, & Therrien, 2006).

Tabla 1. Estadística descriptiva de parámetros analizados en muestras de agua subterránea del acuífero de San Salvador (pozos y manantiales).

Parámetro	Unidades	Mínimo	Máximo	Media aritmética	Desviación estándar
Temperatura	°C	19.10	44.00	28.50	4.20
pH (campo)		5.64	7.62	6.66	0.48
EC ^a	µS/cm	53.00	955.00	414.20	232.90
TDS	mg/l	34.00	540.00	273.90	154.80
Na	mg/l	2.00	104.00	36.90	24.33
K	mg/l	0.70	15.00	6.80	3.42
Ca	mg/l	0.70	108.70	33.00	17.45
Mg	mg/l	0.50	49.25	16.30	9.54
Cl	mg/l	2.60	83.40	22.20	20.87
HCO ₃	mg/l	23.00	326.60	164.20	70.50
SO ₄	mg/l	3.10	102.20	30.86	20.70
NO ₃	mg/l	0.28	43.00	14.60	8.57
18O		-7.70	-4.70	-6.79	0.62
2H	‰	-52.00	-32.00	-45.80	3.94

^a Conductividad eléctrica corregida a 25 °C.

De las 63 muestras analizadas, el error de carga eléctrica de 32 muestras resultó inferior a 10 %; 26 entre 10 y 15 %; y 5 superan el 15 %. Para el análisis de caracterización hidrogeoquímica de las aguas se seleccionaron aquellas muestras con electroneutralidad inferior a 15 %; además se descartaron dos muestras debido a la falta de resultados del análisis de Cl^- ; sin embargo, para el análisis isotópico, los resultados de todas las muestras se conservaron. En resumen, se analizaron los resultados de 56 muestras para la química, 44 muestras de isótopos; ambas comprendidas en 37 estaciones de muestreo.

En la mayoría de muestras con error máximo entre 10 y 15 %, el laboratorio reportó interferencia de matriz en la determinación de NO_3^- ; a su vez, el balance iónico resultó positivo en esas muestras. Por lo tanto, se asumió que la falta de este anión en el balance es la principal fuente de error en el balance y que las concentraciones del resto de iones pueden considerarse aceptables. Adicionalmente, tanto los gráficos de Piper como Stiff se elaboraron sin considerar la presencia de este anión y, por consiguiente, fue posible incorporar dicha información en el análisis y discusión de este estudio. Otras fuentes adicionales de error podrían asociarse con los reactivos utilizados, limitaciones en los métodos e instrumentos utilizados y presencia de impurezas en el agua destilada, entre otros (Prasanna, Chidambaram, Shahul-Hameed, & Srinivasamoorthy, 2010).

Hidrogeoquímica del agua subterránea y potenciales fuentes de recarga al acuífero

Cuatro grupos principales con características hidrogeoquímicas típicas de acuíferos volcánicos pueden distinguirse en la zona de estudio (Figura 4 y Figura 5). El grupo A corresponde a las aguas de reciente infiltración Ca-Mg-HCO₃ y poco mineralizadas, localizadas entre las faldas del volcán de San Salvador y la cordillera del Bálsamo; se encuentran en el límite entre las zonas urbanas y la parte más alta de la cuenca, por lo tanto, la influencia que el urbanismo puede ejercer sobre ellas tiende a ser mínima, pues la recarga directa por precipitación de las zonas altas apenas ha iniciado su recorrido en estos puntos de captura.

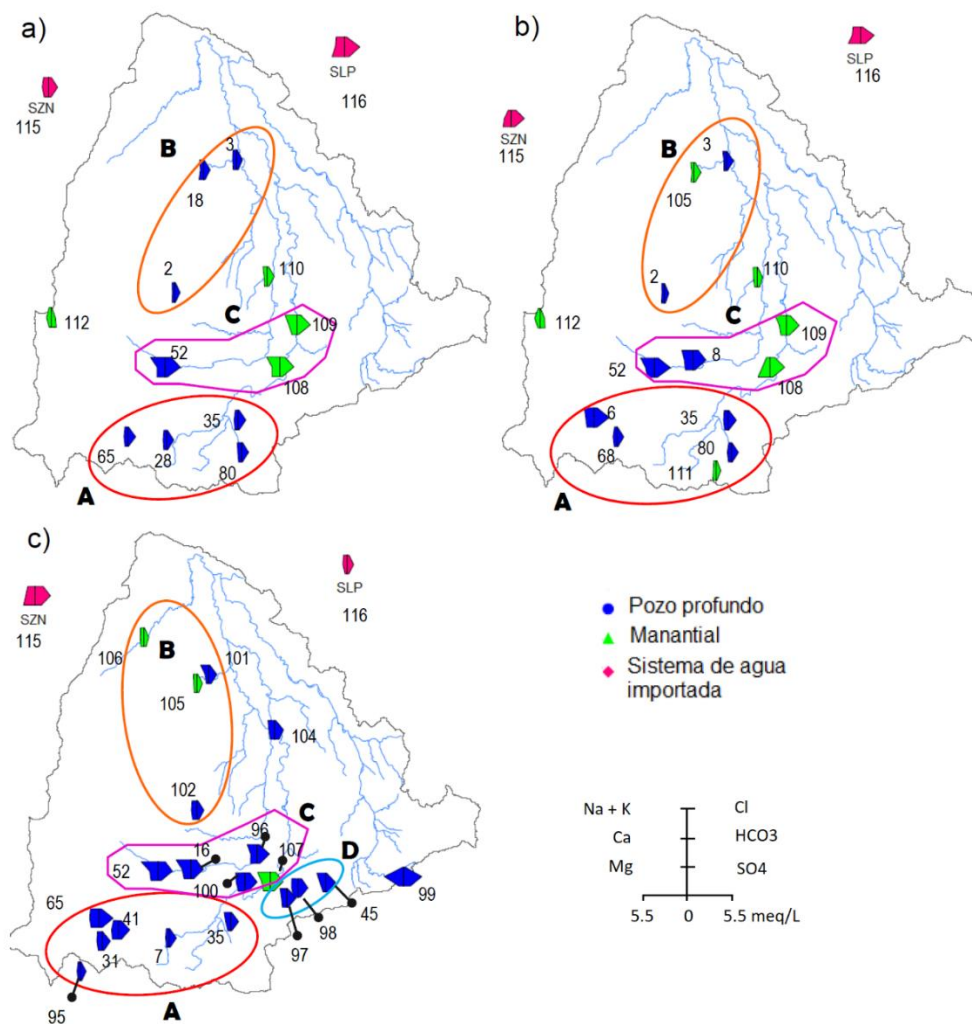


Figura 4. Mapa con diagramas de Stiff para muestreos 2009 y 2016, que muestra grupos con características químicas similares (A, B, C y D): a) 2009, época seca; b) 2009, época de lluvia; c) 2016, época de lluvia.

Los dos diagramas de color rosa en el exterior de la cuenca corresponden a los sistemas de importación de agua: SZN, Sistema Zona Norte; SLP, Sistema Las Pavas.

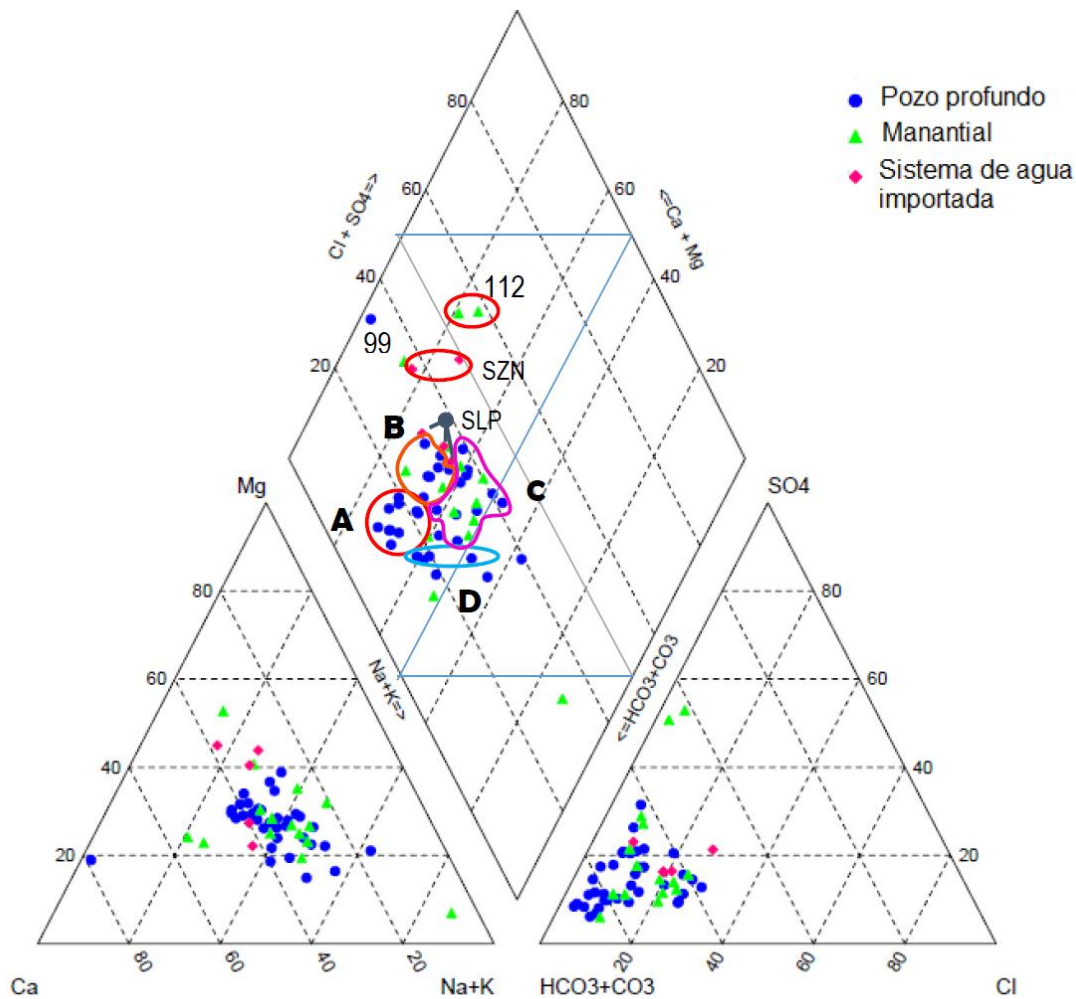


Figura 5. Diagrama de Piper para muestras de agua en el AMSS (todas las campañas de muestreo). La distribución espacial de los grupos A, B, C y D puede consultarse en el mapa de diagramas de Stiff (Figura 3).

El grupo B corresponde al tipo Mg-Ca-HCO₃, conformado por aguas frescas localizadas en las faldas norte y este del volcán de San Salvador; dichas aguas, al igual que las anteriores, presentan poca mineralización

y son las más diluidas en el grupo de muestras analizadas, lo cual es consistente con su ubicación geográfica, pues se encuentran aguas arriba de la zona urbana.

El grupo más mineralizado corresponde al grupo C, que se clasifica como Na-Ca-HCO₃, y localmente Na-Mg-HCO₃. Los pozos y manantiales dentro de este grupo se localizan en el corazón de la zona urbana del AMSS y, a su vez, en la zona más antigua de la ciudad, donde el acueducto y alcantarillado poseen más de 50 años.

De acuerdo con la información colectada para este estudio, el pozo más antiguo de la ciudad data de 1943 (Delgado, 1981) y está comprendido en la región espacial del grupo C. Los datos también permiten identificar que parte de la descarga de este grupo de aguas es captado en manantiales actualmente aprovechados para abastecimiento de la población (sitios de muestreo 100, 107, 108 y 109 en la Figura 4).

El grupo D podría corresponder a una mezcla entre los grupos A y C (Figura 5). Es posible que el aporte del flujo de recarga del cerro de San Jacinto genere un efecto de dilución que opaca la elevada concentración de nitratos, sodio y cloruros (Figura 1, Figura 4 y Figura 5). Sin embargo, se requiere estudios de mayor detalle en la zona para distinguir el origen de la huella química de esta zona del acuífero.

Las aguas identificadas como SZN corresponden al Sistema Zona Norte, cuyas características químicas son Mg-Ca-HCO₃, similares a las del grupo B, pero más mineralizadas, lo cual es consistente con su ubicación espacial al oeste del volcán de San Salvador; se puede asociar dicha

mineralización con mayor tiempo de contacto agua-roca (mayor tiempo de residencia).

De igual forma, las aguas del Sistema Las Pavas SLP se clasifican como Mg-Ca-HCO_3 y Ca-Na-HCO_3 , similares a las del resto de grupos identificados en el acuífero, pero con más minerales disueltos. La variación en los cationes predominantes en el SLP puede obedecer a factores asociados con ingresos no controlados de sustancias al río Lempa, ya que son sistemas de rápida respuesta; por lo tanto, la muestra pudo haberse tomado durante un periodo en el que se distribuyó agua bajo esas modificaciones.

El pozo 99, localizado en el parteaguas sureste de la cuenca (Figura 2 y Figura 4), se clasifica como Ca-HCO_3 ; sin embargo, se encuentra mucho más mineralizado que la mayoría de las muestras analizadas, incluso está mucho más mineralizado que el agua subterránea extraída en las orillas del lago de Ilopango (Duarte-Saldaña, 1988). Es uno de los campos de pozos aprovechados para el abastecimiento de la población de esa zona de la ciudad.

Al respecto, se requieren futuras investigaciones para identificar el origen y comportamiento hidrogeoquímico de esta zona del acuífero. Por otra parte, el agua del manantial localizado en el cráter del volcán de San Salvador (Figura 2 y Figura 4) se caracterizó como Ca-Mg-SO_4 , las cuales son típicas de aguas termales (Yang *et al.*, 2017), situación consistente con su localización y la posible influencia del volcán en su composición química.

La Figura 4 refleja, además, que para el año 2016 respecto a 2009, se presentó un ligero aumento en la mineralización del acuífero en el sector sur (Grupo A), lo cual es concordante con el aumento de la mancha urbana en esa zona (Figura 1). A su vez, puede asociarse con una respuesta más rápida del ingreso de agua con una química modificada por actividades antrópicas desde la superficie al acuífero debido a la naturaleza fracturada de los materiales geológicos de la zona (Figura 2). En los grupos B y C no es posible identificar una diferencia entre ambas jornadas de muestreo, posiblemente debido a los mayores tiempos de tránsito y menor conductividad hidráulica que presentan los piroclastos de Cuscatlán.

El diagrama de Piper (Figura 5) ilustra que el acuífero tiene poca variabilidad estacional en su química mayoritaria. Sin embargo, al interpretarlo conjuntamente con los mapas de Stiff (Figura 4) pueden distinguirse los grupos A, B, C y D descritos en los párrafos precedentes, cuyo anión predominante es el HCO_3^- , y los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ en la zona de mezcla. De acuerdo con Demlie (2015), las aguas Ca-Mg-HCO_3 son dominantes en acuíferos volcánicos básicos, mientras que las del tipo Na-HCO_3 lo son en acuíferos volcánicos ácidos.

Lo anterior es consistente con la presencia de materiales ácidos del Cuscatlán en la parte media y baja de la cuenca, así como de materiales básicos del Bálsamo y San Salvador, que predominan en la zona baja de la misma (Figura 2). Altas concentraciones de HCO_3^- son características de recarga reciente y se encuentran en el agua subterránea como producto del ingreso de precipitación con HCO_2 atmosférico y CO_2 del

suelo en el proceso de disolución de la roca durante la infiltración y movimiento del agua subterránea (Cloutier *et al.*, 2006; Demlie, 2015; Selvakumar, Chandrasekar, & Kumar, 2017).

Identificación de fuentes de recarga

Los distintos tipos de aguas identificados en la sección anterior mediante el diagrama de Piper (Figura 5) y los mapas con diagramas de Stiff (Figura 4) permiten distinguir inicialmente dos fuentes de recarga principales: aquella procedente de la recarga directa por precipitación, que corresponde, ya sea a las aguas que se encuentran en la etapa inicial de su evolución geoquímica o aguas de rápida circulación (McKenzie, Siegel, Patterson, & McKenzie, 2001; Demlie, 2015), las cuales son típicas en acuíferos de geología joven, como es el caso del acuífero de San Salvador.

El grupo de aguas con mayor disolución de minerales, que corresponde con los pozos localizados en la zona más antigua de la ciudad, puede asociarse con una fuente adicional de recarga afectada por actividades antrópicas. En la Figura 6 se presenta un conjunto de diagramas de dispersión que relacionan Cl^- y TDS, y NO_3^- y TDS, y ayudan a explicar los procesos de recarga natural y urbana en el acuífero, así

como al análisis de flujo y circulación del agua subterránea (Demlie, 2015).

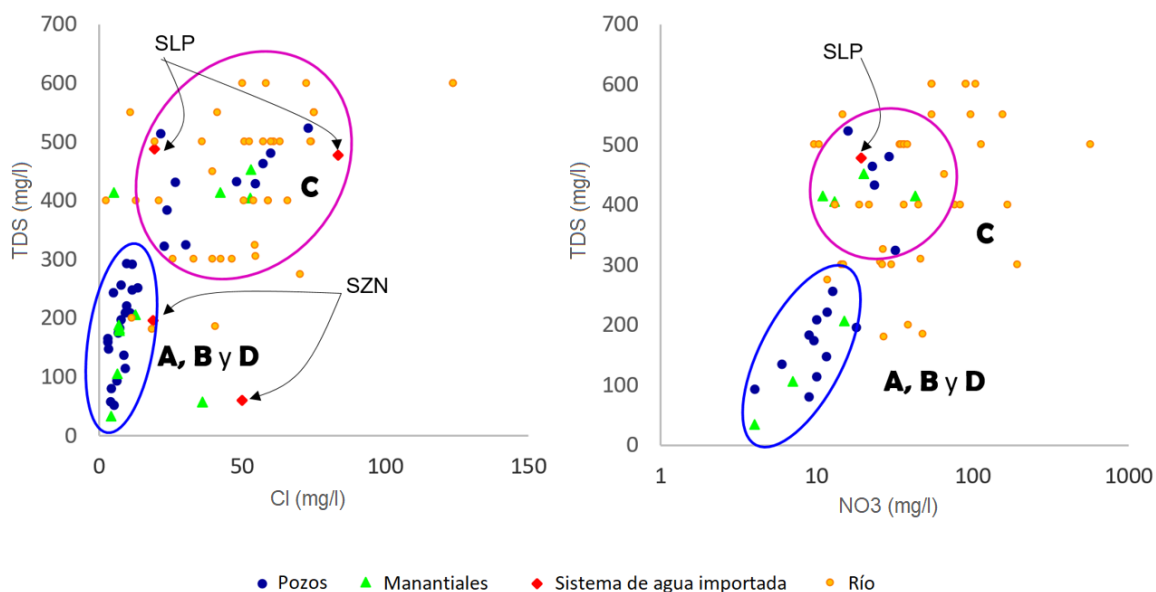


Figura 6. Gráficos de dispersión para trazadores seleccionados que presentan las concentraciones de las muestras de agua subterránea; sistemas de importación de agua que abastecen a la ciudad de San Salvador; Sistema Zona Norte (SZN) y Sistema Las Pavas (SLP), así como aguas residuales crudas que circulan por el subsuelo en la zona no saturada del acuífero de San Salvador (puntos naranjas).

Una fuente de recarga directa por precipitación y dos fuentes de recarga urbana pueden distinguirse en el acuífero de San Salvador. La recarga directa por precipitación corresponde a los grupos A, B y D del acuífero. Es evidente en las aguas frescas de pozos y manantiales poco

mineralizadas, localizadas en los límites más elevados de la zona urbana, al pie del volcán de San Salvador, cerro de San Jacinto y cordillera del Bálsamo, donde el flujo de agua subterránea inicia su paso por la ciudad (Figura 2). Estas aguas tienen bajas concentraciones de TDS, Cl^- y NO_3^- (Figura 6), a diferencia de las aguas de los ríos que transportan las aguas residuales de la ciudad casi sin ninguna depuración.

La primera fuente de recarga urbana puede asociarse con las fugas en los sistemas de acueducto de la ciudad. En la Figura 6 se puede apreciar que existe un grupo de aguas cuyos valores de TDS, Cl^- y NO_3^- se encuentran en un término medio entre las aguas con recarga directa y aquellas correspondientes a los sistemas de agua potable (SZN y SLP) y aguas residuales, lo cual indica una posible mezcla entre las aguas de recarga natural y de recarga urbana. Por lo tanto, la segunda fuente de recarga urbana proviene del alcantarillado sanitario.

El grupo de aguas cuya química ha sido modificada por la recarga urbana presenta concentraciones que pueden superar el doble de las concentraciones de TDS, Cl^- y NO_3^- . Los NO_3^- se utilizaron para identificar ingreso de contaminación agrícola, agua potable, aguas residuales y aguas industriales (Lerner, 2002; Tubau, Vázquez-Suñé, Jurado, & Carrera, 2014). Dado que las aguas de recarga natural y los sistemas de importación reportan bajas concentraciones de NO_3^- (Figura 6), se descarta el aporte de este ion al acuífero debido a actividades agrícolas o a fugas en el sistema de agua potable. Por lo tanto, una fuente de recarga urbana al acuífero proviene de las fugas en el sistema de tuberías de aguas residuales.

Los cloruros se consideran razonablemente conservativos (Bazuhair & Wood, 1996; Yang *et al.*, 1999; Barrett *et al.*, 1999; Lerner, 2002; Vázquez-Suñé *et al.*, 2010; Tubau *et al.*, 2014), excepto cuando hay otras fuentes de ingreso de cloruros al sistema, ya que la concentración podría aumentar (Jiménez-Martínez, Aravena, & Candela, 2011; Naranjo, Cruz-Fuentes, Cabrera, & Custodio, 2015). En este caso, el aporte de cloruros se relaciona con las fugas de los sistemas de agua potable y alcantarillado, cuyas concentraciones son elevadas y modifican la química del agua subterránea antes de su contacto con el subsuelo urbano (Figura 6).

Las muestras analizadas en este estudio también fueron analizadas para coliformes totales y coliformes fecales; sin embargo, sólo cinco muestras de las 28 analizadas (18 %) superaron el límite de detección de 1.8 NMP/100 ml para coliformes totales, mientras que ninguna de las muestras resultó por arriba de dicho límite de detección para coliformes fecales. Posiblemente la contaminación microbiológica producto de las fugas en el alcantarillado, la cual supera los cientos de miles NMP/100 ml (Biotec S.A. de C.V., 2011), no alcance el agua subterránea debido a que la parte superior del suelo de origen piroclástico retiene de manera significativa a los coliformes termotolerantes, como los enterococos (Naclerio *et al.*, 2008). De este modo, tal condición ofrece una protección favorable que reduce su vulnerabilidad a la contaminación.

Isótopos ambientales $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en el acuífero de San Salvador

La precipitación es la principal fuente de renovación de agua subterránea a través de la infiltración en el terreno (Cloutier *et al.*, 2006) en las zonas fuera del área urbana, donde la superficie no está impermeabilizada. La Figura 7 presenta la distribución de las muestras de agua subterránea con respecto a la Línea de Agua Meteórica Global (GMWL, por sus siglas en inglés) y la Línea de Agua Meteórica Local (LMWL, por sus siglas en inglés) (IAEO, 1992; Tenorio-Mejía, D'Amore, & Gerardo, 1997).

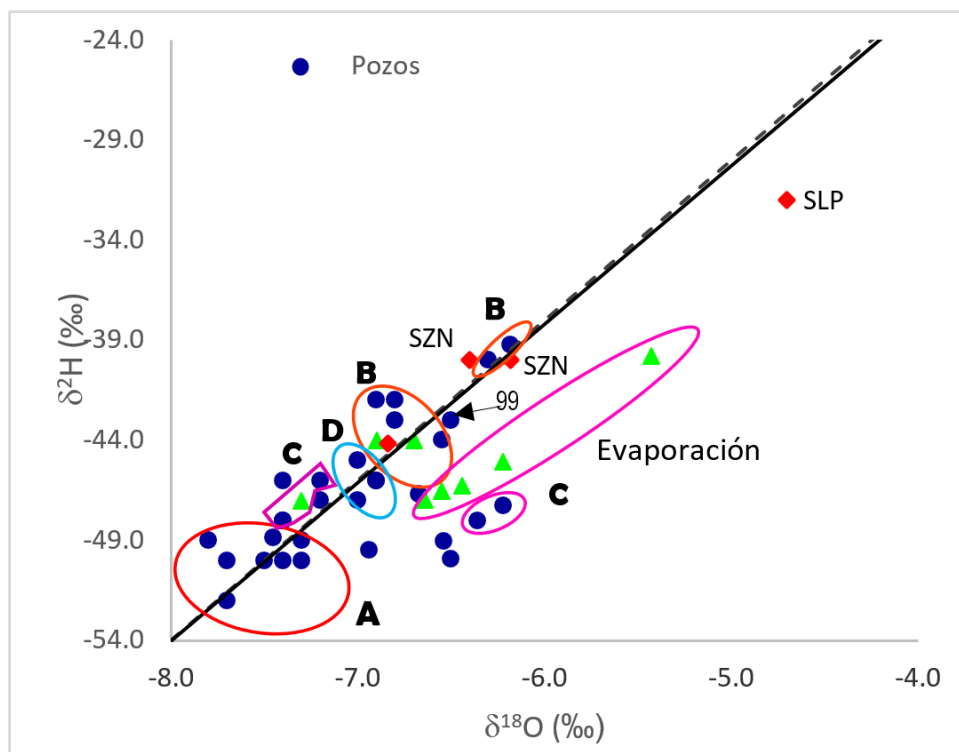


Figura 7. Composición isotópica de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en el agua subterránea del acuífero de San Salvador, El Salvador. Línea del agua meteórica local (LMWL) $\delta^2\text{H} = 7.92\delta^{18}\text{O} + 9.336$, $r^2 = 0.957$ (IAEA, 1977).

La distribución de la composición isotópica de las muestras permite distinguir a las aguas de origen reciente del grupo A con valores de $\delta^{18}\text{O}$ que oscilan entre -7.80 y -7.30, localizadas en el sector sur y surponiente de la zona de estudio. El grupo B presenta valores de $\delta^{18}\text{O}$ que oscilan entre -6.90 y -6.20, los cuales se encuentran en su mayoría distribuidos alrededor de dicha línea, indicando que no hay modificaciones significativas por evaporación (Cloutier *et al.*, 2006; Prasanna *et al.*, 2010).

El grupo de aguas de pozos y manantiales influenciadas por el urbanismo (C) refleja valores de $\delta^{18}\text{O}$ entre -7.40 y -5.43, los cuales se encuentran en la zona intermedia entre los valores del grupo A, de aguas recargadas por precipitación que ingresan al subsuelo de la ciudad y las muestras de los sistemas de importación SZN y SLP. Estos sistemas poseen una composición isotópica enriquecida y en ocasiones alejada de la línea meteórica (SLP).

Este enriquecimiento isotópico en las aguas de los sistemas de agua potable puede asociarse, para el caso del sistema Las Pavas, con su origen del río Lempa, y en ambos sistemas con el proceso de transporte y tratamiento que pasa el agua antes de llegar a la red de distribución de agua. Se esperaría que las aguas residuales presenten una composición isotópica aun mayor que la reflejada por los sistemas de agua potable debido a los procesos de almacenamiento, uso y transporte que pasan previo al ingreso del alcantarillado de la ciudad.

Un grupo de manantiales se alinean a la derecha de la LMWL, sugiriendo un típico proceso de evaporación (Prasanna *et al.*, 2010). De igual manera, otras muestras de pozos presentan un comportamiento similar; ello indica que esas aguas han sufrido algo de evaporación antes de su infiltración. La composición isotópica de $\delta^{18}\text{O}$ también se relacionó mediante diagramas de dispersión con los trazadores Cl^- y NO_3^- (Figura 8), para verificar la hipótesis de la presencia de recarga urbana en el agua subterránea del grupo C.

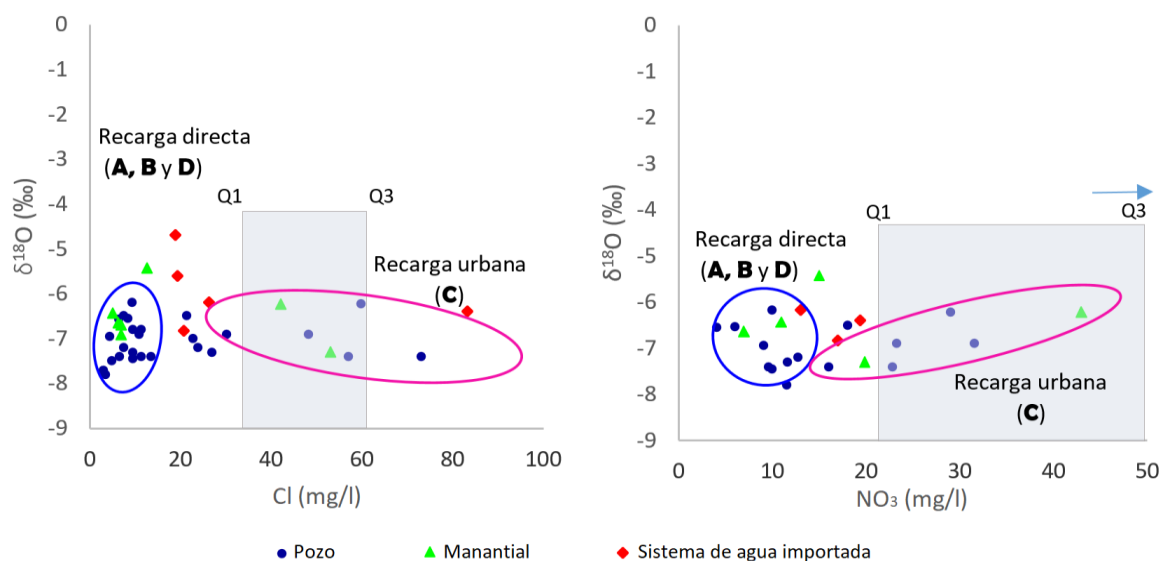


Figura 8. Gráficos de dispersión para parámetros hidrogeoquímicos e isotópicos que muestran diferencias en la fuente de recarga de agua subterránea. Los rectángulos sombreados indican el rango de concentración de Cl^- y NO_3^- , respectivamente, entre el cuartil 1 (Q1) y el cuartil 3 (Q3). La flecha azul indica que el cuartil 3 de NO_3^- es superior al valor máximo graficado (tiene un valor de 90.73 mg/l).

Ambas gráficas permiten diferenciar a las aguas de recarga reciente (grupos A, B y D), con bajas concentraciones de Cl^- y NO_3^- , y las aguas impactadas por el urbanismo (grupo C), cuyas concentraciones de estos iones son notablemente más elevadas para los rangos de composiciones isotópicas de $\delta^{18}\text{O}$ discutidas antes. Las aguas del grupo C muestran el carácter conservativo del isótopo ambiental $\delta^{18}\text{O}$ del grupo A, y evidencian un aumento considerable en las concentraciones de Cl^- y NO_3^- . Este comportamiento se asocia de nuevo con la recarga urbana.

El agua de los sistemas de importación presenta concentraciones de cloruros y nitratos ligeramente superiores a las aguas de recarga natural, lo cual podría generar un incremento en las concentraciones de dichos parámetros; sin embargo, las muestras del grupo C reportan valores que se asemejan más a los rangos de concentraciones de Cl^- y NO_3^- de las aguas residuales comprendidos entre los cuartiles 1 y 3 de cada parámetro (área sombreada de las gráficas), lo cual evidencia que la recarga urbana procedente del alcantarillado está modificando las características químicas del acuífero urbano en un punto que requiere atención.

Modelo conceptual hidrogeoquímico de agua subterránea

Las características hidrogeoquímicas e isotópicas de las aguas subterráneas en el acuífero de San Salvador permiten establecer un modelo conceptual (Figura 9) que involucra a los grupos de aguas y las principales fuentes de recarga de agua subterránea que ocurren en el acuífero (Cloutier *et al.*, 2006). Se han identificado tres zonas de recarga directa por precipitación en las áreas de mayor elevación topográfica de la zona de estudio: el volcán de San Salvador, la cordillera del Bálsamo y

el cerro de San Jacinto; estos accidentes topográficos son, a su vez, las zonas que menos desarrollo urbano presentan y, por lo tanto, su cobertura es principalmente vegetal.

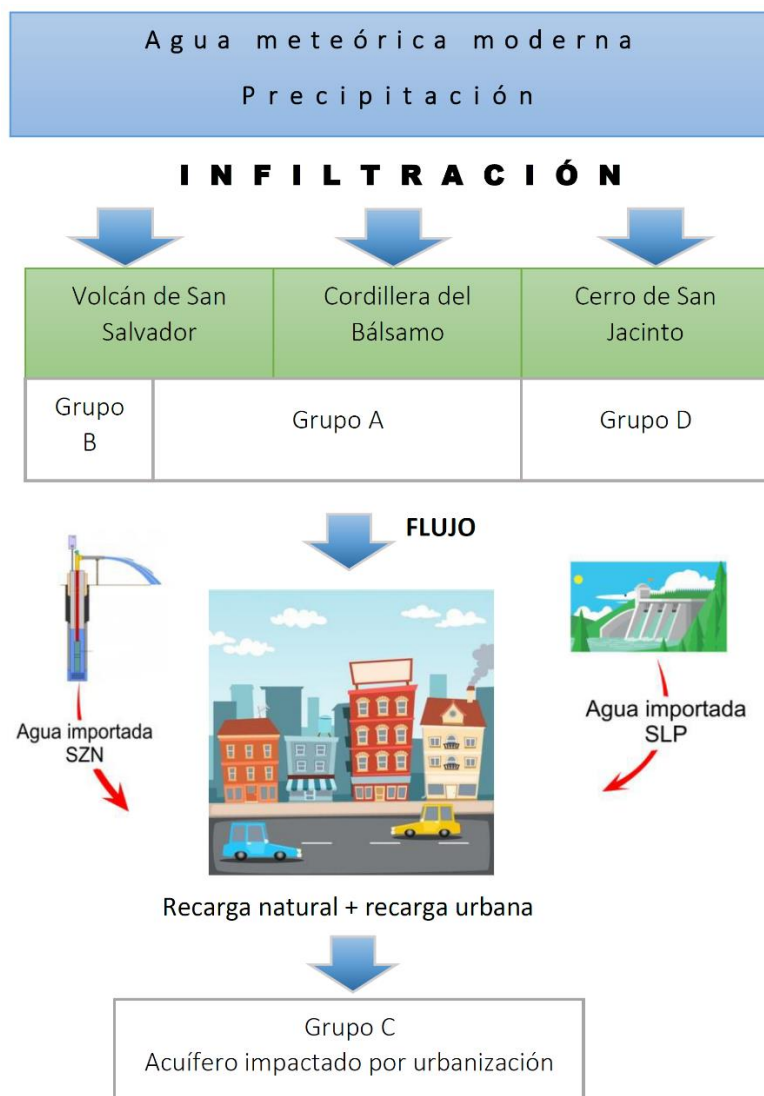


Figura 9. Modelo conceptual de grupos de agua subterránea y sus fuentes de recarga en el acuífero urbano de San Salvador deducido a partir del análisis de información hidrogeoquímica e isotópica.

Cada una de las zonas de recarga tiene relación con flujos que ocurren en el inicio de la formación acuífera actualmente aprovechada. Cuatro flujos asociados con grupos geoquímicos de agua conforman los dos flujos principales del acuífero y se derivan de las zonas de recarga, los cuales se diferenciaron en el análisis hidrogeoquímico e isotópico (Figura 9). La ocurrencia de estos flujos de agua subterránea es concordante con estudios previos realizados en la zona, ya sea con fines de explotación o evaluación del recurso hídrico subterráneo (Departamento de hidrogeología-ANDA, 1996; Delgado, 2001; EYCO S.A. de C.V., 2005; Barrera-de-Calderón, 2010; Guevara-Retana, 2013). Además, confirma el modelo conceptual de flujo expuesto por Barrera-de-Calderón *et al.* (2019).

Asimismo, del volcán de San Salvador se derivan dos flujos principales: el flujo norte B, caracterizado por aguas del tipo Mg-Ca-HCO₃ y Ca-Mg-HCO₃, las cuales son características de acuíferos volcánicos básicos (McKenzie *et al.*, 2001; Cloutier *et al.*, 2006; Demlie, 2015), y con los valores para $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ que caen en el rango de valores obtenidos para la precipitación regional. El otro sistema de flujo corresponde con el flujo suroeste, denominado A (Figura 9), el cual, a su vez, tiene aporte de la recarga directa que ocurre en la cordillera del Bálsamo. Estas aguas, al igual que en el grupo B, están poco mineralizadas y ocurren en las

orillas del área urbana del AMSS; son del tipo Ca-Mg-HCO₃, y su composición isotópica de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ media se encuentra en el rango de la composición isotópica de la precipitación.

Por otra parte, un tercer grupo, denominado C, en San Salvador (Figura 4), se caracteriza por aguas del tipo Na-Ca-HCO₃ y Na-Mg-HCO₃ (que se deriva del grupo A), las cuales ingresan a la ciudad y recogen el aporte de las fugas en los sistemas de agua y alcantarillado en distintas proporciones; estas aguas presentan TDS que fluctúan de 300 mg/l a casi 600 mg/l, con Cl⁻ cuyo rango oscila entre 20 y 73 mg/l, y NO₃⁻ con valores que se encuentran arriba de 20 mg/l y alcanzan hasta 43 mg/l. La composición isotópica de este grupo de aguas no se distingue del resto de grupos; los valores de $\delta^{18}\text{O}$ oscilan entre -6.0 y -7.5 similar a las de sus grupos de origen. Sin embargo, algunas de las muestras evidencian un proceso de evaporación, el cual puede asociarse con el proceso de tratamiento, almacenamiento y uso del agua potable, en el cual existen procesos de evaporación.

Por último, el grupo denominado D, cuyo tipo de agua es Na-Ca-HCO₃, se asocia con la zona de recarga directa del cerro de San Jacinto, y al igual que los grupos A y B, se encuentra en las orillas de la zona urbana de la ciudad de Soyapango, en las laderas del cerro y presenta un poco más de mineralización que dichos grupos (Figura 4). Su composición isotópica es similar al resto de aguas sin influencia significativa del urbanismo, y se encuentra en el rango de la composición isotópica de la lluvia, ya que se alinea con la LMWL.

Conclusiones

En este estudio se presentaron los resultados del análisis regional hidrogeoquímico de un acuífero urbano, tomando como ejemplo el caso del acuífero volcánico urbano de San Salvador; ello permitió la identificación espacial de los sistemas de flujo existentes en el acuífero, así como de las principales fuentes de recarga que aportan a la disponibilidad de agua de la ciudad. El diagrama de Piper, así como la distribución espacial de los tipos de agua presentados a través de los mapas de Stiff, la estadística descriptiva de las muestras y el conjunto de gráficos de dispersión, en los cuales se relacionaron variables indicativas de la recarga urbana, indicaron que la precipitación directa de agua de lluvia controla principalmente la química del agua subterránea en las zonas que se encuentran en las orillas de la ciudad.

La huella química de estas aguas, su ubicación espacial y el uso de trazadores químicos permitió la identificación de cuatro grupos principales de agua que ocurren en el acuífero: el grupo A (Ca-Mg-HCO₃, Mg-Ca-HCO₃); el grupo B (Mg-Ca-HCO₃) y el grupo D (Na-Ca-HCO₃), cuya fuente de recarga principal se asocia con la precipitación directa y se caracterizan por su poca mineralización, que puede asociarse tanto con su corta edad como con su rápida circulación a través del medio geológico,

o ambas; y el grupo **C** (Na-Ca-HCO₃ y Na-Mg-HCO₃), que evolucionó del grupo A, fue identificado como aguas que sufren el impacto del urbanismo y, por lo tanto, tiene tres fuentes de recarga principales: la lluvia, las fugas en los sistemas de agua potable y las fugas del alcantarillado sanitario.

Los isótopos ambientales de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en las muestras de agua subterránea ayudaron en la identificación de las fuentes de recarga. Por un lado, las composiciones isotópicas de la mayoría de muestras se alinearon alrededor de la LMWL en valores similares a los de la precipitación local, lo que se asoció con una recarga de agua meteórica reciente. Por otro lado, las relaciones entre $\delta^{18}\text{O} - \text{Cl}^-$ y $\delta^{18}\text{O} - \text{NO}_3^-$ utilizados como trazadores de agua producto de las fugas en los SAP y SAR proporcionaron importantes hallazgos que fortalecieron la hipótesis de la existencia de recarga urbana en el acuífero.

Esta recarga urbana tiene impacto en la calidad y cantidad del agua subterránea, y su aporte al balance parte de situaciones no planificadas y a veces incontrolables. Por una parte, la recarga procedente de las fugas en los SAP puede aportar elevadas cantidades de agua ingresando al acuífero, las cuales podrían reflejarse en una reducción de la tasa de descenso de los niveles, ocultando los efectos de la sobreexplotación y, por lo tanto, generando una percepción de “sostenibilidad ficticia” y de elevado costo. Dado el carácter no planificado de esta recarga, potenciales acciones de las empresas de agua para reducir las fugas pueden impactar de forma significativa la disponibilidad de agua en el

acuífero y por lo tanto podrían requerirse fuentes alternativas de suministro para suplir la demanda.

Por otra parte, la recarga procedente de las fugas en los SAR podría estar aportando una carga contaminante al acuífero, que paulatinamente llegaría a afectar la buena calidad que hoy refleja. El ingreso de estos contaminantes debe tenerse presente, pues las aguas residuales crudas transportan una diversidad de elementos nocivos para la salud que bajo condiciones propicias pueden movilizarse desde la zona no saturada hasta la zona saturada. Ello conllevaría modificaciones en los sistemas de potabilización (que hoy en día se limitan principalmente a la cloración), aumentando los costos de producción local de agua y por consiguiente encareciendo la recarga urbana. Para analizar con más detalle esta problemática se requieren estudios adicionales enfocados a la contaminación de acuíferos.

Los resultados obtenidos en esta investigación muestran la importancia de la hidrogeoquímica en la identificación de sistemas de flujo (complementaria a la información hidrogeológica) y en la identificación de fuentes de recarga en ambientes urbanos, cuyo aporte puede afectar la calidad y cantidad de agua subterránea. Los resultados aportan información substancial para la gestión integral de los recursos hídricos en acuíferos urbanos. En otros contextos se ha evidenciado que las decisiones de gestión de sistemas de agua urbanos tienen impacto en su gestión y sostenibilidad por largos periodos, por lo tanto, deben trabajarse en forma conjunta, adecuadamente planificada, y respaldarse con

programas de monitoreo de calidad y cantidad para dar seguimiento a su evolución.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Organización de Estados Americanos (OEA) por haber proporcionado la beca para estudios de doctorado de la autora principal. Muchas gracias a la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) por el apoyo con los análisis químicos de agua y acompañamiento para toma de muestras; al Isotope Science Laboratory de la Universidad de Calgary, Canadá, por el análisis de isótopos ambientales; al Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) de El Salvador por facilitar información; a la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad de El Salvador por el apoyo con préstamo de equipo. Asimismo, agradecen a la Universidad Autónoma del Estado de México, Conacyt y Comicyt de México, y al Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE) de Canadá por todo el apoyo proporcionado en el desarrollo de este estudio.

Referencias

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2016). *Memoria de labores 2015* (Memoria anual). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution* (2nd ed.). Ámsterdam, The Netherlands: Balkema.
- Barrera-de-Calderón, M. (2010). *Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de áreas de recarga en el acuífero de San Salvador* (tesis de maestría). Universidad de El Salvador, El Salvador.
- Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., & Salas-García, J. (2021). Controles geológicos en el flujo de agua subterránea y distribución de volúmenes de extracción asociados a una estructura volcánica compleja. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 73(1). Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2021v73n1a170820>
- Barrett, M. H., Hiscock, K. M., Pedley, S., Lerner, D. N., Tellam, J. H., & French, M. J. (1999). Marker species for identifying urban groundwater recharge sources: A review and case study in Nottingham, UK. *Water Research*, 33(14), 3083-3097.
- Bazuhair, A. S., & Wood, W. W. (1996). Chloride mass-balance method for estimating ground water recharge in arid areas: Examples from western Saudi Arabia. *Journal of Hydrology*, 186(1-4), 153-159. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03028-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03028-4)
- Biotec S.A. de C.V. (2011). *Medidas de control de la contaminación de los ríos Tomayate y Las Cañas. Contrato No. 123/2010* (Informe Final N° 5; p. 272). San Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Carlson, M. A., Lohse, K. A., McIntosh, J. C., & McLain, J. E. T. (2011). Impacts of urbanization on groundwater quality and recharge in a semi-arid alluvial basin. *Journal of Hydrology*, 409(1-2), 196-211. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.020>
- Cloutier, V., Lefebvre, R., Savard, M. M., Bourque, É., & Therrien, R. (2006). Hydrogeochemistry and groundwater origin of the Basses-Laurentides sedimentary rock aquifer system, St. Lawrence Lowlands, Québec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 14(4), 573-590. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-005-0002-3>
- COAMSS-OPAMSS, Consejo de Alcaldes del Área Metropolitana de San Salvador-Oficina de Planificación del Área Metropolitana de San Salvador. (2013). *Generalidades del AMSS*. Recuperado de http://www.opamss.org.sv/index.php?option=com_content&view=article&id=183&Itemid=169
- Cunningham, C. G., Fary Jr., R. W., Guffanti, M., Laura, D., Lee, M. P., Masters, C. D., ... Russ, D. P. (1984). *Earth and water resources and hazards in Central America* (Geological Survey Circular N° IRC 925; p. 40). Reston, USA: U.S. Geological Survey.
- Delgado, J. (1981). *Recomendación sobre profundidad de perforación del pozo No. 3 El Socorro en San Salvador, departamento de San Salvador* (Informe Técnico). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- Delgado, J. (2001). *Informe de Evaluación Pozo Asevilla No. 2. Puerta La Laguna, Depto. La Libertad* (informe técnico). Antiguo Cuscatlán, El Salvador: s.ed.

- Demlie, M. (2015). Assessment and estimation of groundwater recharge for a catchment located in highland tropical climate in central Ethiopia using catchment soil–water balance (SWB) and chloride mass balance (CMB) techniques. *Environmental Earth Sciences*, 74(2), 1137-1150. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4099-y>
- Departamento de Hidrogeología-ANDA. (1996). *Evaluación hidrogeológica. Área de Nejapa, Quezaltepeque. San Salvador, La Libertad* (Informe Técnico). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- Duarte-Saldaña, J. R. (1988). *Estudio hidrogeológico del acuífero de Guluchapa, San Salvador, El Salvador* (tesis de maestría). Universidad de Costa Rica, Costa Rica.
- EYCO S.A. de C.V. (2005). *La Nueva Apopa. Estudio Hidrogeológico de la Zona* (Informe Técnico). San Salvador, El Salvador: EYCO S.A. de C.V.
- Foster, S., Morris, B. L., & Chilton, P. J. (julio, 1999). *Groundwater in urban development—A review of linkages and concerns*. 259. Recuperado de http://hydrologie.org/redbooks/a259/iahs_259_0003.pdf
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Englewood Cliffs, USA: Prentice-Hall.

- Guevara-Retana, J. M. (2013). *Estudio hidrogeológico área del ingenio azucarero El Angel, jurisdicción de Apopa, departamento de San Salvador* (Informe Técnico). San Salvador, El Salvador: s.ed.
- Hernández, W., & Jicha, B. (2019). *Múltiple colapso sectorial del volcán de San Salvador*. San Salvador, El Salvador: Universidad Tecnológica de El Salvador.
- IAEA, International Atomic Energy Agency. (1977). *International Uranium Resources Evaluation Project IUREP, National Favorability Studies, El Salvador* (Non Published N.º IUREP N.F.S. No. 42). Viena, Austria: International Atomic Energy Agency.
- IAEO, Internationale Atomenergie Organisation. (1992). *Statistical treatment of data on environmental isotopes in precipitation*. Viena, Austria: Internationale Atomenergie-Organisation.
- Jiménez-Martínez, J., Aravena, R., & Candela, L. (2011). The role of Leaky Boreholes in the contamination of a regional confined aquifer. A case study: The Campo de Cartagena Region, Spain. *Water, Air, & Soil Pollution*, 215(1-4), 311-327. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0480-3>
- Kruse, E., Carol, E., Mancuso, M., Laurencena, P., Deluchi, M., & Rojo, A. (2013). Recharge assessment in an urban area: A case study of La Plata, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 21(5), 1091-1100. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-013-0981-4>
- Lerner, D. N. (1990). *Groundwater recharge in urban areas*. 198. Duisberg, Alemania: International Asociacion of Hydrogeologist.

- Lerner, D. N. (2002). Identifying and quantifying urban recharge: A review. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 143-152. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0177-1>
- Lexa, J., Šebesta, J., Chavez, J. A., Hernández, W., & Pécskay, Z. (2012). Geology and volcanic evolution in the southern part of the San Salvador Metropolitan Area. *Journal of GEOsciences*, 106-140. Recuperado de http://www.jgeosci.org/content/jgeosci.088_2011_1_lexa.pdf
- MARN, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). *Plan Nacional de Gestión Integrada del Recurso Hídrico de El Salvador, con énfasis en Zonas Prioritarias*. Recuperado de <http://www.marn.gob.sv/plan-nacional-de-gestion-integrada-del-recurso-hidrico/>
- McKenzie, J. M., Siegel, D. I., Patterson, W., & McKenzie, D. J. (2001). A geochemical survey of spring water from the main Ethiopian rift valley, southern Ethiopia: Implications for well-head protection. *Hydrogeology Journal*, 9(3), 265-272. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s100400100134>
- Naclerio, G., Petrella, E., Nerone, V., Allocca, V., De-Vita, P., & Celico, F. (2008). Influence of topsoil of pyroclastic origin on microbial contamination of groundwater in fractured carbonate aquifers. *Hydrogeology Journal*, 16(6), 1057-1064. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0297-y>
- Naik, P. K., Tambe, J. A., Dehury, B. N., & Tiwari, A. N. (2008). Impact of urbanization on the groundwater regime in a fast growing city in

- central India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 146(1-3), 339-373. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0084-6>
- Naranjo, G., Cruz-Fuentes, T., Cabrera, Ma. del C., & Custodio, E. (2015). Estimating natural recharge by means of chloride mass balance in a volcanic aquifer: Northeastern Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Water*, 7, 2555-2574. Recuperado de <https://doi.org/w10.3390/7062555>
- O'Driscoll, M., Clinton, S., Jefferson, A., Manda, A., & McMillan, S. (2010). Urbanization effects on watershed hydrology and in-stream processes in the Southern United States. *Water*, 2(3), 605-648. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w2030605>
- Prasanna, M. V., Chidambaram, S., Shahul-Hameed, A., & Srinivasamoorthy, K. (2010). Study of evaluation of groundwater in Gadilam basin using hydrogeochemical and isotope data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168(1-4), 63-90. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1092-5>
- Reynolds, J. H. (1980). Late tertiary volcanic stratigraphy of Northern Central America. *Bulletin of Volcanology*, 43(3), 601-607. DOI:10.1007/BF02597696
- Schirmer, M., Leschik, S., & Musolff, A. (2013). Current research in urban hydrogeology – A review. *Advances in Water Resources*, 51, 280-291. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015>

- Schmidt-Thomé, M. (1975). The geology in the San Salvador area (El Salvador, Central America), a basis for city development and planning. *Geology Jb.*, 13, 207-228.
- Selvakumar, S., Chandrasekar, N., & Kumar, G. (2017). Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. *Water Resources and Industry*, 17, 26-33. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.wri.2017.02.002>
- Sharp, J. M. (2010). The impacts of urbanization on groundwater systems and recharge. *AQUAmundi - Journal of Water Sciences*, (01), 051-056. Recuperado de <https://doi.org/10.4409/Am-004-10-0008>
- Tenorio-Mejía, J., D'Amore, F., & Gerardo, J. Y. (enero, 1997). *Understanding the hydrological processes of the Berlin Geothermal Field, El Salvador, Based on Stable Isotope Data [presentación de paper]*. Twenty-Second Workshop on Geothermal Reservoir Engineering. Stanford University, Standford, California, 27-29. Recuperado de <https://pangea.stanford.edu/ERE/pdf/IGAstandard/SGW/1997/Mejia.pdf>
- Tubau, I., Vázquez-Suñé, E., Jurado, A., & Carrera, J. (2014). Using EMMA and MIX analysis to assess mixing ratios and to identify hydrochemical reactions in groundwater. *Science of The Total Environment*, 470-471, 1120-1131. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.121>

- U.S. Environmental Protection Agency. (2017). *Groundwater Sampling*. Washington, DC, USA: U.S. EPA, Science and Ecosystem Support Division.
- Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Tubau, I., Sánchez-Vila, X., & Soler, A. (2010). An approach to identify urban groundwater recharge. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(10), 2085-2097. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/hess-14-2085-2010>
- Weber, H. S., Wisemann, G., & Wittekindt, H. (1974). *Geologische Übersichtskarte der Republik El Salvador*. San Salvador, El Salvador: Instituto Geográfico Nacional.
- Yang, P., Cheng, Q., Xie, S., Wang, J., Chang, L., Yu, Q.,... & Chen, F. (2017). Hydrogeochemistry and geothermometry of deep thermal water in the carbonate formation in the main urban area of Chongqing, China. *Journal of Hydrology*, 549, 50-61. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.054>
- Yang, Y., Lerner, D. N., Barrett, M. H., & Tellam, J. H. (1999). Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. *Environmental Geology*, 38(3), 183-198.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-05-02

Articles

Velocity scaling in open-channel flows with sediment transport

Escala de velocidad en canales abiertos con transporte de sedimentos

Pietro Corapi¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8626-0134>

Ximena Carolina Acaro Chacón², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7092-7248>

Luis Enrique Chuquimarca Jimenez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3296-4309>

¹Universidad de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador, pietro_corapi@ug.edu.ec

²Universidad de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador, ximena.acaroc@ug.edu.ec

³Universidad Estatal Península de Santa Elena, La Libertad, Ecuador, lchuquimarca@upse.edu.ec

Corresponding author: Pietro Corapi, pietro_corapi@ug.edu.ec

Abstract

Under uniform and non-uniform flow conditions, the most employed velocity scale in OCFs is the shear velocity. In non-uniform flow conditions with sediment transport, the log-law velocity distribution could be absent, so it is not possible to apply the conventional methods to compute the shear velocity. This work aims to define a way to compute the best value of velocity scale in non-uniform flows with different sediment transport under the absence of the log-law velocity distribution. Laboratory tests were performed by using a PIV system to measure the time and space velocity vectors, the total shear stress profiles were computed through the momentum balance analysis and the co-spectrum of the velocity fluctuation to define different values of the velocity scale factor. To determine which of the different values gives the better scaling of the velocity profiles, a comparison of the non-dimensional velocity profiles was done by showing that the value at the crest level from a linear regression of the shear stress profile, obtained with the momentum balance analysis, is the best velocity scale value.

Keywords: Velocity scale, non-uniform flow, open channel flow, PIV, sediment transport, velocity profiles, shear stress.

Resumen

En condiciones de flujo uniforme y no uniforme, la escala de velocidad más empleada en canales abiertos es la velocidad de fricción. En condiciones de flujo no uniforme con transporte de sedimentos, la distribución de velocidad de la ley logarítmica podría estar ausente, por lo que no es posible aplicar métodos convencionales para calcular la velocidad de fricción. El objetivo de este trabajo es definir un método para calcular la escala de velocidad en flujos no uniformes con diferentes condiciones de transporte de sedimentos en ausencia de la distribución de velocidad de la ley logarítmica. Las pruebas de laboratorio se realizaron utilizando un sistema PIV para medir los vectores de velocidad en tiempo y espacio, los perfiles de esfuerzo cortante total se calcularon a través del análisis de equilibrio de momento, y el coespectro de la fluctuación de velocidad para definir diferentes valores del factor de escala de velocidad. Para definir cuál de los diferentes valores proporciona la mejor escala de los perfiles de velocidad se hizo una comparación de los perfiles de velocidad adimensionales. Esta comparación muestra que el valor del esfuerzo cortante al nivel de las crestas del fondo móvil —obtenido a través de una regresión lineal del perfil de esfuerzo cortante calculado a partir del análisis de equilibrio de momento— es el mejor valor de escala de velocidad.

Palabras clave: escala de velocidad, flujo no uniforme, flujo en canales abiertos, PIV, transporte de sedimentos, perfiles de velocidad, perfiles de velocidad, esfuerzo cortante.

Received: 14/02/2020

Accepted: 15/09/2020

Introduction

The aim of this work is focused on the velocity scaling in Open-Channel Flows (OCFs) over a live bed. The scaling problem has excited great interest in the scientific community for years. Several authors worked on the definition of the scaling parameters. In particular, Zagni (1976) performed a comparative analysis between flow statistics measured over rough impermeable and rough permeable walls characterized by the same surface roughness texture and Pokrajac (2006) studied which is the appropriate velocity scale for scaling turbulent flow quantities across the

whole flow profile. The velocity scaling has a significant interest, as in solid transport conditions, there is a continuous interaction between the forces that allow sediment motion and the resistance that sediments offer. Particularly in this work, we will see the importance of the correct definition of shear stress that allows the scaling of the results, which have different flow conditions related to various experiments. Furthermore, the knowledge of characteristic shear stress will lead to the definition of the so-called shear velocity that is universally recognized as the velocity scale.

In the proximity of a rough-bed, the temporal averaged flow can become highly spatially heterogeneous making the application of the conventional Reynolds-averaged Navier-Stokes (RANS) equations problematic (Nikora, 2001). If the details of the heterogeneity can be omitted and only the effects at larger scales are relevant, spatially averaging the RANS equations results in a conceptually sound way of upscaling the problem. The upscaled equations to describe turbulent flow over a rough-bed are called the double-averaged (in time and space) Navier-Stokes (DANS) equations.

Exploit the time-space decomposition for instantaneous velocity introduced by Whitaker (1967), in addition to the primary decompositions $u_j = \bar{u} + u'$ in time or $u_j = \langle u_j \rangle + \tilde{u}$ in space, there are subsequent secondary decompositions, $\bar{u} = \langle \bar{u} \rangle + \langle \tilde{u} \rangle$, $u' = \langle u'_j \rangle + \tilde{u}'_j$ (time/space) or $\langle u_j \rangle = \overline{\langle u_j \rangle} + \langle u_j \rangle'$, $\tilde{u}_j = \tilde{\bar{u}}_j + \tilde{u}'_j$ (space/time). Owing to the commuting properties of the

averaging and deviation operators both time/space and space/time decompositions produce identical components (Pokrajac, 2008):

$$u_j = \langle \bar{u}_j \rangle + \langle \tilde{u} \rangle + \langle u_j \rangle' + \tilde{u}_j' \quad j = 1, 2, 3 \quad (1)$$

Where $\langle \bar{u}_j \rangle$ is the double-averaged velocity in the direction of x ; $\langle \tilde{u} \rangle$ is the spatial perturbation in time-averaged velocity; $\langle u_j \rangle'$ is the spatially averaged velocity fluctuation, and $\tilde{u}_j'$ is the spatial disturbance in velocity fluctuation. Applying the double-decomposition suggested by Whitaker (1967) to the Navier-Stokes equation, Nikora (2001) proposed the following formulation of the DANS equation.

For the flow region above the crests of roughness elements, $z > z_c$:

$$\frac{\partial \langle \bar{u}_i \rangle}{\partial t} + \langle \bar{u}_i \rangle \frac{\partial \langle \bar{u}_j \rangle}{\partial x_i} = g_i - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \langle p \rangle}{\partial x_i} - \frac{\partial \langle \bar{u}_i' \bar{u}_j' \rangle}{\partial x_j} - \frac{\partial \langle \tilde{u}_i \tilde{u}_j \rangle}{\partial x_j} + \nu \frac{\partial^2 \langle \bar{u}_i \rangle}{\partial x_j^2} \quad (2)$$

These terms are form-induced stresses, form drag, and viscous drag on the bed. The form-induced stresses $\langle \tilde{u}_i \tilde{u}_j \rangle$ appear as a result of spatial averaging, as the turbulent stresses $\langle \bar{u}_i' \bar{u}_j' \rangle$ appear in the Reynolds equation as a result of the time-averaging process. Namely, $\langle \tilde{u}_i \tilde{u}_j \rangle$ are due to spatial disturbances in the time-averaged flow. To identify $\langle \tilde{u}_i \tilde{u}_j \rangle$, Wilson (1977)

used the term "dispersive stresses", while Giménez-Curto (1996) prefers the term "form-induced stresses", the latter definition will be used hereinafter.

In general, it is possible to write the DA total shear stress equation as:

$$\langle \bar{\tau} \rangle = -\rho \langle \tilde{u}_i \tilde{u}_j \rangle - \rho \langle u'_i u'_j \rangle + \rho \nu \frac{\partial u_i}{\partial x_j} = \langle \bar{\tau}_f \rangle + \langle \bar{\tau}_{xy} \rangle + \langle \bar{\tau}_v \rangle \quad (3)$$

where the stress component $\rho \langle \tilde{u}_i \tilde{u}_j \rangle$ is called form-induced shear stress $\langle \bar{\tau}_f \rangle$, $\rho \langle u'_i u'_j \rangle$ are called Reynolds Stresses or Turbulent Stresses $\langle \bar{\tau}_{xy} \rangle$ and $\rho \nu \frac{\partial u_i}{\partial x_j}$ viscous shear stress $\langle \bar{\tau}_v \rangle$. Shear stress from co-spectrum of the velocity fluctuation turbulence research is traditionally focused on the mechanisms responsible for Reynolds shear stress, it is the z-derivative of $\langle \overline{u'w'} \rangle$ that appears in the mean momentum equation for fully developed pipe and channel flow. It represents the net fictitious force exerted by the Reynolds shear stress. This force may or may not be significant when the underlying structures are themselves varying slowly in space. In terms of the co-spectrum, the derivative is (Guala, 2006):

$$\frac{\partial(-\overline{u'w'})}{\partial z} = \int_0^\infty \frac{\partial(-\Phi_{uw})}{\partial z} dk_x \quad (4)$$

showing that the derivative of Φ_{uw} represents the spectral contribution to the derivative of $\overline{u'w'}$, where the co-spectrum is the velocity tensor spectrum in which the cross-correlation is computed between the streamwise fluctuation of velocity component (u) and the fluctuation of the vertical velocity component (w).

Velocity components were measured using a Particle Image Velocimeter (PIV) which is a noninvasive optical measurement system, which significantly improves the spatial resolution of the measurement.

Optical methods are used throughout fluid mechanics to study fields of velocity, density, temperature, and chemical concentration (Adrian, 1986).

Materials and methods

The purpose of the experimental work is the characterization of the flow in a mobile-rough bed. Hence, the experimental tests were designed to

measure instantaneous velocities from which velocity profiles and total stress are derived. The experimental work was carried out at the Laboratory of Hydraulics and Environment of Instituto Superior Técnico (IST) in Lisbon, Portugal, acquiring 2D velocity maps with a Particle Image Velocimetry (PIV) system. The measurements with PIV included streamwise velocity acquisitions in the vertical planes. The experimental campaign was compound by four experiments. In particular, the former is the reference test in which no sediment motion is observed, the second experiment is the one with the lowest quantity of sediment in motion, the third has medium sediment transport and the last has the highest sediment motion.

Flume description

The experiments were performed in a 0.4 m wide, 0.5 m deep, and 12.5 m long rectangular tilting flume. The channel has side walls made of glass, enabling flow visualization and laser measurements. During the experiments, the channel was set with different slopes and the bottom was covered with a layer of glass beads with a diameter of 5 mm.

The flume has a recirculation circuit composed by:

- Three storage communicating tanks of an equal capacity of 1.0 m³.
- A water recirculation PVC pipe system with 200 mm diameter.
- A centrifugal pump whose maximum discharge of 28 l/s.
- A centrifugal pump with a discharge of 2.2 l/s for the recirculation of the glass beads.

As for accessories, the recirculation circuit has:

- A valve upstream of the pump.
- A valve in the compression conduit used to control the discharge.
- A 0.01 l/min precision digital electromagnetic flow meter.

At the channel inlet, there is a PVC stabilizer to reduce the fluctuation of the free surface due to the flow leaving the pressurized circuit. The recirculation pipe is fixed in the middle of the channel 1.5 m downstream of the main inlet; 1.0 m downstream of the recirculation pipe position a PVC bar was installed with a vertical small pier with 1 cm of diameter to reduce the influence of the secondary flow over the test section. Immediately downstream a polystyrene foil was fixed to smooth the effect of the transition from smooth to rough bed on the free surface. At the outlet, there are two orifices to discharge the flow into one of the tanks. The water is pumped in the pressurized circuit from an intermediate tank to minimize the air entrainment. The flume is equipped with a manually operated gate at the outlet. Around the test section, a

temporary structure was built, covered with black fabric, to avoid light penetration during the PIV measurements. The laser was mounted over a mobile carriage, equipped with a 1 mm precision ruler to set the desired position, able to be moved in all directions. The technique employed to measure velocities was Particle Image Velocimetry (PIV), a scheme of the PIV system considering flow direction and system reference is presented in Figure 1. It is a particle-based technique since it relies on the presence of particles following the flow. These particles are called seedings. The corresponding particles were added in the flow during the experiments in the storage tank at the outlet of the channel, to permit the mixing of the seeding with the flow during the pumping process.

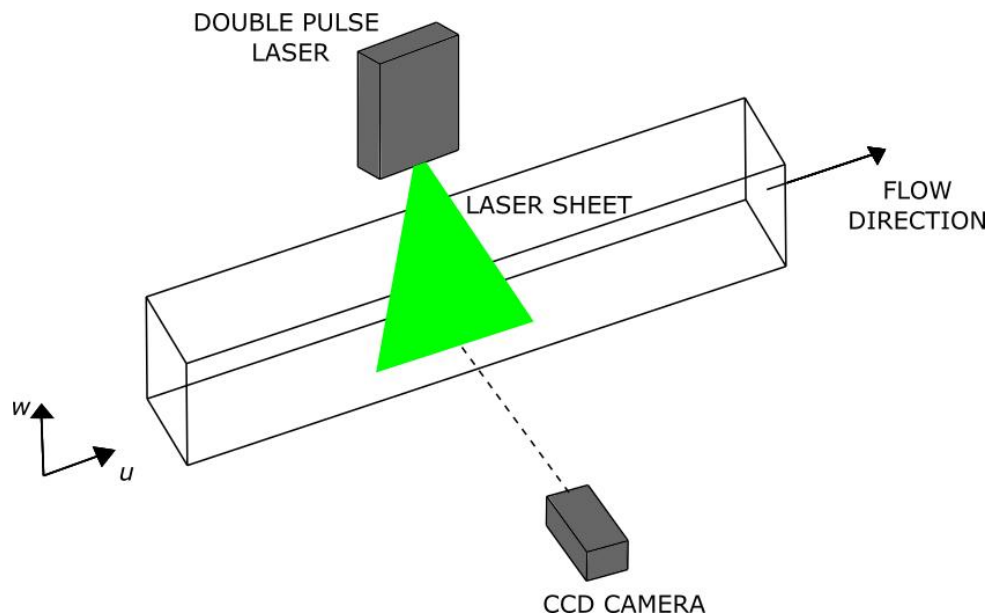


Figure 1. Scheme of the PIV system.

Instrumentation

The 2D instantaneous velocity maps were acquired with a Particle Image Velocimetry (PIV) system. PIV is an optical technology that gives the possibility to record instantaneous velocity flow fields, by measuring the displacement of small tracer particles (also called seeding particles). From the operational point of view, PIV is a technique consisting of a laser illuminating a part of the flow and a camera recording the position of the illuminated tracer particles (Raffel, 2007).

In the tests, a classic PIV commercialized by Dantec® was used. The PIV system to measure the instantaneous velocity can be considered a non-intrusive method because it is limited to the introduction of the seeding in the flow (Raffel, 2007). In general, there is no need for part of the instrumentation in the flow region under measurement. One of the waking points of the PIV system is the large time required for the first step of raw data analysis: this process consists in converting the acquired images into instantaneous velocity fields calibrated in metric units and referenced to the channel coordinate system.

The typical components of a PIV system are (Ferreira, 2011):

- Laser head and lens.
- Digital camera.
- Laser beam generator.
- Timing unit.
- Acquisition and control software.

The seeding particles are illuminated twice in a short period by a thin light sheet from a pulsed laser and the light scattered by the particles is captured by a digital camera in subsequent image frames. The timing unit ensures the synchronization between the light emission by the laser head and the image acquisition by the camera. The laser generator controls the power and the production of the laser light and it includes a cooling system. The system is controlled by software. The PIV system used in this experimental work was operated with a sampling rate of 15 Hz and its power source can generate a pulse of energy of 30 mJ (Reynolds, 1895).

A laser consists of the laser material (atomic or molecular gas, semiconductor or solid material), the pump source which excites the laser material, and the resonator achieved by mirror arrangement (Raffel, 2007). The laser source of the PIV system used is a double-cavity Nd:YAG laser (Neodymium-doped Yttrium Aluminium garnet), which is the most commonly used laser in modern commercial PIV systems. It is a four-level

system that has the advantage of a relatively low laser threshold. Nd:YAG lasers are solid-state lasers (subjected to optical pumping) with high amplification and good mechanical and thermal properties. A pulsed laser is obtained by a quality switch (Q-switch) inside the cavity, operated in a software-controlled triggered mode. PIV lasers are generally associated to double oscillators, which enable the user to adjust the time gap between two illuminations of the tracer particles independently of the pulse strength.

The laser beams from each cavity are then directed to the output optics through a system of mirrors, reflectors, and shutters. At the output optics, the laser beams are passed through modular light sheet optics. The optics produce a light sheet with adjustable thickness. In this work, an 8-bit and 1 600 x 1 200p x 2 CCDs camera was used. CCD is an electronic sensor that can convert light into electric charge (Raffel, 2007). The sensor is only sensitive to light intensity and the flume was covered with black fabric to maximize the contrast between the illuminated particles and the black background. The camera was positioned perpendicular to the laser sheet to obtain images of the region illuminated by the laser sheet and to minimize the distortion effects. The camera and computer frequency is 15 Hz as the laser used.

The software used to control the data acquisition and to process the raw data was the DynamicStudio® commercialized by Dantec®. This software allows the user to control the acquisition mode, to set the time between pulses and the acquisition time. It also offers several control variables for data processing. The targets added into the flow have an

important role in the quality of the data acquired with the PIV system since this technique is based on the fact that the flow tracers follow all the flow velocity fluctuation. For the present work a polymerized material, called PSP-50, was adopted. These are produced by polymerization processes and therefore have around but not exactly spherical shape. The characteristics of the seeding particle are reported in Table 1.

Table 1. Seeding particles characteristic

Mean particle size (μm)	Size distribution	Particle shape	Density g/cm^3	Material
50	30-70 μm	Non-spherical but round	1.03	Polyamide 12

Measuring principle of a PIV system

PIV system generates instantaneous velocity maps by measuring small displacements of seeding particles between the light pulses. The images

are divided into small areas, called interrogation areas (IA). The displacements of the illuminated (by the laser sheet) particles are obtained through the initial and final position of the particles within a given IA and for a given time between two consecutive laser pulses (Time between pulses) (Raffel, 2007). If the mean longitudinal and vertical displacements of some illuminated particles, Δdx and Δdz , respectively, in a given interrogation area are found, the longitudinal (u) and vertical (w) velocities, relatively to orthogonal axes parallel to the sides, are determined by (Adrian, 1991):

$$u(x, t) \approx \frac{(x + \Delta dx) - x}{\Delta t} \quad (5)$$

$$w(x, t) \approx \frac{(z + \Delta dz) - z}{\Delta t} \quad (6)$$

where Δt is the time between pulses, in this work, $\Delta t = 850 \mu s$ to have a maximum displacement of the seeding particle equal to 20 % of its diameter, between two consecutive frames; Δdx and Δdz are the average displacements of the particles in an IA.

The main issue in PIV data processing is to determine the most probable displacement Δdx and Δdz in each interrogation area with the least possible errors, to compute after the instantaneous velocity vector

for each IA. Usually, the displacements are determined by cross-correlation algorithms, that correlate the two images coming from two consecutive laser pulses Δt . There are many correlation algorithms, but the most common are those based on simple cross-correlation or adaptive correlation (Raffel, 2007).

Cross-correlation works by dividing the two compared images into a user-defined number of interrogation windows. The positions of these windows are fixed in both images. Cross-correlation is calculated only once to obtain the relative displacement between two corresponding windows. As a result, the correlated area in any two windows decreases as the displacement increases. Per contra, in adaptive correlation, the position and size of the interrogation window are continuously improved to obtain the optimal prediction (Liu & Iskander, 2004).

In the case of adaptive correlation, as in this work, a large interrogation area is employed first and subjected to simple cross-correlation. Then the correlation peak is used to re-center a smaller interrogation area, again subjected to correlation. This process continues while there are enough illuminated seeding particles. The first steps determine the direction of the flow, and the last step finds the correct displacements even with few illuminated particles in the interrogation area (Raffel, 2007). It is better that illuminated particles occupy an area of more than four square pixels. The values of the displacements are divided by the time between pulses to be converted into velocities. The process is repeated for all the interrogation areas in the image. The last step, called validation, is necessary to ensure good results because noisy

interrogation areas will produce spurious velocity vectors. These vectors may be compared with their neighbors. If they fail a verisimilitude test, they are substituted, generally by the median of the surrounding eight vectors.

Raffel (2007) considers that while median filtering is frequently utilized in image processing to remove spurious vectors, it may also be applied for the efficient treatment of spurious velocity vectors. Median Test simply speaking means that all neighboring velocity vectors $U_{2D}(n)$ are sorted linearly either with respect to the magnitude of the velocity vector, u , and w components. The central value in this order (*i.e.*, eight neighbors) is the median value. The velocity vector under inspection $U_{2D}(i, j)$ is considered valid if:

$$|U_{2D}(med) - U_{2D}(i, j)| < \epsilon_{thresh} \quad (7)$$

Where ϵ_{thresh} is the threshold value for velocity vector validation.

Bed description

The bed was characterized by 3.0 m of the smooth bottom (PVC) downstream of the inlet, 2.5 m of one layer of glued spherical glass beads (5.0 mm diameter), after the smoothed bed, to ensure the development of a rough-wall boundary layer, a mobile reach 4.0 m long and 2.5 cm deep filled with 5.0 mm diameter glass beads, with density $\rho_s = 2490 \text{ kg/m}^3$, downstream of the fixed rough bed. The roughness of the bed varies in each test owing to the different conditions of solid transport.

Experimental campaign and flow characteristics

The experimental campaign consisted of four tests with different flow, slope, and solid transport characteristics. All the tests were in non-uniform flow conditions. These tests have been classified according to solid transport conditions as nil, low, medium, and high transport. Subsequently, the tests were named Test A, Test B, Test C, and Test D. Measurements were carried out using the PIV system. Each test was carried in the middle channel position.

The characteristic parameters of the flow are reported in the following Table 2 discharge (Q), slope (S), wetted area (A), water depth (h), Reynolds number (Re), Froude number (Fr), mean longitudinal velocity (U). Knowing the discharge, it is possible to compute the mean flow velocity as $U = \frac{Q}{A}$, through which it is possible to compute the Reynolds number as $Re = \frac{U4R}{\nu}$, where R is the hydraulic ratio and $Fr = \frac{U}{\sqrt{gh_w}}$ the Froude number. A summary table with the parameters previously explained is reported, to have a general overview of the tests performed.

Table 2. Summary table of the performed test.

Test	Q	S_o	A	h	U	Re	Fr
	m ³ /s	adim.	m ²	m	m/s	adim.	adim.
A	0.015	0.0020	0.0404	0.0955	0.37	$9.90 \cdot 10^4$	0.38
B	0.016	0.0045	0.0253	0.0673	0.63	$1.19 \cdot 10^5$	0.77
C	0.016	0.0034	0.0245	0.0613	0.62	$1.17 \cdot 10^5$	0.80
D	0.0205	0.0040	0.0326	0.0787	0.63	$1.44 \cdot 10^5$	0.71

Test A was in nil solid transport condition. Whereas Test B, Test C, and test D were in low, medium, and high solid transport conditions respectively.

Preliminary raw data analysis

The first step is the treatment of the raw PIV data. This process consists in converting the acquired images into instantaneous velocity fields calibrated in metric units. The acquisition time, according to previous works, was set equal to 5 minutes per position; 9 000 images were stored in each acquisition, and they were divided in frame A and frame B, showing the particle lightened by the laser sheet. Between frame A and frame B, there is a time interval of $850\mu s$. By using the DynamicStudio® software, the instantaneous velocity vectors were extrapolated and stored in a format readable by Matlab®. Furthermore, in DynamicStudio® it was adopted the adaptive correlation was to analyze the PIV signal.

This method determines the most probable displacement of the group of particles that appear in each interrogation area.

In the adaptive correlation method, a large interrogation area is employed first and subjected to simple cross-correlation. Then the correlation peak is used to re-center a smaller interrogation area, again subjected to correlation. This process continues while there are enough illuminated seeding particles. The first steps determine the direction of the flow, and the last step finds the correct displacements even with few illuminated particles in the interrogation area. The last step, called validation, is necessary to ensure good results because noisy interrogation areas will produce spurious velocity vectors. These vectors are compared with their neighbors. If they fail a verisimilitude test, they are substituted by the median of the surrounding eight vectors.

The PIV optical technique used, calculates velocity vectors within an initial interrogation area (IA) of size N , times the size of the final IA. It uses the intermediary results as information for the next IA of smaller size until the final IA size is reached (Dynamics, 2013). To compensate for the loss of vector field resolution during the processing, overlap of IA was fixed at 50 %. The number of refinements (N) adopted was equal to 2. This value resulted to be a good compromise between data results and computational time. This process starts with an IA of $128 \times 128 \text{ p} \times 2$ to finish with an IA equal to $32 \times 32 \text{ p} \times 2$. In this work, the horizontal overlap was $H = 50 \%$, and the vertical overlap $V = 50 \%$.

Validation parameters for the adaptive correlation method are different and can also be combined to tune the processing and to remove spurious vectors. The minimum peak height ratio chosen is 1.2. The peak validation can help to identify invalid vectors but is unable to produce an

estimate of what the correct vector might be. Consequently, the invalidated vector will simply be substituted with zero, which can be quite far from the truth. It is strongly advised not to use peak validation alone, but always to combine it with a local neighborhood validation, which (based on neighboring vectors) is capable of making a realistic estimate of what the spurious vector should be (Dynamics, 2013).

The suggestion of the software developer was followed and was set a local neighborhood validation using a local mean. With this procedure, individual vectors are compared to the local vectors in the neighborhood vector area. If a spurious vector is detected, it is removed and replaced by a vector, which is calculated by local interpolation of the vectors present in the area. Interpolation is performed using the median methodology. But not all the vectors are related to the flow, because the frames contain parts external to the area occupied by the fluid. Hence, it is needed to mask the area that does not contain the fluid to avoid errors in the next computations. After the masking procedure, it is needed calibration of the image. The calibration process is a linear interpolation process required to compute the pixel-to-meter conversion factor to be applied to the velocity vectors previously computed with the adaptive correlation analysis. The dimension of a single square in the calibration grid is $1 \times 1 \text{ cm}^2$.

Results

Considering the acquisition process shows in Figure 2.

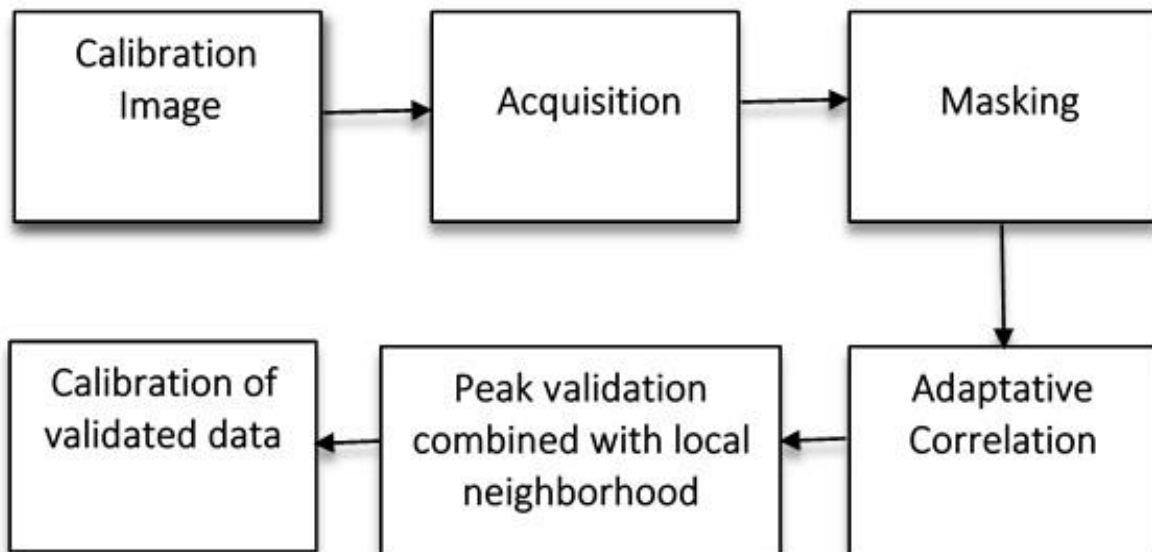


Figure 2. Data acquisition process.

Once obtained the clear data by a preliminary analysis to clean them from spurious velocity values; then, the total shear stresses are computed using two different methods and the shear stress profiles are plotted and

compared with data from the literature. Afterward, several methods are explained to compute the velocity scale for the hydrodynamic quantities.

Momentum balance analysis

Once obtained the masked velocity maps in the correct unit, it is possible to compute the stresses related to each test. Using Equation (8) it is possible to compute the shear stresses.

$$\langle \bar{\tau} \rangle = \langle \bar{\tau}_f \rangle + \langle \bar{\tau}_{xz} \rangle + \langle \bar{\tau}_v \rangle \quad (8)$$

Preliminary tests are needed to compute the shear stress distribution using methods based on the logarithmic velocity distribution hypothesis. In the following an analysis direct to verify the existence of the log-law is carried out through a diagnostic function as reported in Stewart (2014). This function $\psi(z)$, obtained by differentiating the log-law and rearranged in terms of κ , is rewritten as:

$$\psi(z) = \frac{dz}{d\langle U \rangle} \frac{u_*}{z} \quad (9)$$

A constant region of $\psi(z)$ indicates the presence of the logarithmic layer. In Figure 3 the distribution of $\psi(z)$ does not shows any constant trend in all the tests. Hence, the existence of the universal log law is not proved. The methods in the literature that compute the shear stress and then the shear velocity by using the log-law distribution will not be used in this work.

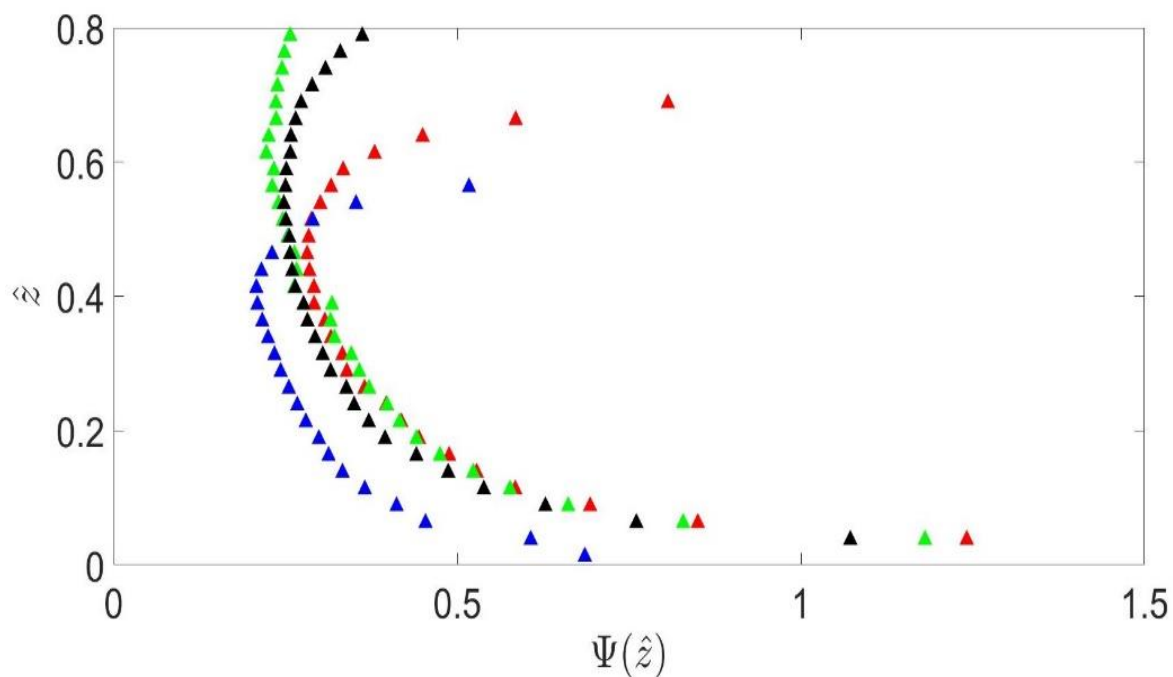


Figure 3. Behavior of the diagnostic function $\psi(z)$. ▲ Test A, ▲ Test B, ▲ Test C and ▲ Test D.

Turbulent shear stress components

Turbulent shear stress components are given by:

$$\langle \bar{\tau}_{xz} \rangle = -\rho \langle \overline{u'w'} \rangle \quad (10)$$

where the components $\overline{u'w'}$ were computed multiplying the fluctuation components and averaging the result first in time and afterward in space. The obtained DA values along the z-axis were multiplied by $\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$ to derive the DA turbulent shear stress components.

In Figure 4 the turbulent shear stress is shown. How it is expected, with the increase of the velocity there is an increase of turbulent stress. In fact, tests B, C, and D, which are characterized by solid transport, are the ones that have the highest shear stress. The methods based on the

uniform flow condition are not considered in this work, owing to the lack of linearity of the stresses.

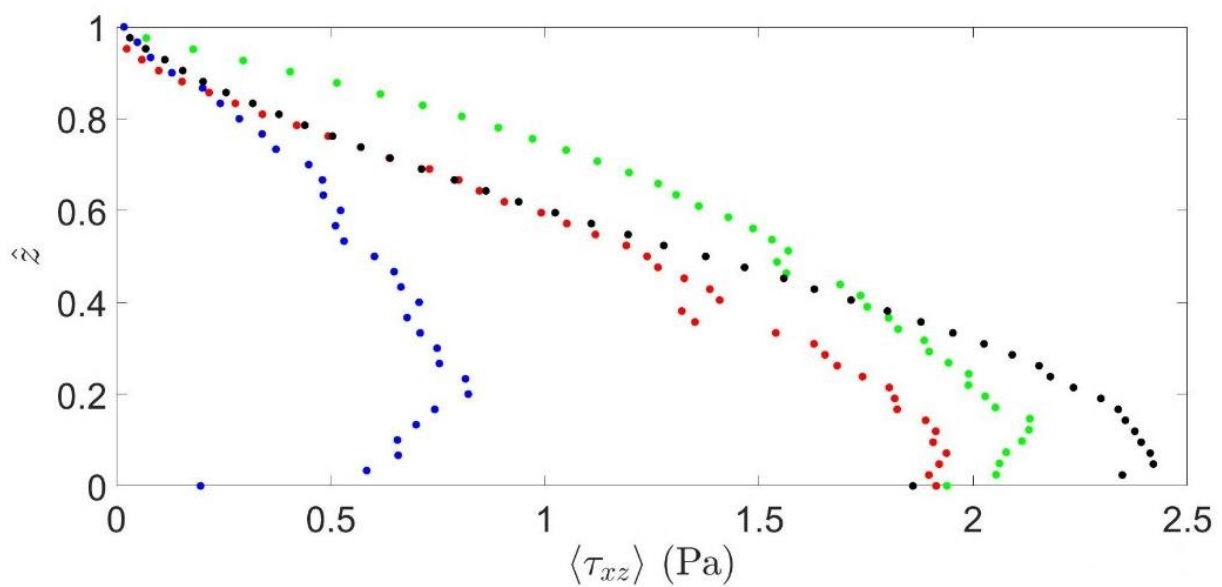


Figure 4. Turbulent shear stress components referred to: ● Test A, ● Test B, ● Test C and ● Test D.

Form induced shear stress components

Form induced shear stress components are equal to:

$$\langle \bar{\tau}_f \rangle = -\rho \langle \tilde{u} \tilde{w} \rangle \quad (11)$$

Performing the product between $\tilde{u}$ and $\tilde{w}$ and computing its spatial average, we obtain the value $\langle \tilde{u}_i \tilde{u}_j \rangle$, which, multiplied by the water density $\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$, returns the stress value induced by the roughness along with the measured profile (z-direction). Figure 5 shows the time-averaged turbulent shear stress $\langle \bar{\tau}_{xz} \rangle$, the DA form-induced shear stress $\langle \bar{\tau}_f \rangle$ and the DA total shear stress $\langle \tau \rangle$.

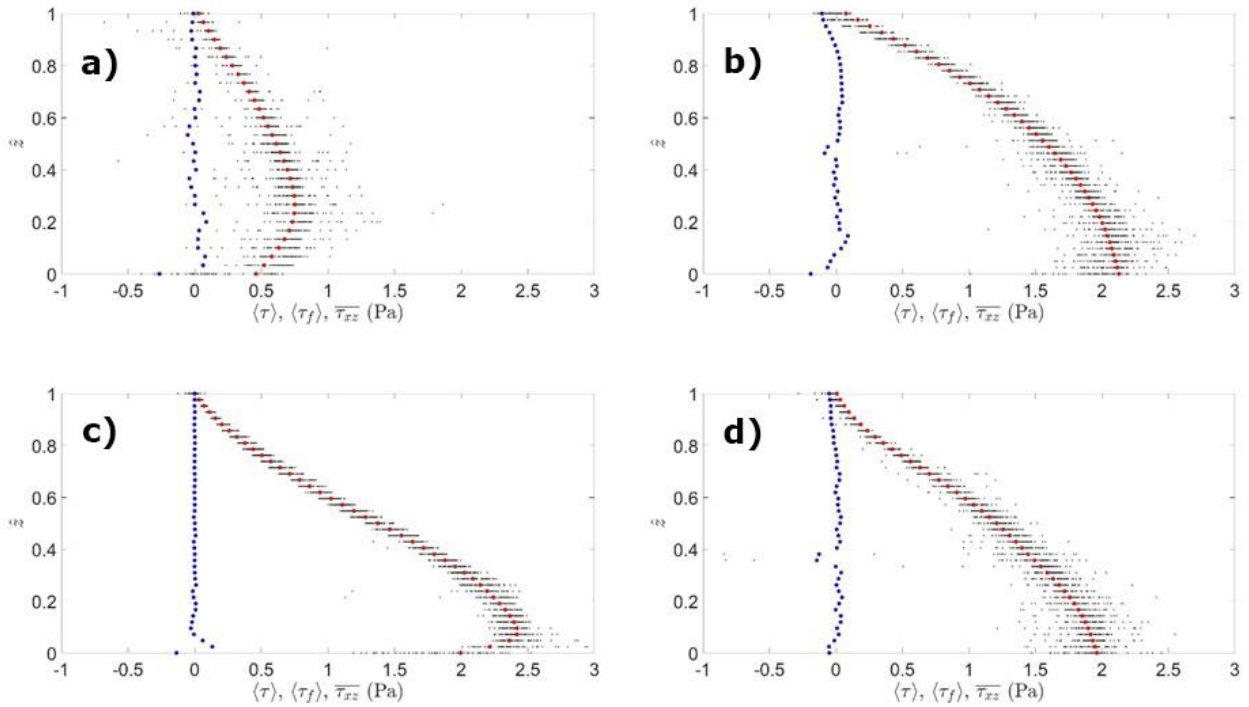


Figure 5. Time-averaged turbulent shear stress $\overline{\tau_{xz}}$, ● DA form-induced shear stress $\langle \tau_f \rangle$, ● DA total shear stress referred to a) Test A; b) Test B; c) Test C, and d) Test D.

For each test, form-induced stress profiles were computed. Figure 6 shows the form-induced $\langle \tau_f \rangle$ shear stress profiles for the experiments performed.

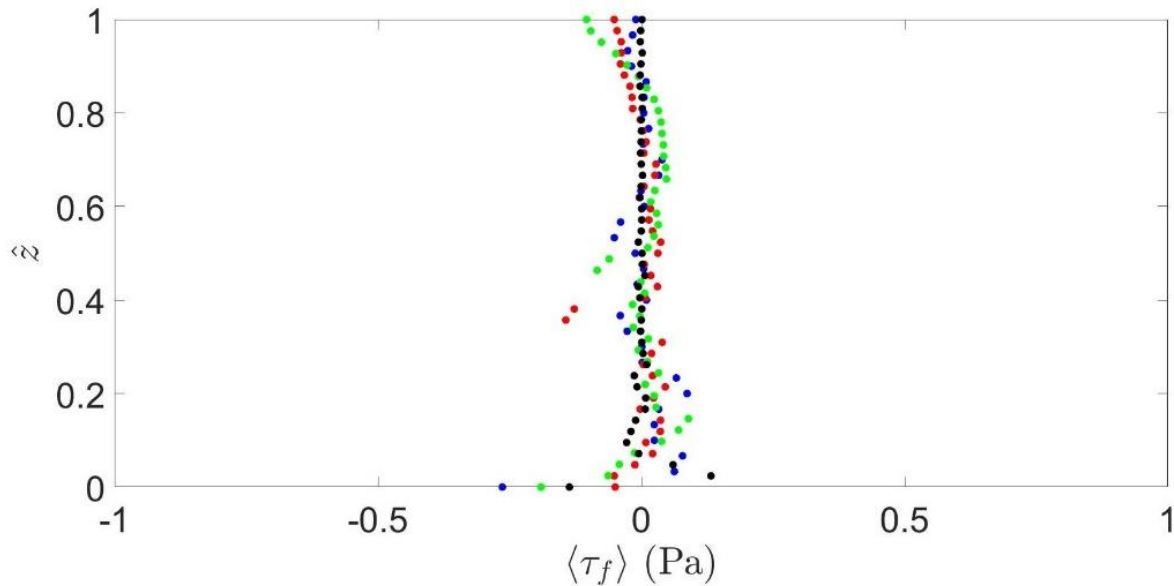


Figure 6. Form induced shear stress components referred to: ● Test A, ● Test B, ● Test C and ● Test D.

The form-induced stresses $\langle \bar{\tau}_f \rangle$ can be approximated to zero for most the part of the water depth. There are some differences near the bed, congruently with the roughness, as expected; in the upper part, the differences are due to the non-uniform condition of the tests.

Viscous shear stress components

Viscous shear stress components are given by:

$$\langle \bar{\tau}_v \rangle = \rho \nu \frac{du}{dx} \quad (12)$$

According to the Reynolds numbers of this work, the viscous sub-layer, in which the $\langle \bar{\tau}_v \rangle$ is not negligible, is smaller than the IA. Hence, it cannot be computed.

Total shear stress

Summing up the form induced and turbulent shear stresses, the total shear stress is obtained for each experiment. The $\langle \bar{\tau} \rangle$ distribution along the water depth is shown in Figure 7.

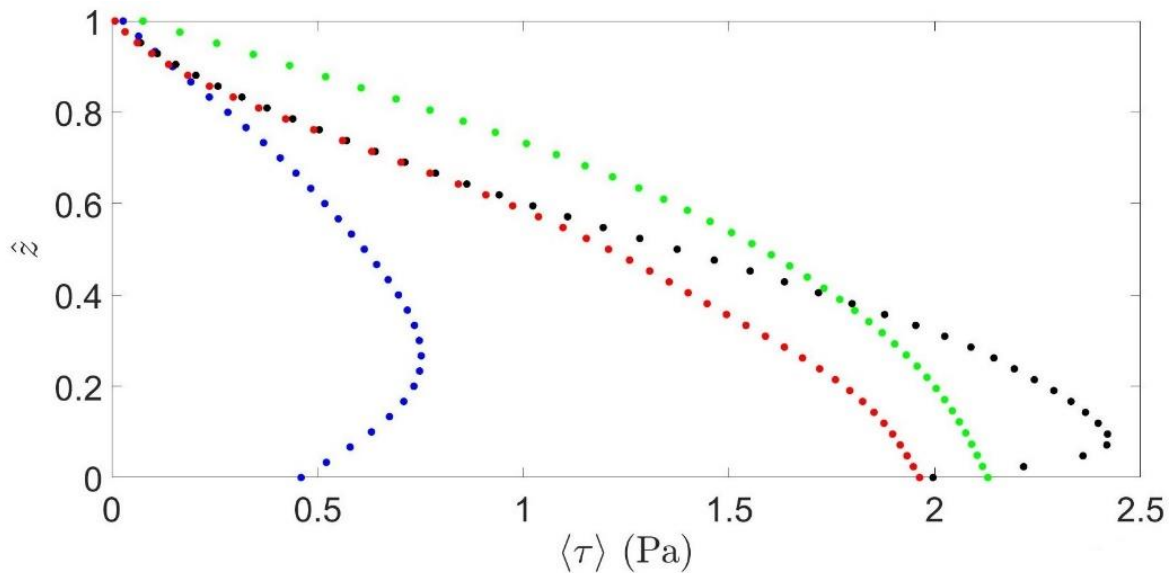


Figure 7. Total shear stress component referred to: ● Test A, ● Test B, ● Test C and ● Test D.

As expected, the values of $\langle \tau \rangle$ are higher for tests B, C, and D, in which solid transport is present than for test A.

Large scale shear stress from co-spectra integral.

An alternative method to compute the shear stress is based on the computation of the two-point spatial correlation relative to the velocity fluctuations u' and w' and subsequent determination of the co-spectra (Φ_{uw}) of the fluctuations. Cross spectral analysis allows determining the relationship between two time/space series as a function of frequency. The spatial velocity fluctuation has been used to compute the correlation function (two-point-spatial correlation) and then the co-spectra (Figure 8). As expected, the energy is highest near the bed and lowest near the surface.

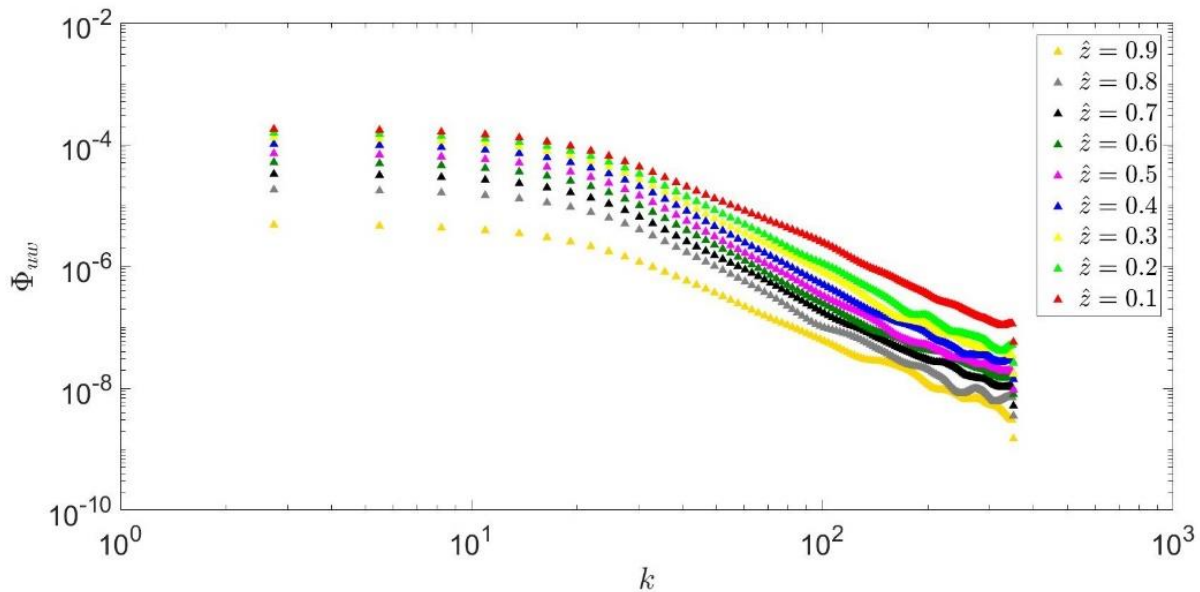


Figure 8. Co-spectra at different $\hat{z}$.

Finally, the shear stress was calculated through the integral of the co-spectra at each z (see the equation below):

$$\frac{\partial(-\overline{u'w'})}{\partial z} = \int_0^\infty \frac{\partial(-\Phi_{uw})}{\partial z} dk_x \quad (13)$$

Figure 9 shows the shear stress profile related to each test computed with the procedure shown in Guala (2006).

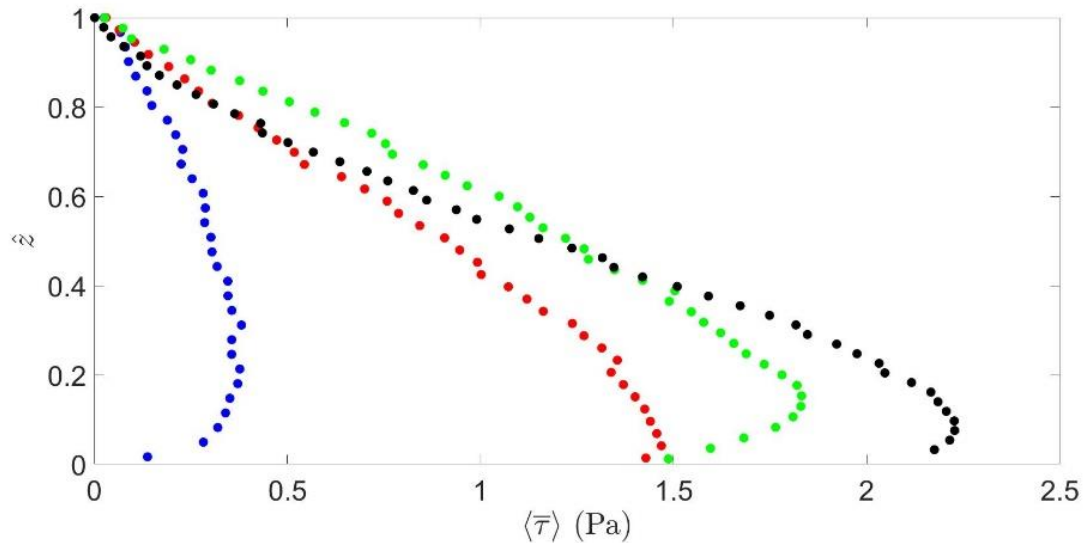


Figure 9. Large scale shear stress ($\langle \bar{\tau} \rangle_{(\Phi_{uw})}$) referred to: ● Test A. ● Test B, ● Test C and ● Test D.

With respect to the shear stress previously computed, the behavior seems to be similar, maintaining the same magnitude. There are smaller values of shear stress for the test without solid transport and higher values for the test with solid transport. It should be emphasized that this method returns the shear stress related to the integration range of the spatial increments of the PIV grid.

Turbulent shear stress analysis

Several procedures, found in the technical literature will be analyzed, to compute the shear stress. Furthermore, a target shear stress will be proposed to be a shear stress scale.

Procedure 1

The first procedure computes the shear stress as $\langle \overline{u'w'} \rangle$ and sets the target shear stress as the maximum value (Figure 10). The values of τ_0 computed according to procedure 1 are reported in Table 3.

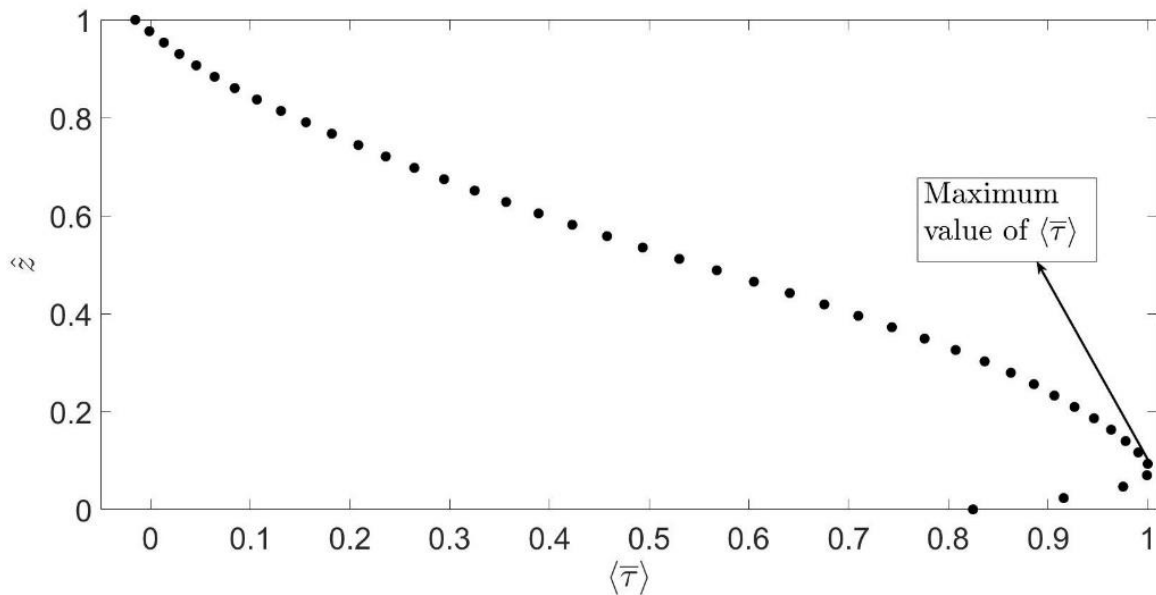


Figure 10. A scheme that shows the criteria to select τ_0 for procedure 1.

Table 3. Values of τ_{01} obtained with procedure 1.

	Test A	Test B	Test C	Test D

	(Pa)	(Pa)	(Pa)	(Pa)
τ_{01}	0.75	2.13	2.42	1.96

Figure 11 report the non-dimensional shear stress profiles using the value of τ_{01} set with procedure 1. Test A has its maximum value at $\hat{z} = 0.25$, Test C at $\hat{z} = 0.10$, while Test B and D reach the maximum value at the crest level.

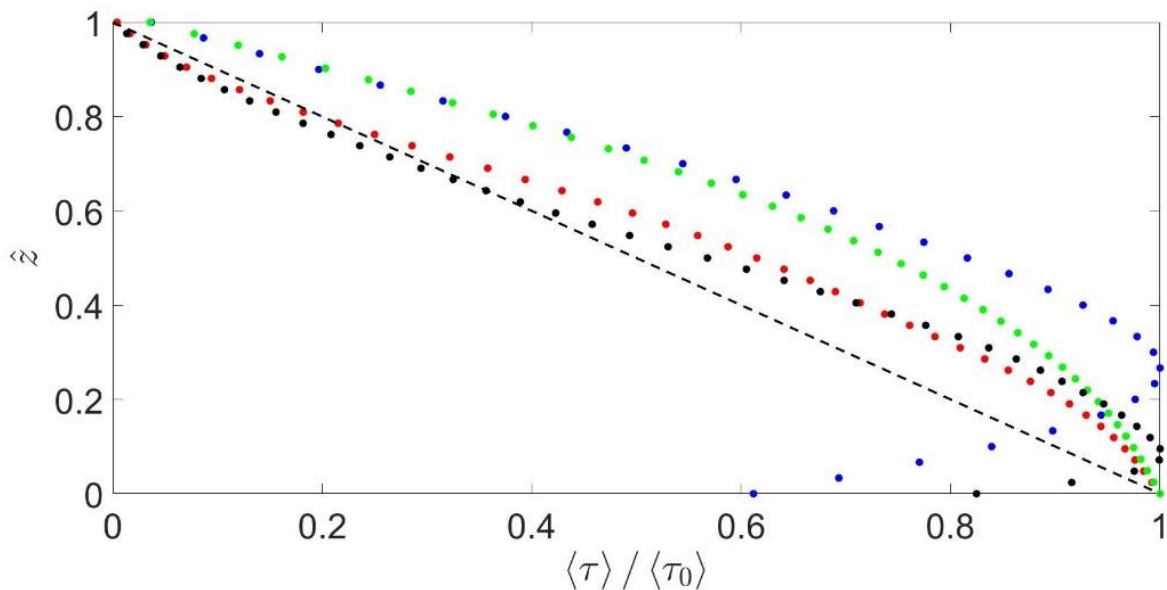


Figure 11. Non-dimensional shear stress profiles using τ_{01} computed from procedure 1 (● Test A, ● Test B, ● Test C and ● Test D, and --- gravity line).

Procedure 2

The second procedure used to compute the shear stress sets the target shear stress as the value at the crest level (Figure 12). The values of τ_{02} computed according to procedure 2 are reported in Table 4.

Table 4. Values of τ_{02} obtained with procedure 2.

	Test A	Test B	Test C	Test D
	(Pa)	(Pa)	(Pa)	(Pa)
τ_{02}	0.45	2.12	1.99	1.96

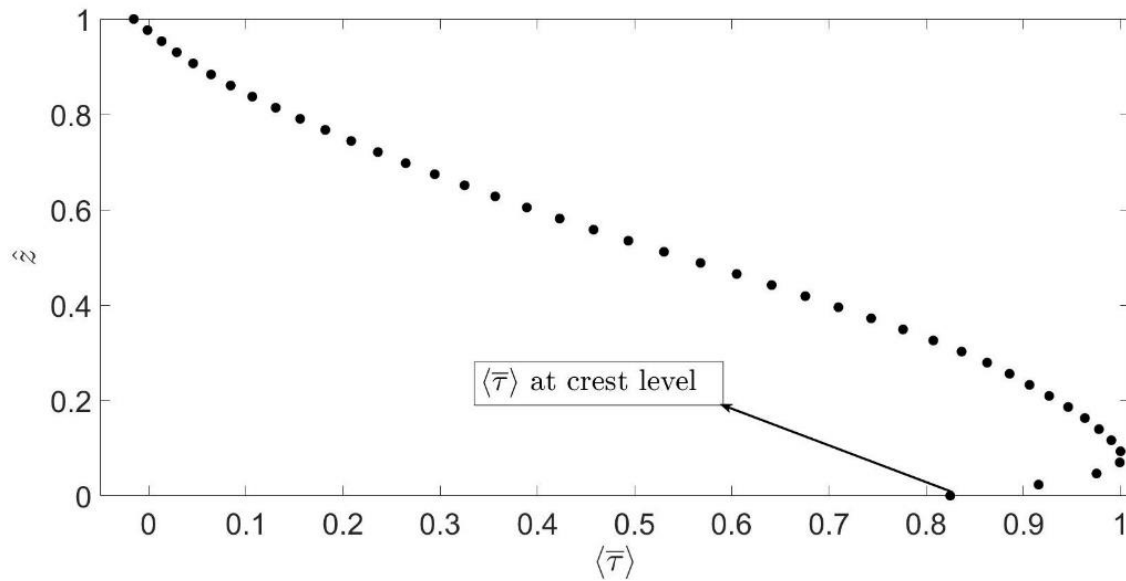


Figure 12. A scheme that shows the criteria to select τ for procedure 2.

Figure 13 shows a high deviation of the non-dimensional profiles, scaled using the value of τ_{02} set by procedure 2, concerning the first procedure used, and allow understanding that the values of the shear stress profile at the bed level seem to not be a good choice for this work.

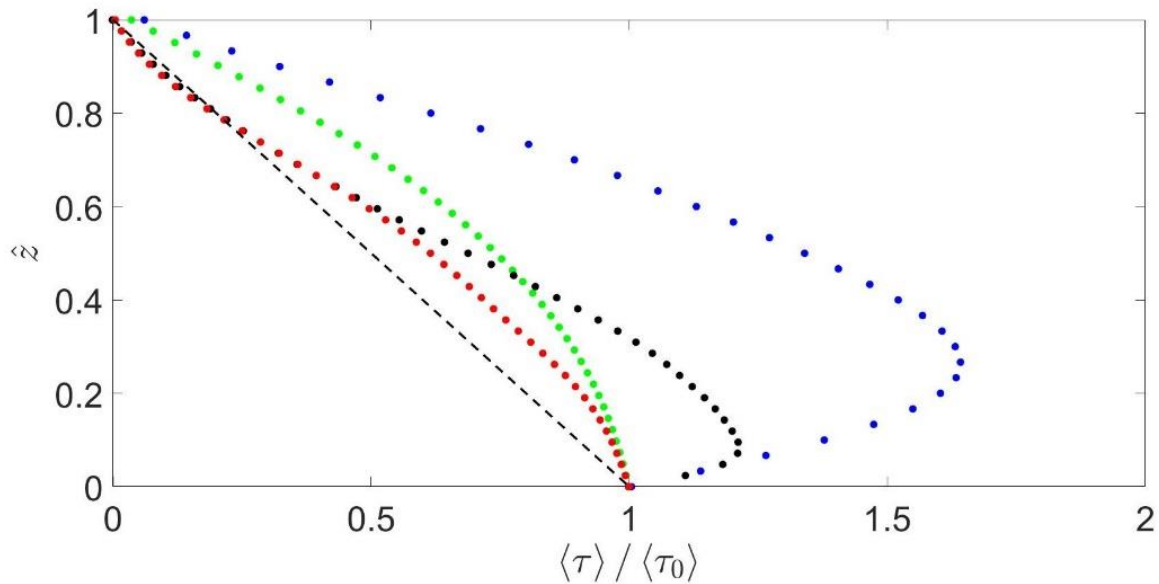


Figure 13. Non-dimensional shear stress profiles using τ_{02} computed from procedure 2 (● Test A, ● Test B, ● Test C and ● Test D and --- gravity line).

Procedure 3

The third procedure used to compute the shear stress sets the target shear stress as the value at the crest level from a linear regression of the shear stress profile (Figure 14).

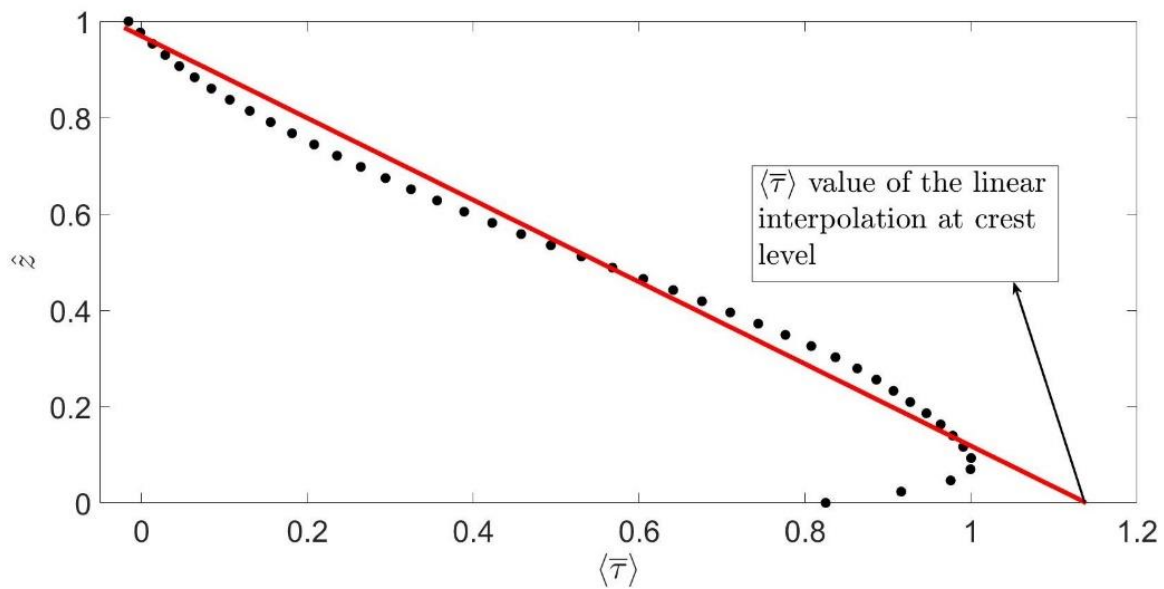


Figure 14. A scheme that shows the criteria to select τ for procedure 3.

The values of τ_{03} computed according to procedure 3 are reported in Table 5.

Table 5. Values of τ_{03} obtained with procedure 3.

	Test A	Test B	Test C	Test D
	(P_a)	(P_a)	(P_a)	(P_a)

τ_{03}	0.89	2.65	2.72	2.08
-------------	------	------	------	------

Figure 15 shows a low deviation of the scaled shear stress profile computed using the value of τ_{03} , concerning the previous methods. The shear stress derived using procedure 3 shows a proper non-dimensionalization compared to the previous procedures. In fact, above $\hat{z} = 0.2$ the scaled shear stresses are contained in a fairly narrow band.

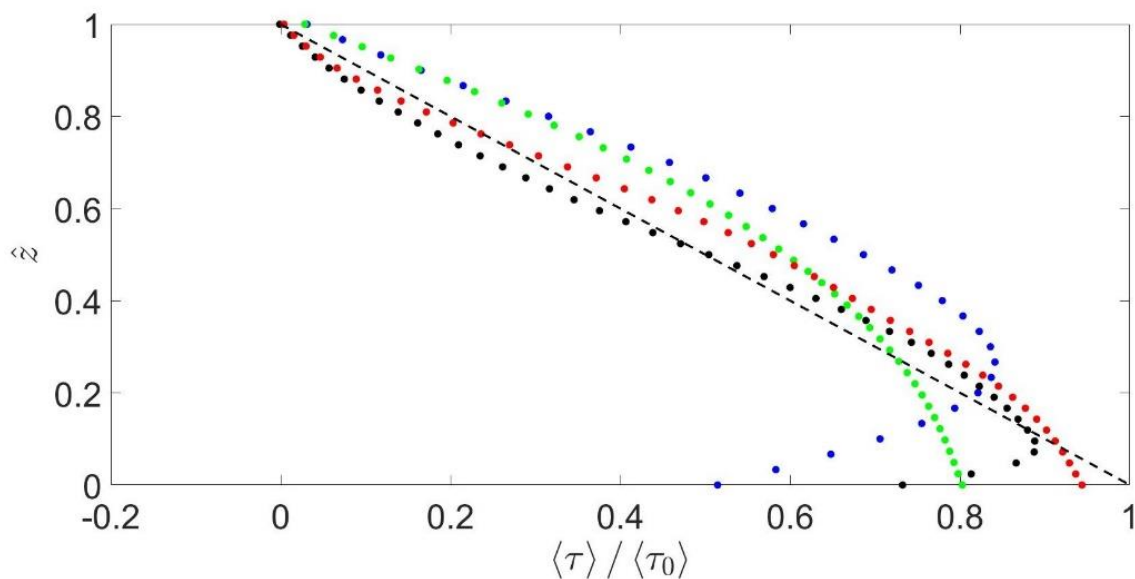


Figure 15. Non-dimensional shear stress profiles using τ_{03} computed from procedure 3 (● Test A, ● Test B, ● Test C and ● Test D and --- gravity line).

Procedure 4

The fourth procedure used to compute the shear stress sets the target shear stress as the value at the negligible form-induced stress level extrapolated from a linear fit of the shear stress profiles (Figure 16).

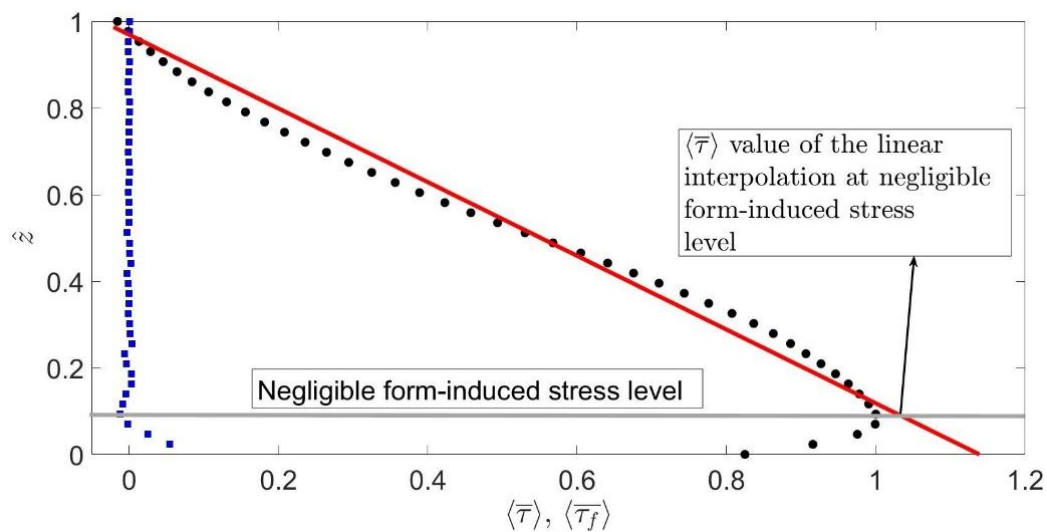


Figure 16. A scheme that shows the criteria to select τ for procedure 4.

The values of τ_{04} computed according to procedure 4 are reported in Table 6.

Table 6. Values of τ_{04} obtained with procedure 4.

	Test A	Test B	Test C	Test D
	(Pa)	(Pa)	(Pa)	(Pa)
τ_{04}	0.69	2.62	2.53	1.99

Figure 17 shows a high deviation of the non-dimensional shear stress, computed using the value of τ_{04} , for Procedures 1 and 3, whereas for procedure 2 the deviation is comparable, according to the non-dimensional shear stress profile previously computed.

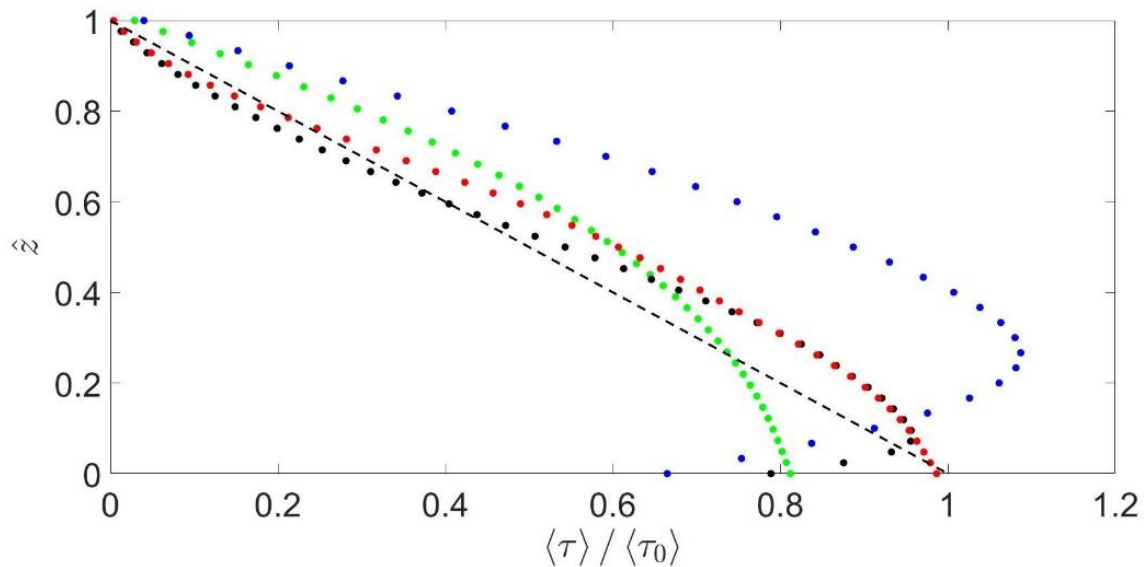


Figure 17. Non-dimensional shear stress profiles using τ_{04} computed from procedure 4 (● Test A, ● Test B, ● Test C and ● Test D and --- gravity line).

Procedure 5

The fifth and last procedure used to compute the shear stress sets the target shear stress as the value at the crest level of the shear stress computed with the integral of the co-spectra (Figure 10).

The values of τ_{05} computed according to procedure 5 are reported in Table 7.

Table 7. Values of τ_{05} obtained with procedure 5.

	Test A	Test B	Test C	Test D
	(Pa)	(Pa)	(Pa)	(Pa)
τ_{05}	0.38	1.83	2.23	1.47

Figure 18 shows the scaled shear stress profile using the value of τ_{05} .

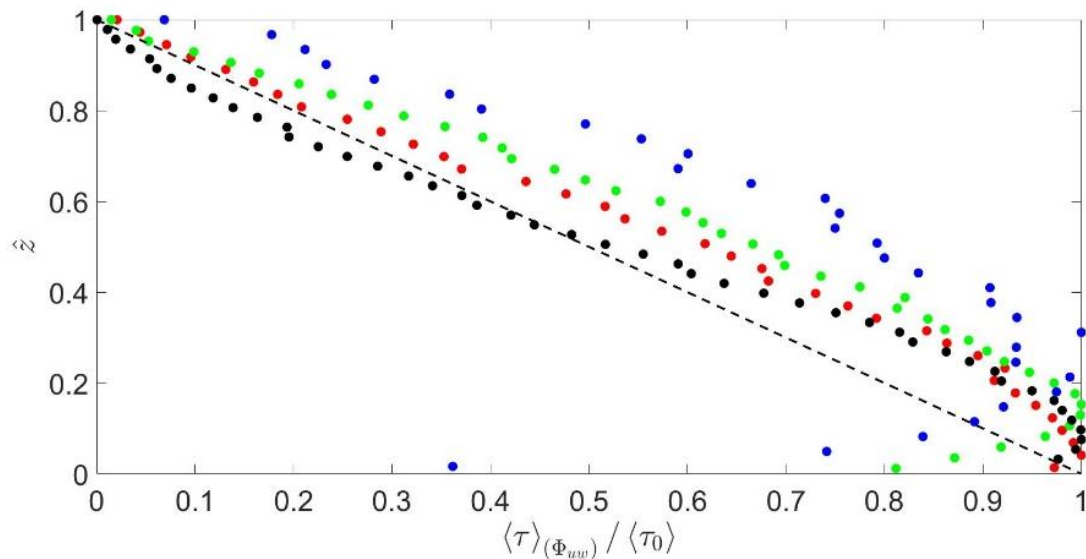


Figure 18. Non-dimensional shear stress profiles using τ_{05} computed from procedure 5 (● Test A, ● Test B, ● Test C and ● Test D and --- gravity line).

The large-scale shear stresses are for the majority dependent on the large scale (Guala, 2006), while there are residual components that are neglected owing to the low frequency used. For the previous method, the deviation is low and comparable with the method which shows the better scaling (procedure 3). The maximum value of the large-scale shear stress is recorded at the crest level.

Friction velocity

An appropriate velocity to scale the velocity profile needs to be selected. The most used scale in literature is the u_* that has the following form:

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho_w}} \quad (14)$$

where τ_0 is the shear stress previously computed and ρ_w is the fluid density. Table 8 is provided an overview of the velocity scales computed from Equation (14), in which the values of τ_0 were computed from the methods previously explained.

Table 8. Velocity scale u_* for Test A, Test B, Test C, and Test D.

	Test A	Test B	Test C	Test D
	m/s	m/s	m/s	m/s
u_{*1}	0.0274	0.0462	0.0492	0.0443

u_{*2}	0.0214	0.0461	0.0447	0.0443
u_{*3}	0.0299	0.0515	0.0522	0.0465
u_{*4}	0.0263	0.0512	0.0503	0.0446
u_{*5}	0.0195	0.0428	0.0472	0.0383

Figure 19 shows the scaled velocity profiles using the values reported in Table 8. For each method it is used the inner scaling to compare the velocity profiles. This type of scaling has in the x-axis the values of $\hat{z}$ and along the y-axis the values of $\frac{u}{u_*}$ referred to each procedure previously used.

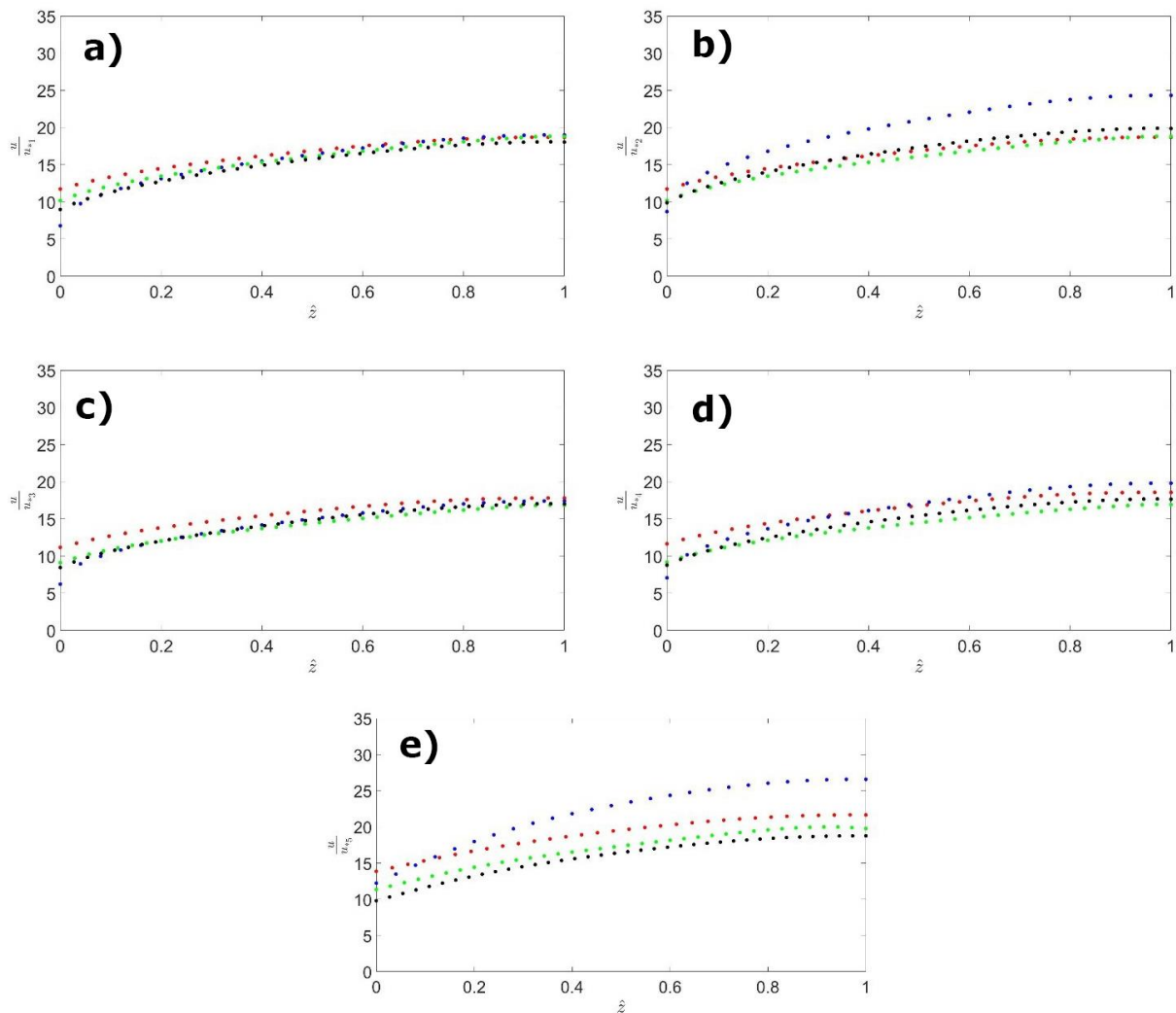


Figure 19. Inner scaling of the velocity profiles using μ^* reported in Table 8 for a) procedure 1; b) procedure 2; c) procedure 3; d) procedure 4, and e) procedure 5. ● Test A, ● Test B, ● Test C and ● Test D.

Discussion

Figure 20 shows the comparison of the several methods used to define the best value of the scaling velocity. It is found that procedure 3, as expected, is the method which returns the best scaling for both velocity profile and shear stress profiles according to (Pokrajac, 2006). Considering the second method proposed in Graf (1995), the experimental work does not prove the effectiveness of this proposal due to the high deviation presented in the dimensionless profiles shown in Figure 19 (b). As a summary, Figure 20 reports the scaled velocity and shear stress profiles computed in accordance with procedure 3.

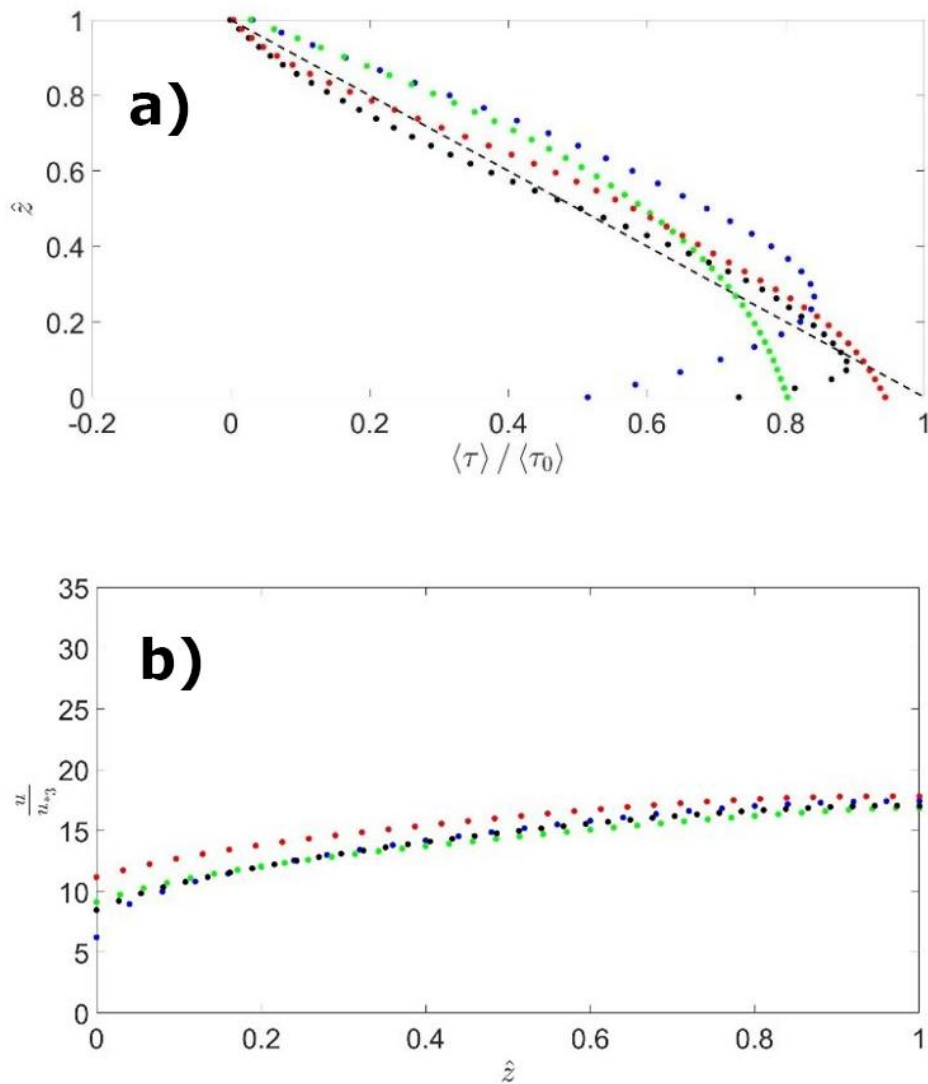


Figure 20. a) Non-dimensional shear stress; b) inner scaling of the velocity profile. ● Test A, ● Test B, ● Test C and ● Test D.

Conclusions

This work was focused on the definition of the best velocity scale in OCFs over a live bed.

Four experiments were performed to check the solid transport influence on the bed shear stress as well as the shear velocity. Several methods in the literature for the definition of the shear stress and shear velocity are based on the assumption of steady and uniform flow conditions and universal log-law existence. In this work, these conditions have been removed and direct measurement methods have been employed to find the shear stress and the shear velocity.

After the preliminary analysis, several methods to find the bed shear stress and shear velocity were proposed. Shear velocity is widely used as a universal velocity, often in the context of the log-law, but also for scaling the data in open channel flows with bed transport where the log-layer is not present (Katul, 2002).

Namely, procedure 1 is devoted to finding the maximum of the shear stress profile, procedure 2 to identify the value at the crest level of the shear stress profile, procedure 3 to consider the value at the crest level extrapolated from a linear fit of the shear stress profile, procedure

4 to obtain the value at a negligible form-induced shear stress of a linear fit of the shear stress profile and procedure 5 to find the maximum value of the large scale shear stress computed as integral of the co-spectra.

The bed shear stress which gives the best scaling has been found in procedure 3 (Figure 20). All the bed shear stresses were also used to find the shear velocity as a scaling parameter, confirming that the best procedure is number 3.

PIV technique due to its high spatial resolution could be applied, in future works, using the procedure applied in Ferraro (2019), adapting this method based on an Acoustic Doppler Velocimeter system to a PIV system.

References

- Adrian, R. J. (1986). Multi-point optical measurements of simultaneous vectors in unsteady flow—a review. *International Journal of Heat and Fluid Flow*, 7(2), 127-145.
- Adrian, R. J. (1991). Particle-imaging techniques for experimental fluid mechanics. *Annual review of fluid mechanics*, 23(1), 261-304. Recovered from <https://doi.org/10.1146/annurev.fl.23.010191.001401>.
- Dynamics, D. (2013). *DynamicStudio User's Guide*. Skovlunde, Denmark: Dantec Dynamics.

- Ferraro, D. S. (2019). Velocity scales in steady-nonuniform turbulent flows with low relative submergence. *Environmental Fluid Mechanics*, 19(4), 1025-1041.
- Ferreira, R. M. (2011). Turbulent flow hydrodynamics and sediment transport: Laboratory research with LDA and PIV. In: *Experimental methods in hydraulic research* (pp. 67-111). Berlin Heidelberg, Germany: Springer.
- Giménez-Curto, L. A. (1996). Oscillating turbulent flow over very rough surfaces. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 101(C9), 20745-20758.
- Graf, W. H. (1995). Bed-shear stress in non-uniform and unsteady open-channel flows. *Journal of Hydraulic Research*, 33(5), 699-704.
- Guala, M. H. (2006). Large-scale and very-large-scale motions in turbulent pipe flow. *Journal of Fluid Mechanics*, 554, 521-542. DOI:10.1017/S0022112006008871
- Katul, G. W. (2002). A mixing layer theory for flow resistance in shallow streams. *Water Resources Research*, 38(11), 32-41. Recovered from <https://doi.org/10.1029/2001WR000817>.
- Liu, J., & Iskander, M. (2004). Adaptive Cross-Correlation for Imaging Displacements in Soils. *Journal of Computing in Civil Engineering*, 18(1), 46-57.

- Nikora, V. G. (2001). Spatially averaged open-channel. *Journal of Hydraulic Engineering*, 127(2), 123-133.
- Pokrajac, D. F. (2006). On the definition of the shear velocity in rough bed open channel flows. In: *Procedures of the International Conference on Fluvial Hydraulics*, vol. 1 (pp. 89-98)., London, England.
- Pokrajac, D. M. (2008). Spatially averaged turbulent stress and its partitioning. *Experiments in Fluids*, 45(1), 73-83.
- Raffel, M. W. (2007). Particle image velocimetry: A practical guide. *Springer Science & Business Media*, 3. Recovered from <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68852-7>.
- Reynolds, O. (1895). IV. On the dynamical theory of incompressible viscous fluids and the determination of the criterion. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A, Mathematical and Physical Sciences*, 186, 123-164.
- Stewart, M. T. (2014). *Turbulence structure of rough-bed open-channel flow* (Ph.D. thesis). University of Aberdeen, Aberdeen, United Kingdom.
- Whitaker, S. (1967). Diffusion and dispersion in porous media. *AIChE Journal*, 13(3), 420-427. Recovered from <https://doi.org/10.1002/aic.690130308>

- Wilson, N. R. (1977). A higher-order closure model for canopy flow. *Journal of Applied Meteorology*, 16(11), 1197-1205. Recovered from [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1977\)016<1197:AHOCMF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1977)016<1197:AHOCMF>2.0.CO;2)
- Zagni, A. F. (1976). Channel flow over permeable beds of graded spheres. *Journal of the Hydraulics Division*, 102(2), 207-222.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-05-03

Articles

Numerical validation of a design methodology for cross-flow turbine type Michell-Banki

Validación numérica de una metodología de diseño para turbinas de flujo cruzado tipo Michell-Banki

Steven Galvis-Holguin¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4511-9454>

Jorge Sierra-Del-Rio², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0057-7454>

Diego Hincapié-Zuluaga³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1993-6776>

Edwin Chica-Arrieta⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5043-6414>

¹Engineering Faculty, Instituto Tecnológico Metropolitano, Medellín, Colombia, stevengalvis221631@correo.itm.edu.co

²Engineering Faculty, Institucion Universitaria Pascual Bravo-Research Groupe GIIAM, Medellín, Colombia, jsierrad@pascualbravo.edu.co

³Engineering Faculty, Instituto Tecnológico Metropolitano, Medellín, Colombia, diegohincapie@itm.edu.co

⁴Engineering Faculty, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia,
edwin.chica@udea.edu.co

Correspondence author: Jorge Sierra-Del-Rio,
jsierrad@pascualbravo.edu.co

Abstract

The aim of this study is to validate, by means of CFD simulation, the effectiveness of a new design methodology formed of a set of updated equations, which allows the design of each of the MBT components to improve its efficiency. In this study, a rigorous investigation of the MBT literature was carried out, where the most influential design parameters and equations in maximum efficiency were determined. Finally, the design of the MBT is carried out with the most relevant equations found in the literature and the design of the MBT is validated by fluid-dynamic tests. It is concluded that the proposed methodology for the design of the MBT can reach efficiencies up to 83 %, which is satisfactory to solve the lack of complete design methods for the sizing of the different components of the MBT (nozzle, runner and housing), according to the flow conditions of the installation site.

Keywords: Turbomachines, pico-hydroelectric, efficiency, CFD.

Resumen

El objetivo de este estudio consiste en validar mediante simulación CFD la efectividad de una nueva metodología de diseño conformada por un conjunto de correlaciones actualizadas, que permita el diseño de cada uno de los componentes de la MBT, con el fin de mejorar su eficiencia. En este estudio se realizó una investigación rigurosa de la literatura de la MBT, donde se determinaron los parámetros y las ecuaciones de diseño más influyentes en la eficiencia máxima. Finalmente, el diseño de la MBT se realiza con las correlaciones más relevantes encontradas en la literatura y el diseño de la MBT se valida mediante pruebas fluidodinámicas. Se concluye que la metodología propuesta para el diseño de la MBT puede alcanzar eficiencias hasta del 83 %, lo cual es satisfactorio para resolver la falta de métodos de diseño completos para el dimensionamiento de los diferentes componentes de la MBT (inyector, rotor y carcasa) de acuerdo con las condiciones de flujo del lugar de instalación.

Palabras clave: turbomáquinas, pico-hidroeléctricas, eficiencia, CFD.

Received: 26/02/2020

Accepted: 15/09/2020

Introduction

Due to the economy in the competitive market, modernization and constant population growth, several studies predict a huge increase in electric energy consumption for the coming decades, especially in developed countries. Since 2015, hydroelectric energy constitutes about 61 % of total global renewable energy. From this, the small and micro-hydroelectric power plants contribute around 7 % (Tesfaye-Woldemariam, Lemu, & Wang, 2018). This technology offers a great exploitation potential as an energy generation alternative from unconventional sources of renewable energy, particularly in non-interconnected zones -NIZ- of developing countries, with reduced impact in the ecosystem, compared to the big hydroelectric power plants (Paish, 2002). On the other hand, they represent the least expensive technology of electricity generation compared to solar and wind energy (Organization, UNID, 2016).

To take advantage of the available hydroelectric potential implementing small hydro centrals, the use of efficient turbines is required. Traditional technologies of hydroelectric generation systems are integrated by high-efficiency turbines such as Francis, Pelton and Kaplan, and in lesser proportion by MBT (Paredes-Gutiérrez, Palacio-Higuita, & Gómez-Gómez, 2008), despite comparative advantages in its simplicity of design, low fabrication cost and little variation of efficiency with considerable changes in operating conditions (Dragomirescu, 2016).

Contrary to the different optimization approaches both numerical and experimental performed in the last decades (Olade, 1987), the design methodologies of the MBT must be updated (Tesfaye-Woldemariam *et al.*, 2018) since there are currently new materials with better physical properties, equipment and manufacturing techniques that allow obtaining improved components. Thus, a good methodology design for sizing the MBT components will have a significant impact on the performance, which will increase its implementation feasibility as a generation technology for appropriate site conditions (Q and H).

The MBT is a turbomachine that takes advantage of the fluid kinetic energy and transforms it into an angular momentum, which is converted into electrical energy through a generator (Ceballos, Valencia, Zuluaga, Del-Rio, & García, 2017). Based on the reported research in the state of the art, a similar turbine design composed of three bodies is implemented: nozzle, runner and housing, as shown in Figure 1(A). In the MBT, the fluid enters by the nozzle, increasing the velocity of the fluid and directing it into the runner inlet, while maintaining the attack angle and constant speed along the azimuth position corresponding to the interface between the nozzle outlet and the inlet of the runner. The cross-flow transfers the energy in two stages of the runner as detailed in Figure 1 (B). In the first and second stages, the fluid energy is delivered at 70 and 30 %, respectively (Chiyembekezo, Cuthbert, & Torbjorn, 2014; Ceballos *et al.*, 2017).

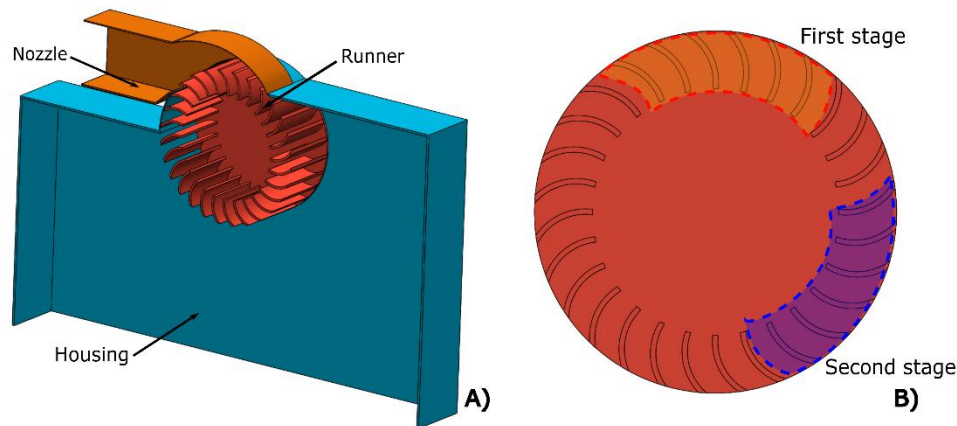


Figure 1. MBT: A) Isometric view; B) runner side view.

Different design methodologies of each one of the components from the MBT, especially for the nozzle and the runner based on studies both numerical and experimental, are found in the literature. As for modifications in the nozzle, Adhikari and Wood (2017) conducted a study of the geometry's effect of the nozzle rear-wall in the efficiency of the MBT using computational simulations, showing an increase of 18 % in the turbine hydraulic performance over the model without the modification. Then, in a later study, Adhikari and Wood (2018) carried out a CFD research in which he proposes an electronic device that regulates the nozzle's inlet in front of flow changes, to keep the velocity and fluid's attack angle constant while entering the runner, achieving efficiencies up to 88 %. Finally, regarding the nozzle, Rantererung, Tandiseno and Malissa (2019) conducted the design of a 5 kW MBT for a NIZ. This design consists of the use of multi-nozzles, looking to determine the number of nozzles needed for the best turbine

performance. The model was tested with 1, 2 and 3 nozzles, concluding that the best behaviour of the MBT occurs when there are three nozzles generating 4.259 kW.

Regarding the modification in the runner, Sammartano, Aricò, Carravetta, Fecarotta and Tucciarelli (2013), and Chichkhede, Verma, Gaba and Bhowmick (2016) carried out a 2D and 3D CFD analysis on the optimal design for the MBT, based on improvement criteria founded on geometric parameters that significantly affect the turbine efficiency such as the position, number, shape of the blades and the fluid attack angle, obtaining an efficiency of 86 % using 35 blades and an attack angle of 22. On the other hand, modifications in the blades of the runner were found in the literature. Arellano-Vilchez (2015) conducted a study using CFD techniques, examining the runner's blades behaviour with and without sharp edges, considering also the thickness of the blades, concluding that using sharp blades improves the hydraulic performance of the MBT. Finally, regarding the runner's geometric modifications, the research carried out by Popescu (2017) analyses the low efficiencies of the MBT through CFD caused by the fluid interaction with the runner's shaft and flow recirculation at low rotational regime, determining that, when the runner works without shaft, the efficiency increases 5 %.

According to the review of the state of art, there are different equations to design the nozzle and runner of the MBT. However, each of these equations was performed separately, therefore, it is not possible to show whether, at the time of concatenating these equations for the design of an MBT, the same results that are presented separately will be

guaranteed. Hence, the importance of having an updated design methodology for the dimensioning of each of the elements of the MBT is evident, using equations developed through experimental and/or numerical methodologies. The objective of this study is to validate, through CFD simulation, the effectiveness of a new design methodology formed of a set of updated equations, which allows the design of each of the MBT components to improve their efficiency.

Methodology

Govern equations

Figure 2 shows a schematic illustration of the MBT, to show all the geometric parameters that were considered in this study.

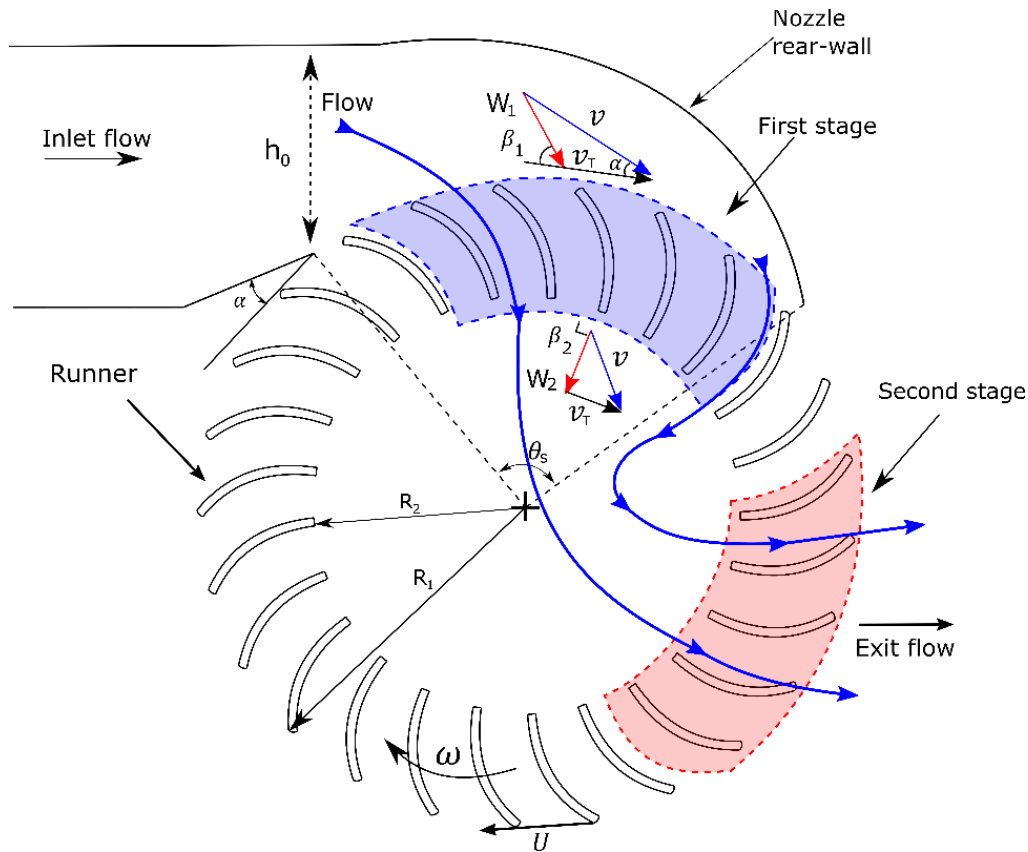


Figure 2. Schematic illustration of the basic design of an MBT. Source: Adapted from Adhikari and Wood (2017).

To start with the design of the MBT, the operating conditions must be taken as the input parameters according to the site conditions, Q and H ; 20 l/s and 0.5 m, respectively. Afterwards, the runner design starts, using the external diameters (D_{ext}) of the runner according to the flow/head ratio of Table 1 (Paz, Carrocci, Filho, & Luna, 2007). Then, the internal diameter (D_{int}) is calculated by Equation (1); the flow

velocity (v) at the runner inlet is determined by Equation (2) (Adanta, Siswantara, & Prakoso, 2018).

Table 1. Selection of the rotor diameter. Source: Paz *et al.* (2007).

$Q \text{ (m}^3\text{/s)} / \sqrt{H \text{ (m)}}$	External rotor diameter (mm)
0.02236 – 0.04743	200
0.04743 – 0.07906	300
0.07906 – 0.11068	400
0.11068 – 0.15812	500

$$0.68 = \frac{D_{int}}{D_{ext}} \quad (1)$$

$$v = C_v \sqrt{2 \cdot g \cdot H} \quad (2)$$

Where C_v corresponds to the loss factor inside the nozzle, ideally, C_v is considered 1; while experimentally, Sammartano, Morreale, Sinagra and Tucciarelli (2016) report values equal to 0.95. After, for the selection of the fluid attack angle (α), different numerical and experimental studies propose values between 12 and 22° (Chickhede *et al.*, 2016; Warjito, Siswantara, Adanta, & Prakoso, 2017). This

determines the relative velocity angle (β_1) concerning the runner using Equation (3) given by Sammartano *et al.* (2013):

$$2\tan(\alpha) = \tan(\alpha) \quad (3)$$

Based on studies conducted by Warjito *et al.* (2017) and Sammartano *et al.* (2013), β_2 is selected. Where the angles of the blades with respect to the tangent of the inner and outer diameters should be β_{1b} and β_{2b} , respectively (Figure 3).

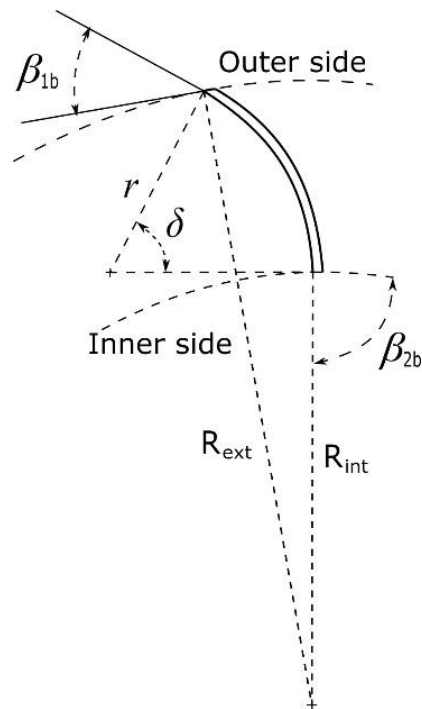


Figure 3. Blade geometry of an MBT. Source: Adapted from Sammartano *et al.* (2013).

Then, the blade radius (r) and blade curvature angle (δ) were calculated using Equations (4) and Equation (5), respectively (Olade, 1987):

$$r = \frac{D_{ext}}{4\cos\beta_1} \cdot \left(1 - \left(\frac{D_{int}}{D_{ext}}\right)^2\right) \quad (4)$$

$$\delta = 2\tan^{-1}\left(\frac{\cos(\beta_1)}{\left(\frac{D_{int}}{D_{ext}}\right) + \sin(\beta_1)}\right) \quad (5)$$

To calculate the width of the runner, the optimum number of blades (N_b) must be obtained using Table 2.

Table 2. Selection of the number of runner blades. Source: Paz *et al.* (2007).

External rotor diameter (mm)	Number of blades
200	22
300	24
400	26
500	28

Then, h_0 is calculated by Equation (6), which corresponds to the nozzle throat; where θ_s is the opening of the nozzle at the entrance of the runner given by Adhikari and Wood (2017), as shown in Figure 4. Having this data, it is possible to calculate the width of the runner by Equation (7) (Olade, 1987):

$$\frac{h_0}{R_{ext} \cdot \theta_s} = 0.37 \quad (6)$$

$$W = \frac{Q \cdot N_b}{\pi \cdot D_{ext} \cdot v \cdot \sin(\alpha) \cdot Z_a} \quad (7)$$

Where Z_a is the number of wet blades in the first stage of the turbine, as shown in Figure 2. Afterwards, the width of the nozzle is calculated by Equation (8). Then, the turbine rotation regime (ω_{max}) is determined by Equation (9) (Adhikari & Wood, 2017):

$$B = \frac{W}{1.5} \quad (8)$$

$$\frac{\omega_{max} \cdot R_{ext}}{v} = \frac{1}{2} \left(1 + \frac{h_0^2}{R_{ext}^2 \cdot \theta_s^2} \right) \quad (9)$$

The geometric shape of the nozzle rear-wall can be obtained by Equation (10) (Adhikari & Wood, 2017), where θ will take values from 0 to θ_s (Figure 4):

$$R_{(\theta)} = R_1 + h_0 \left(1 - \frac{\theta}{\theta_s}\right) \quad (10)$$

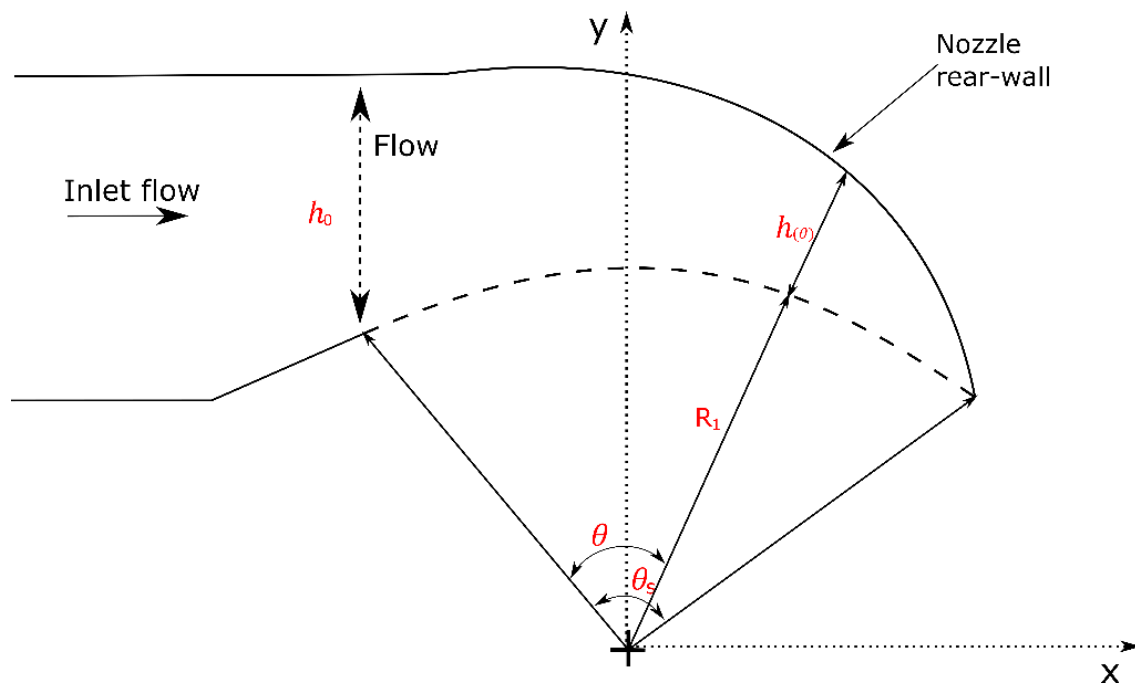


Figure 4. Schematic illustration nozzle rear-wall of an MBT. Source: Adapted from Adhikari and Wood (2017).

Finally, the efficiency (η) of the MBT is determined by Equation (11) (Ceballos *et al.*, 2017) which corresponds to the ratio between the outlet power shaft ($P_{out} = T \cdot \omega$) and the total energy water flow ($P_{in} = \gamma \cdot Q \cdot H \cdot \eta$):

$$\eta = \frac{T \cdot \omega}{\gamma \cdot Q \cdot H} \quad (11)$$

Computational model

After performing the design methodology of the MBT based on the govern equations found in the state of art, a simplified design of the elements (runner, nozzle and housing) that constitute the turbine is proposed based on equations (1) to (12); then a Boolean operation is conducted to obtain the internal control volume of the hydraulic machine, which is meshed or discretized in the mesh module in the software Ansys 2019R3®; using tetrahedral elements with advanced curvature and proximity functions, using a minimum element size of 2 mm, which was enough to determine mesh independence (Figure 5) with eight million items with a relative error of less than 1 %.

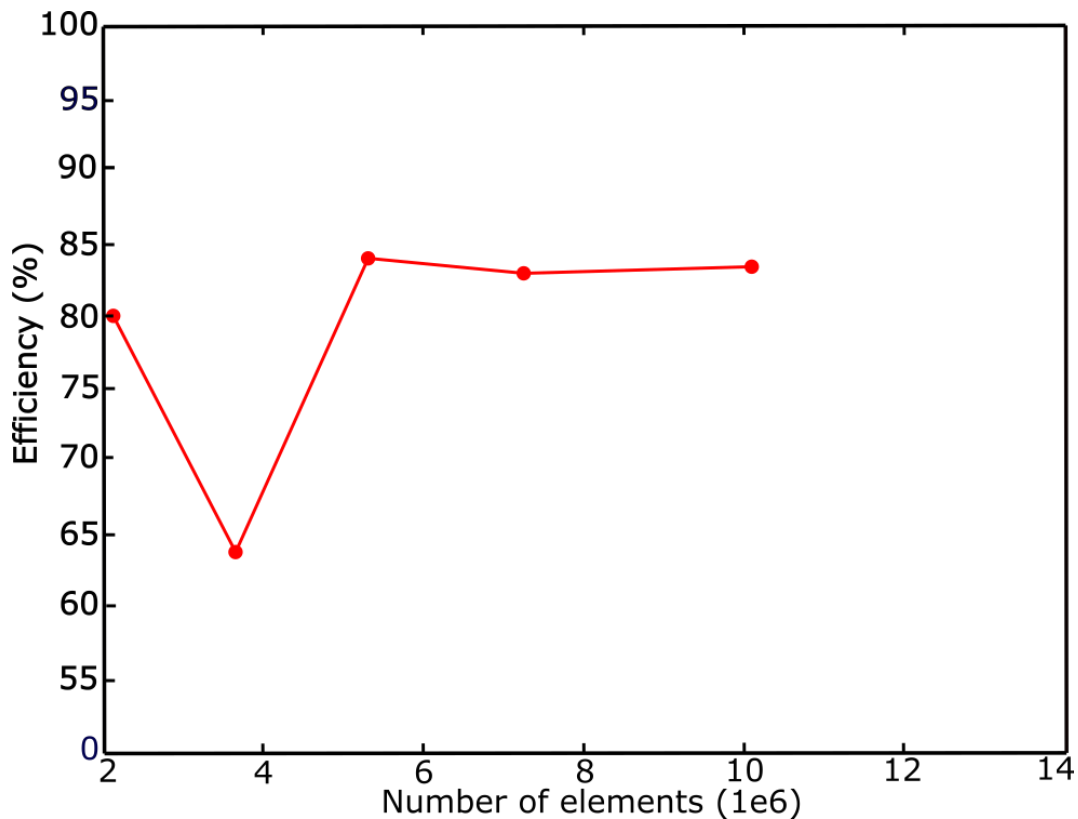


Figure 5. Mesh independence.

Based on different research where the various models of turbulence in similar problems are compared, and on some different computational models, it is found that the standard numeric model $k - \varepsilon$, correctly represents the flow within the MBT. According to different studies and user guides of simulation tools, this model is robust, economical and provides a reasonable accuracy not only for the current problem but also for a wide range of problems. Therefore, the standard model was used in this work for time-dependent analysis, fleeting simulations with a simulation time of 1 second and with a time step of

0.001 seconds, considering the homogeneous biphasic model composed of water and air at 25 °C since this has a lower computational cost than the non-homogeneous. Figure 6(A) presents the CFX Ansys® configuration; the fluid enters the system by the nozzle (inlet) with a velocity of 2.3 m/s, then it goes through the ring domain, where it can be possible to configure both of the interfaces so that there can be a data transfer between the rotating (runner) and the stationary domains (housing and nozzle). The first interface is configured between the nozzle, the external ring surface and the housing turbine, as shown in Figure 6(B). For this, a "fluid-fluid" type interface is implemented, with a mesh connection method defined by a "general connection" interface model and no change/mixing model framework for statical domains. The second interface is configured between the internal ring surface and the external runner surface, as shown in Figure 6(C). Similarly, the same as for the first interface, a "fluid-fluid" interface with a "Transient Rotor Stator" configuration for the change/mixing model frame due to the transient fluid conditions between the nozzle and the runner.

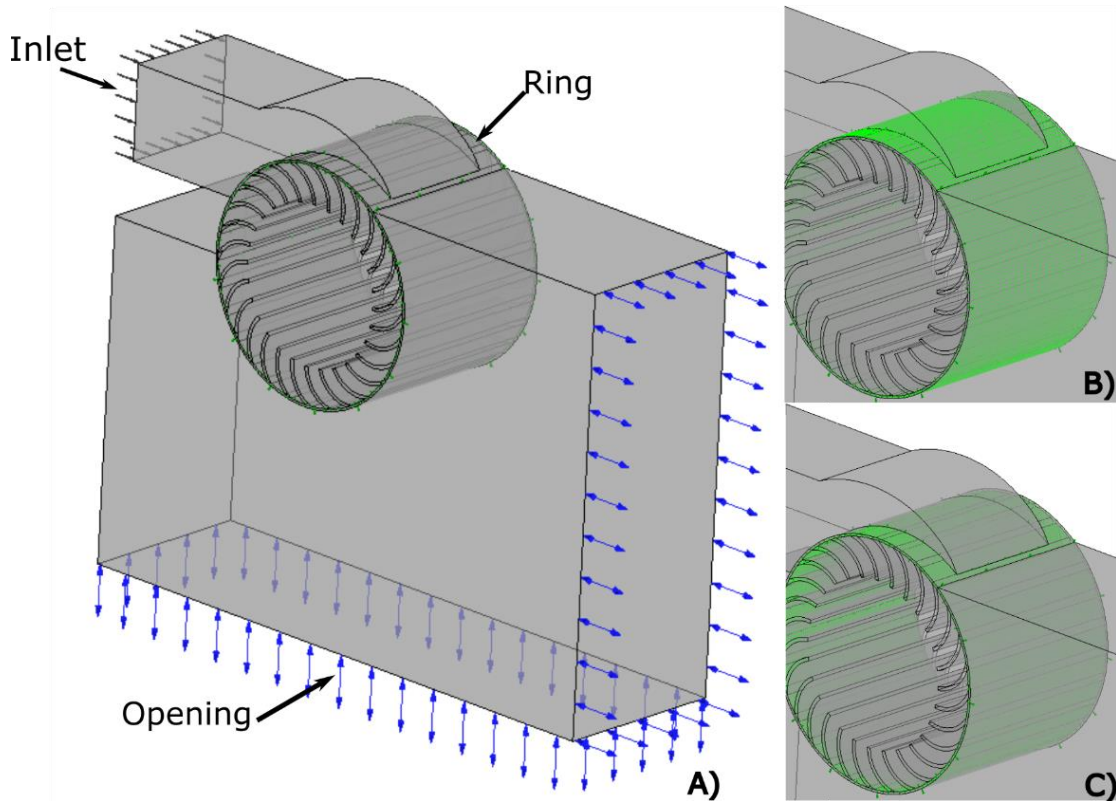


Figure 6. CFX configuration: A) Boundary condition; B) interface housing-nozzle-ring; C) interface runner-ring.

Results

This section presents the results obtained through CFD, after implementing the model configuration studied in CFX Ansys® for a net height of 0.5 m and a real flow simulation of 16.2 l/s since the pressure was configured for the inlet boundary conditions. Water volumetric fraction, speed and pressure contours obtained by the CFD, which are processed and examined to characterize the influence of the methodology proposed on the turbine performance.

Figure 7 presents efficiency following the speed ratios of the MBT, for the experimental results obtained by Sammartano, Morreale, Sinagra, Collura and Tucciarelli (2014) and the numerical results obtained in this study, conducting six simulations varying the rotational regime of the rotor from 100 to 200 RPM, obtaining a maximum efficiency of 83 % with a rotational regime equal to 160 RPM, similar to the one obtained using the Equation (9) proposed by Adhikari and Wood (2017), with a speed ratio of $\left(\frac{v_t}{U}\right) = 1.7$. Based on these results, this study shows similarities to the experimental results obtained by Sammartano *et al.* (2014), who obtained efficiencies of 82.1 % at speed ratios $\left(\frac{v_t}{U}\right)$ close to 1.7, as shown in Figure 7.

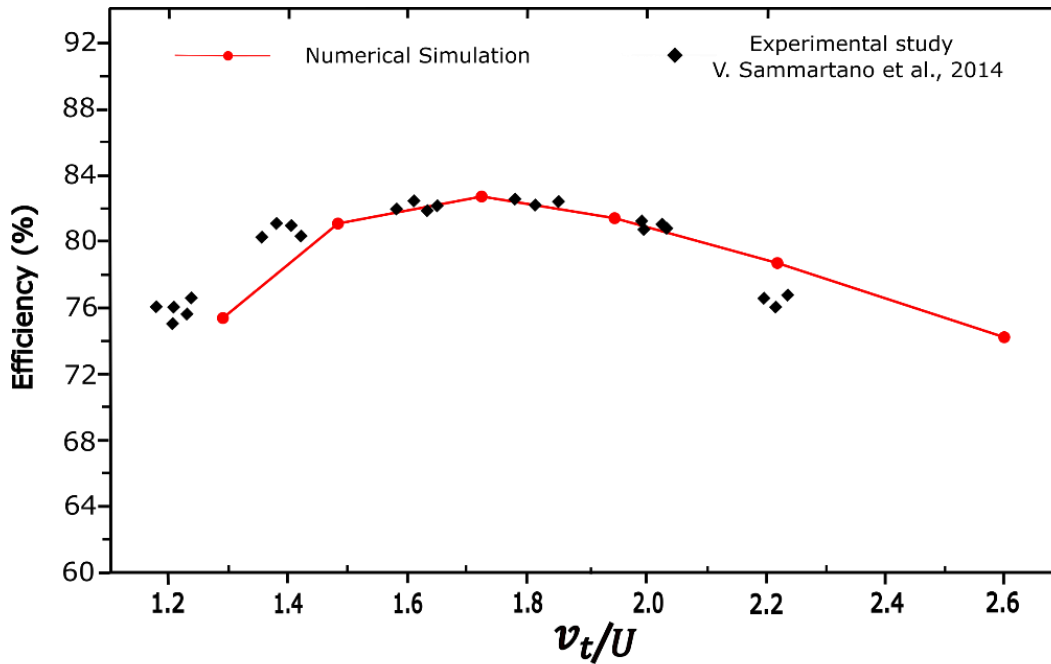


Figure 7. Speed ratio of the MBT.

Figure 8 shows the water volumetric fraction in the (XY) symmetry plane of the MBT, where it can be observed that there is an insignificant flow separation in the first and second stage since the design implemented in the nozzle allows a greater similarity between the angles of the relative fluid speed and the position of the blades ($\beta_1 = \beta_{1b}$), along with the azimuth position at the runner inlet; improving the flow conditions in the inlet and through the rotor, which results in an improvement in the hydraulic performance, agreeing with the results obtained by Adhikari and Wood (2017). Furthermore, it is possible to observe that the flow does not present alterations within the rotor since there is no shaft passing through it. Consequently, the hydraulic

performance improves when compared to a rotor with the shaft, as concluded in the study conducted by Sammartano *et al.* (2013).

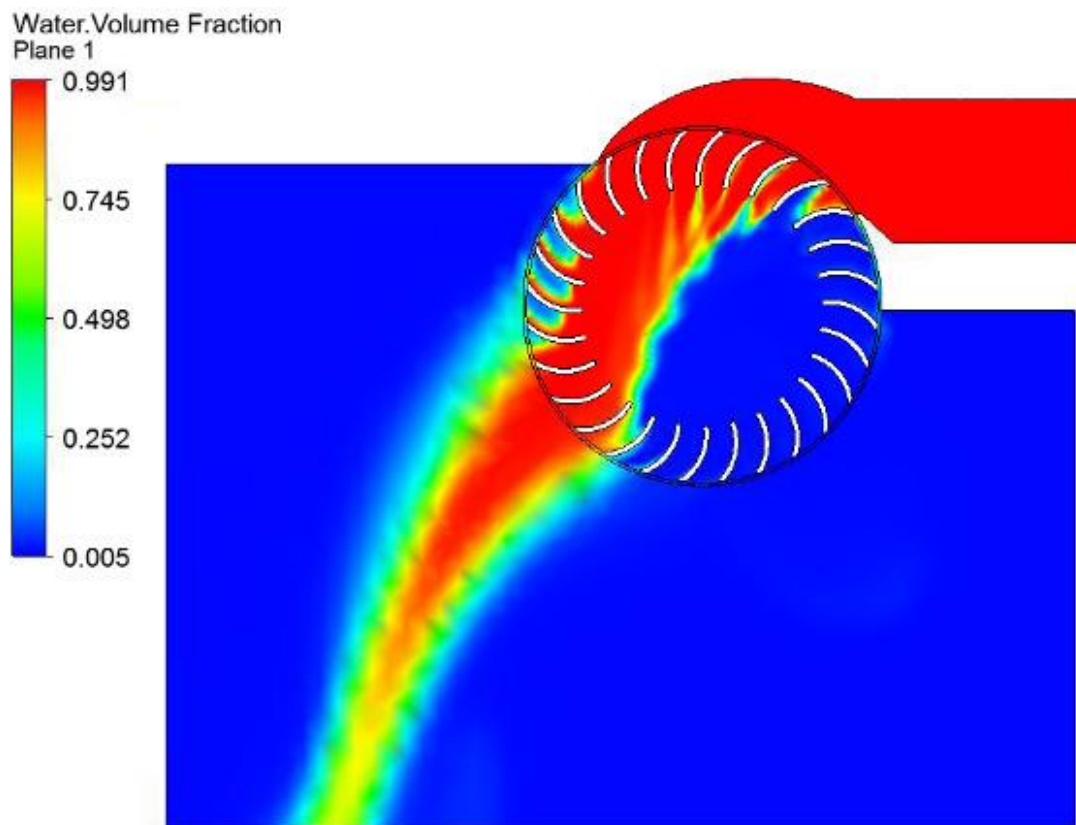


Figure 8. Water's volumetric fraction in the MBT.

Figure 9 presents the velocity vector plotted by velocity magnitude in the (XY) symmetry plane. In this case, there is an increase of the speed in the reduction of the cross-section of the nozzle, obtaining a nozzle efficiency determined by Equation (2) of around 97 %. Then, there is a reduction of the speed at the exit of the first stage, since the fluid

delivers most of its kinetic energy in the first stage (Shepherd, 1956). Immediately afterwards, the cross-flow is generated and the flow transfers back some kinetic energy to the rotor blades during the second stage.

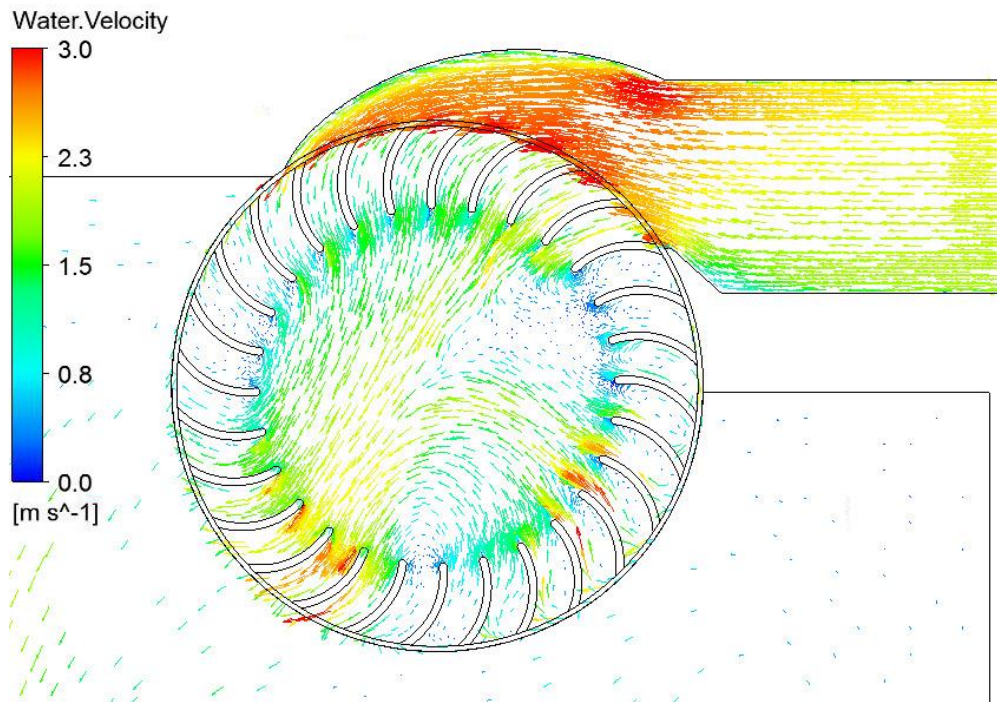


Figure 9. Water velocity in the MBT.

Figure 10 presents the pressure contours of the fluid in the same symmetry plane XY, where the circuit of the fluid through the MBT from the inlet to the outlet can be seen, the assigned values to the green and blue colours indicate the maximum and minimum pressures generated, respectively, by the water jet. It is possible to observe a fluid pressure

loss while passing through the turbine, which is due to two factors: the conversion of H into kinetic energy, and the nozzle leaks. Furthermore, there is also evidence of void pressures happening on the convex sides of the blades during the first and second stages, being more evident in the first stage, as all the blades are submerged. In agreement with the velocity contours presented in Figure 9, where the highest speed deltas are obtained in the blades placed in the first stage. This is advisable since the MBT will work as a reaction turbine; using the pressure difference on the blades to increase the runner's angular momentum (Ceballos *et al.*, 2017).

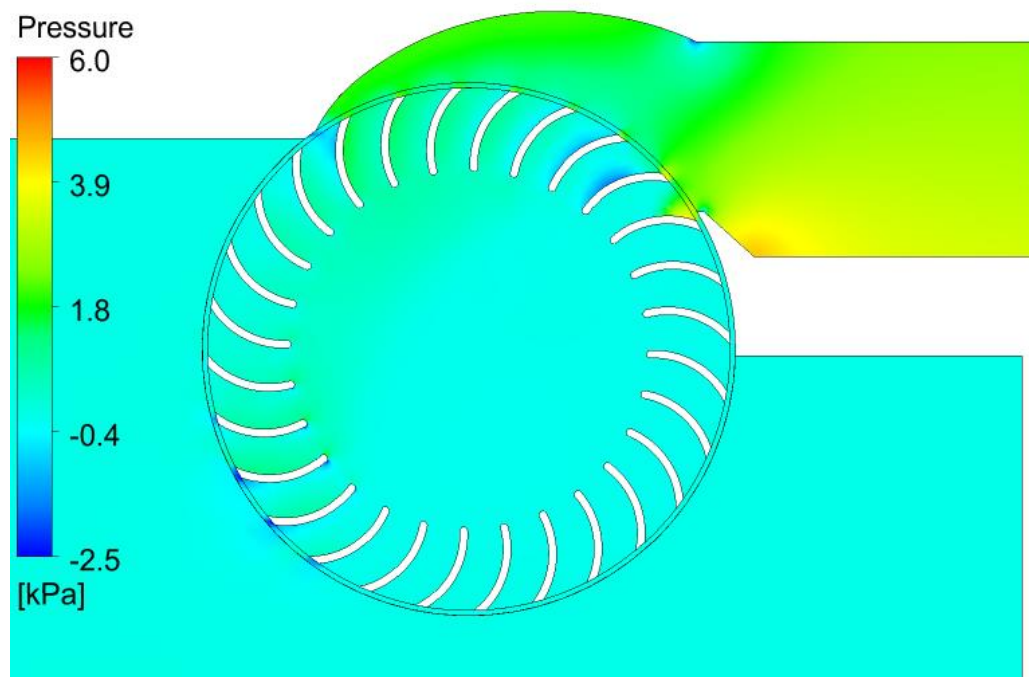


Figure 10. Manometric pressure contour in the MBT.

Conclusions

This paper presents the numerical validation of a new and simple design methodology for the sizing of the MBT, which is commonly used worldwide in small-scale hydroelectric systems. To this effect, an analytic study has been conducted, using different equations for the geometric design of each element of the MBT, especially for the runner and nozzle components, based on numerical and experimental investigations that were used to establish the presented methodology, which was validated using three-dimensional Reynolds-Averaged Navier Stokes (RANS) simulations with the $k - \varepsilon$ turbulence model, a two-phase homogeneous free-surface flow model, and the commercial software ANSYS CFX.

The methodology established in this work agrees to design each of the elements of MBT based on the operating conditions of the installation place (Q and H); achieving 83 % of hydraulic efficiencies and significantly shortening the time required at the design stage. It is verified that the proposed design methodology for the rotor and the nozzle allows the designer to obtain a high-performance MBT, following the site conditions (Q and H). Furthermore, it offers an updated

alternative to the methodology proposed by Olade (1987), for the design of this kind of turbine.

Further works

As for future works, it should be important to establish different equations for the new blade rotor design in terms of the site conditions such as H and Q , integrating new materials and manufacturing techniques that allow fabricating improved geometry blades that can increase the energy transfer at the first and second stage of the rotor. Additionally, modifications at the nozzle rear-wall could improve the velocity profile at the inlet of the runner and the turbine efficiency.

Acknowledgements

The authors would like to thank the Metropolitan Institute of Technology and its research group on Advanced Materials and Energy MATyER, in the field of Advanced Computing and Digital Design, and the AEG Alternative Energy Group of the University of Antioquia for making its resources available to carry out this project.

Nomenclature

D_{ext} = Runner external diameter (mm)

D_{int} = Runner internal diameter (mm)

N_b = Number of blades

W = Runner width (mm)

B = Nozzle width (mm)

h_0 = Nozzle height at runner inlet (mm)

θ_s = Nozzle output arc ($^\circ$)

C_v = Nozzle loss coefficient

Z_a = Number of wet blades

P = Brake power (CV)

U = Runner tangential speed (m/s)

v_t = Fluid tangential velocity (m/s)

g = Gravity (m/s^2)

R_B = Blade radius of curvature (mm)

H = Head (m)

Q = Flow rate (m^3/s)

N_s = Specific number of revolutions

N_q = Specific number of revolutions

v = Fluid velocity (m/s)

T = Torque ($N \cdot m$)

Greek symbols

γ = Specific weight (N/m^3)

ω = Runner speed (RPM)

δ = Blade curvature angle ($^\circ$)

α = Angle of attack ($^\circ$)

β_1 = Input angle of relative velocity ($^\circ$)

β_2 = Output angle of relative velocity ($^\circ$)

β_{1b} = Angle of attack of the blade ($^\circ$)

β_{2b} = Blade output angle ($^\circ$)

References

Adanta, D., Siswantara, A. I., & Prakoso, A. P. (2018). Performance

Comparison of NACA 6509 and 6712 on pico hydro type cross- flow turbine by numerical method. *Journal of Advanced Research in Fluid Mechanics and Thermal Sciences*, 45, 116-127.

Adhikari, R.C., & Wood, D. H. (2018). Computational analysis of part-load flow control for crossflow hydro-turbines. In: *Energy for sustainable development*, vol. 45 (pp. 38-45). Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.esd.2018.04.003>

Adhikari, R. C., & Wood, D. H. (2017). A new nozzle design methodology for high efficiency crossflow hydro turbines. *Energy for Sustainable Development*, vol. 41 (pp. 139-148). Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.esd.2017.09.004>

Arellano-Vilchez, M. A. (2015). *Geometría del álabe del rotor para mejorar el torque en una turbina Michell-Banki* (tesis de maestría no publicada). Universidad Nacional del Centro del Perú.

Ceballos, Y. C., Valencia, M. C., Zuluaga, D. H., Del-Rio, J. S., & García, S. V. (2017). Influence of the number of blades in the power generated by a Michell Banki Turbine. *International Journal of Renewable Energy Research*, 7(4), 1989-1997.

Chichkhede, S., Verma, V., Gaba, V. K., & Bhowmick, S. (2016). A simulation based study of flow velocities across cross flow turbine at different nozzle openings. *Procedia Technology*, 25(Raerest), 974-981. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2016.08.190>

Chiyembekezo, K., Cuthbert, K., & Torbjorn, N. (2014). A numerical investigation of flow profile and performance of a low cost crossflow

turbine. *International Journal of Energy and Environment*, 5(3), 275-296.

Dragomirescu, A. (2016). Numerical investigation of the flow in a modified Bánki turbine with nozzle foreseen with guide vanes. Proceedings of the 2016 International Conference and Exposition on Electrical and Power Engineering, EPE 2016, Epe, 874-879. Recovered from <https://doi.org/10.1109/ICEPE.2016.7781461>

Olade, Organización Latinoamericana de Energía. (1987). *Manual de diseño, estandarización y fabricación de equipos para pequeñas centrales hidroeléctricas*. Quito, Ecuador: Organización Latinoamericana de Energía. Recovered from <http://biblioteca.olade.org/opac-tmpl/Documentos/old0194.pdf>

Organization, UNID, United Nations Industrial Development Organization. (2016). *World Small Hydropower Development Report 2016*. Vienna, Austria: United Nations Industrial Development Organization. Recovered from http://www.smallhydropowerworld.org/fileadmin/user_upload/pdf/2016/W_SHPDR_2016_full_report.pdf

Paish, O. (2002). Small hydro power: Technology and current status. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 6(6), 537-556. Recovered from [https://doi.org/10.1016/S1364-0321\(02\)00006-0](https://doi.org/10.1016/S1364-0321(02)00006-0)

Paredes-Gutiérrez, C. A., Palacio-Higuera, E. A., & Gómez-Gómez, J. I. (2008). La turbina Michell-Banki y su presencia en Colombia. *Avances de Recursos Hidráulicos*, 17, 33-42.

- Paz, E. P., Carrocci, L. R., Filho, P. M., & Luna, C. R. (2007). Metodología de diseño hidráulico y mecánico de una turbina Michell-Banki. *8º Congreso Iberoamericano de Ingeniería Mecánica*, Cusco, Perú.
- Popescu, D. (2017). Flow control in Banki turbines. *Energy Procedia*, 136, 424-429. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.10.272>
- Rantererung, C. L., Tandiseno, T., & Malissa, M. (August, 2019). Application of cross flow turbine with multi nozzle in remote areas. *International Journal of Mechanical Engineering and Technology (IJMET)*, 10(08), 1-12. Recovered from <http://iaeme.com/Home/issue/IJMET?Volume=10&Issue=8>
- Sammartano, V., Morreale, G., Sinagra, M., & Tucciarelli, T. (2016). Numerical and experimental investigation of a cross-flow water turbine. *Journal of Hydraulic Research*, 54, 321-331.
- Sammartano, V., Morreale, G., Sinagra, M., Collura, A., & Tucciarelli, T. (2014). Experimental study of cross-flow micro-turbines for aqueduct energy recovery. *Procedia Engineering*, 89, 540-547. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.11.476>
- Sammartano, V., Aricò, C., Carravetta, A., Fecarotta, O., & Tucciarelli, T. (2013). Banki-Michell optimal design by computational fluid dynamics testing and hydrodynamic analysis. *Energies*, 6(5), 2362-2385. Recovered from <https://doi.org/10.3390/en6052362>
- Shepherd, D. G. (1956). *Principles of turbomachinery*. New York, USA:

Macmillan Company.

- Tesfaye-Woldemariam, E., Lemu, H. G., & Wang, G. G. (2018). CFD-driven valve shape optimization for performance improvement of a micro cross-flow turbine. *Energies*, 11(1), 248. Recovered from <https://doi.org/10.3390/en11010248>
- Warjito, A. I., Siswantara, D., Adanta, A. P., & Prakoso, R. D. (2017). Comparison between airfoil NACA-6712 profiled and ordinary blade in cross-flow turbine by numerical simulation. *15th International Conference on Quality in Research*, Bali, Indonesia.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-05-04

Artículos

Análisis regional de frecuencia de sequías basado en L-momentos para la cuenca del río Bravo, México

Regional drought frequency analysis based on L-moments for the Rio Grande River Basin, Mexico

Jesús Alberto Ceballos-Tavares¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6534-5515>

David Ortega-Gaucin², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5336-7442>

¹Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, jesus.cebалlos@posgrado.imta.edu.mx

²Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, dortega@tlaloc.imta.mx

Autor para correspondencia: David Ortega-Gaucin, dortega@tlaloc.imta.mx

Resumen

Se realizó el análisis regional de frecuencias basado en L-momentos (ARF-LM) para determinar las características de los periodos de sequía meteorológica ocurridos en la cuenca del río Bravo durante el lapso 1984-2013. Para ello, se usaron registros de precipitación mensual de 90 estaciones climatológicas, que fueron sometidos a un proceso de control de calidad y homogeneización de datos. Mediante un proceso iterativo, se identificaron cinco regiones homogéneas (RH) de acuerdo con el criterio de precipitación media anual. Las funciones de distribución de probabilidades que mejor se ajustaron a los registros fueron Gaucho (RH1) y Logística Generalizada (RH2 a RH5). Con base en estas funciones se determinaron los cuantiles (valores de precipitación anual asociados con un determinado valor de probabilidad de ocurrencia), y se generaron mapas de déficit de precipitación con periodos de retorno de 5, 10, 15, 20, 50 y 100 años. Los resultados indican que en la cuenca se presentan eventos de sequía meteorológica con duración promedio entre 1.7 y 2.5 años, y con una recurrencia media de 3.9 a 4.5 años; el periodo de sequía más prolongado ocurrió entre los años 1993 y 2002, y el periodo que presentó el mayor déficit de lluvia fue 2011-2012. Las regiones más afectadas se ubican en los estados de Chihuahua y Coahuila, donde los niveles de disminución de la precipitación pueden superar el 80 % de déficit, lo cual indica que para un periodo de retorno de 100 años, más de la mitad de la cuenca presentaría un grado de sequía extraordinaria, lo cual tendría graves repercusiones en los distintos sectores socioeconómicos.

Palabras clave: sequía meteorológica, precipitación, análisis regional de frecuencias, L-momentos, cuenca del río Bravo.

Abstract

In order to determine the characteristics of meteorological drought periods that occurred in the Rio Grande River Basin in the 1984-2013 period, a regional frequency analysis based on L-moments (RFA-LM) was conducted. The analysis used precipitation records from 90 weather stations, which were subject of a quality control and data homogenization process. Through an iterative process, five homogeneous regions (HR) were identified according to the annual mean precipitation criterion. The probability distribution functions that best fitted the records were Gaucho (HR1) and Generalized Logistic (HR2 to HR5). Based on these functions, quantiles (annual precipitation values associated with a certain occurrence probability value) were determined, as well as precipitation deficit maps with 5, 10, 15, 20, 50 and 100 years return periods. The results indicate that meteorological drought events occur in the river basin with an average duration between 1.7 and 2.5 years, and with an average recurrence of 3.9 to 4.5 years; the longest drought period occurred between 1993-2002, and the period with the highest rainfall deficit was 2011-2012. The most affected regions are located in the states of Chihuahua and Coahuila, where the decrease levels in precipitation can exceed 80 % of deficit, which indicates that for a return period of 100 years, more than half of the basin would show an extraordinary drought degree, which would have serious repercussions for the different socioeconomic sectors.

Keywords: Meteorological drought, precipitation, regional frequency analysis, L-moments, Rio Grande River Basin.

Recibido 12/05/2020

Aceptado 22/09/2020

Introducción

De acuerdo con la Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2006), la sequía se puede definir como un fenómeno climático recurrente que se caracteriza por ser un periodo de condiciones meteorológicas anormalmente secas, suficientemente prolongado como para que la falta de precipitaciones cause un grave desequilibrio hidrológico.

México es un país vulnerable a los efectos de las sequías. Por su ubicación geográfica, se encuentra en parte dentro del cinturón norte de los grandes desiertos del mundo, cuya existencia se debe fundamentalmente a la dinámica de la circulación general de la atmósfera y a particularidades que presenta la geomorfología del globo terrestre, que en conjunto producen los dos grandes cinturones de alta presión

atmosférica localizados en latitudes cercanas a los 30° norte y sur (Ortega-Gaucin & Velasco, 2013; Arreguín, López, Korenfeld, & Ortega-Gaucin, 2016a); debido a esto, gran parte de su territorio es árido o semiárido (52 %, con precipitaciones entre 300 y 600 mm), por lo que percibe poca cantidad de lluvias, sobre todo en el norte del país; en contraste, el sureste es húmedo, con precipitaciones que superan en ocasiones los 2 000 mm por año (Esparza, 2014; Conagua, 2016).

La cuenca del río Bravo es uno de los sistemas hidrológicos más importantes de México, donde el problema de la sequía es una situación recurrente (Linares, 2004; Ortega-Gaucin, 2013; Martínez, 2018). Sus condiciones hidrológicas se caracterizan por presentar un alto grado de variación en la disponibilidad del recurso hídrico debido a que la precipitación dentro de la cuenca es irregular y escasa, características que son influenciadas por la continentalidad, ubicación geográfica, complejidad orográfica y factores globales de circulación atmosférica (Brito-Castillo *et al.*, 2010; Conagua, 2010; Núñez-López *et al.*, 2013). Además, la variabilidad interanual de las precipitaciones en la región está vinculada de forma directa o indirecta con teleconexiones de variaciones de la temperatura superficial del mar en las regiones del Pacífico norte y del Atlántico. Es decir, fenómenos como El Niño Oscilación del Sur (ENSO) y la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) tienen gran influencia en las lluvias estacionales (Rodríguez & Pineda-Martínez, 2017).

La presión sobre los recursos hídricos en esta cuenca se ha incrementado en las últimas décadas debido a la creciente urbanización e industrialización de la zona fronteriza, que ha provocado una competencia por el agua entre los usuarios (en particular agrícolas) tanto en la parte

alta y baja de la cuenca como en ambos lados de la frontera con EUA (Conagua, 2014). Por ser una cuenca binacional, el uso de las aguas del río Bravo y las de la mayoría de sus afluentes está sujeto a las regulaciones establecidas en el “Tratado sobre distribución de aguas internacionales entre los Estados Unidos Mexicanos y los Estados Unidos de América de 1944”. Por ello, debido a la obligación de satisfacer tanto las demandas de la población como de cumplir con el Tratado mencionado, aunado a la creciente información sobre los efectos del cambio climático en los patrones y cantidad de lluvia y escurrimiento en esa región (Arreguín, López, Velázquez, & López, 2013; Martínez, 2018), los diferentes sectores socioeconómicos son altamente vulnerables a los impactos producidos por las sequías y el uso inapropiado del agua.

En la literatura se reconoce que existen diferentes tipos de sequías dependiendo de su origen e impactos que generan. Entonces se considera tratar la sequía desde distintos enfoques como el meteorológico, el agrícola, el hidrológico y el socioeconómico (Wilhite & Glantz, 1985; Valiente, 2001; OMM, 2006). La presente investigación está centrada en el análisis específico de la sequía meteorológica, es decir, el déficit de precipitaciones con respecto a los niveles considerados como normales dentro del área de estudio. Cuando esta anomalía se prolonga en el tiempo y se combina con las presiones antrópicas de demanda de aguas superficiales y subterráneas provoca serios impactos en los distintos sectores socioeconómicos y ambientales.

Debido a los efectos negativos de esta amenaza climática, en los últimos años se ha ido generando un cambio de enfoque en su tratamiento, que va de la atención reactiva de los impactos causados por

la sequía a la adopción de medidas adecuadas para prevenir y mitigar sus efectos. Este nuevo enfoque se ha dado, en especial, en el contexto de las estrategias de gestión y reducción del riesgo de desastres en la planificación del desarrollo (Bass, Ramasamy, Dey-Deprick, & Batista, 2008). En este contexto, el riesgo de un desastre por eventos de sequía ha sido definido como el producto del peligro o amenaza (representada por la probabilidad de ocurrencia de la sequía), y el grado de vulnerabilidad del sistema afectado (Wilhite, 2000; Ortega-Gaucin, De-la-Cruz, & Castellano, 2018).

Independientemente del enfoque utilizado para determinar el riesgo de los sistemas sociales y ambientales a los eventos de sequía, el común denominador en todas las metodologías lo constituye la necesidad de estimar la probabilidad de ocurrencia de un evento de sequía de determinada magnitud (Carrao, Naumann, & Barbosa, 2016). Por lo general, las características más comunes de la sequía como la intensidad, duración y distribución geográfica se obtienen mediante el uso de índices e indicadores de diversa resolución espacial y temporal (OMM-GWP, 2016). Pero la probabilidad de ocurrencia de la sequía puede ser obtenida mediante las herramientas de la hidrología probabilística. No obstante, las características propias de las regiones áridas y semiáridas, con gran variabilidad espacial y temporal de las precipitaciones, influencia de factores externos de variabilidad decadal, como los efectos del ENSO, y la reducida disponibilidad de registros, imponen ciertas restricciones a la elección del método más adecuado para el ajuste probabilístico (Kalma & Franks, 2003).

Así, para resolver los problemas relacionados con la limitada y asimétrica disponibilidad de datos en el espacio y en el tiempo, o la ausencia de registros de una longitud adecuada que permita realizar estimaciones de frecuencia con cierto grado de confiabilidad, surge la necesidad de estudiar, validar y difundir metodologías alternativas, de fácil implementación práctica, que permitan llevar a cabo mejores estimaciones de la frecuencia con la cual se espera que ocurran las sequías, y que generen información más confiable para la toma de decisiones (UNESCO, 2010). En este tenor, el análisis regional de frecuencia de sequías basado en el método de L-momentos ha sido considerado como una de las mejores alternativas para la evaluación, estimación y mapeo de la probabilidad de ocurrencia de eventos de sequía en regiones áridas y semiáridas con limitada disponibilidad de registros de lluvia debido a que compensa la carencia de información en el tiempo, por su abundancia en el espacio (Hosking & Wallis, 1997).

Por tanto, en los últimos años el método basado en L-momentos ha sido utilizado para determinar las características de la sequía meteorológica en distintas partes del mundo (Abolverdi & Khalil, 2010; UNESCO, 2010; Acuña, Felipe, Ordoñez, & Arboleda, 2011; Acuña, Felipe, & Fernández, 2015; Naranjo, 2011; Eslamian, Hassanzadeh, Abedi-Koupai, & Gheysari, 2012; Paredes, La-Cruz, & Guevara, 2014; La-Cruz, 2015); pero en México sólo ha sido aplicado con este propósito en la región noroeste del país (Hallack & Ramírez, 2010; De-la-Cruz & Ortega-Gaucin, 2019). Sin embargo, este método también se aplica a la solución de problemas que requieren la estimación de frecuencia de ocurrencia de una serie de fenómenos, como: precipitaciones máximas diarias y

horarias, caudales máximos y mínimos, velocidad del viento, radiación solar, etcétera. En el ámbito internacional este método ha sido empleado para analizar los eventos de crecidas y precipitaciones máximas (Schaefer, Barker, Taylor, & Wallis, 2007; Norbiato, Borga, Sangati, & Zanon, 2007; Báez, Prieto, & Aroche, 2016), al igual que para temperaturas máximas (Núñez-Galeano & Giraldo-Osorio, 2016), y caudales de ríos (Vich, Norte, & Lauro, 2014; Campos-Aranda, 2014; Castillo & Ortiz, 2015).

En tal contexto, la presente investigación tiene como objetivo presentar los fundamentos y la aplicación del método basado en L-momentos para analizar el comportamiento de las sequías meteorológicas, así como determinar las características de los periodos secos y crear mapas de déficit de precipitación con diferentes periodos de retorno, para lo cual se utiliza como caso de estudio la cuenca del río Bravo, México. Con ello se pretende contribuir a la comprensión del fenómeno de la sequía en esta región estratégica para el desarrollo del país, y dar respuesta a algunas interrogantes como las siguientes: ¿Cada cuántos años se puede esperar que un evento de sequía severa afecte el territorio de la cuenca?, ¿existen zonas más propensas que otras al acontecimiento de una sequía extrema o excepcional?, ¿cuál ha sido el periodo más seco de las últimas décadas?, y ¿cuál es la probabilidad de que un año cualquiera pueda ocurrir un déficit de más del 80 % de la precipitación anual en diferentes zonas de la cuenca?

Lo cierto es que aunque en la práctica puede ser sumamente difícil predecir la ocurrencia de un periodo de sequía, el conocimiento de la frecuencia, duración e intensidad de las sequías históricas registradas, así

como su probabilidad de ocurrencia, pueden ayudar a los planeadores y operadores de los sistemas hidráulicos e hidrológicos a anticiparse a los efectos de la sequía (Wilhite, 2000), y servir de base para la adecuada planeación y toma de decisiones sobre el manejo de los recursos hídricos en la cuenca.

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio

La cuenca del río Bravo tiene la característica de ser binacional, ya que está ubicada en la frontera entre México y EUA (Figura 1). Pertenecce a la Región Hidrológica No. 24 Bravo-Conchos, y tiene una extensión territorial de 226 275 km², lo que corresponde a un 11 % del total del territorio nacional. Geográficamente se ubica entre los 31° 50' y 24° 55' de latitud norte y los 107° 45' y 97° 15' de longitud oeste, abarcando parte del estado de Chihuahua, una porción de los estados de Durango y Tamaulipas, y gran parte de los estados de Coahuila y Nuevo León (Semarnat, 2011).



Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Bravo, sección mexicana.

Esta cuenca se divide en cuatro subregiones hidrológicas: seis tributarios, alto, medio y bajo Bravo; y se integra a su vez por 37 subcuencas (Semarnat, 2011); registra una precipitación media anual (PMA) de 371.7 mm, lo que corresponde al 50 % de la PMA del país (739.8 mm), de acuerdo con el periodo 1981-2010 (Conagua, 2018). Sin embargo, ese valor de precipitación es muy variable tanto temporal como geográficamente. En específico se ha documentado que los periodos fríos (cálidos) de ENSO producen un déficit (aumento) invernal de la lluvia en la mayor parte de México y el suroeste de EUA (Seager *et al.*, 2009); y la

disminución de la precipitación se asocia con un debilitamiento de los flujos de humedad durante el verano en fases negativas de PDO, aunque mayormente en invierno (Magaña, Vázquez, Pérez, & Pérez, 2003). Las lluvias que producen escurrimientos importantes en esta cuenca son producto de la influencia de ciclones tropicales, provenientes sobre todo del Golfo de México (Brito-Castillo *et al.*, 2010; Núñez-López *et al.*, 2013). Por ello, con una disponibilidad limitada de agua, el desarrollo de la región, una de las más dinámicas del país, ha propiciado la sobreexplotación de los acuíferos y la presencia de conflictos entre usuarios por este recurso natural.

Selección de estaciones climatológicas

Para la obtención de los registros mensuales históricos de precipitación se seleccionaron estaciones de la base de datos climatológica nacional (sistema CLICOM), perteneciente al Servicio Meteorológico Nacional (SMN). El criterio de selección utilizado fue el recomendado por la OMM, de elegir estaciones que cuenten con 80 % o más de datos disponibles dentro del periodo de análisis (1984-2013). Así, de las 147 estaciones climatológicas funcionales al momento del estudio, se eligieron 90 que cumplieron el criterio mencionado (ver Anexo 1). En la Figura 2 se muestra su distribución espacial, donde se puede observar que aunque se

encuentran en cierto grado distribuidas dentro de la cuenca hay una ausencia significativa de ellas en la parte central y en los extremos de la misma. No obstante, mediante los procedimientos de análisis que se describen en los apartados siguientes, es posible subsanar esta carencia de información.

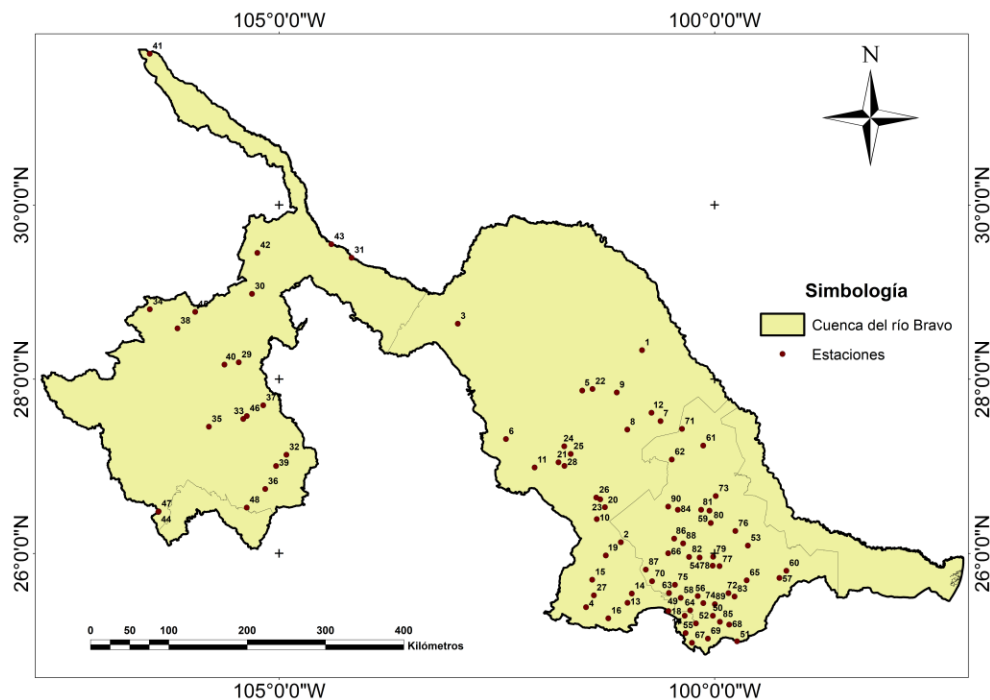


Figura 2. Ubicación de las estaciones climatológicas seleccionadas.

Fundamentos del análisis regional de frecuencias basado en L-momentos (ARF-LM)

Los L-momentos (λ_i) son combinaciones lineales de los momentos de probabilidad ponderada (β_i), desarrollados por Greenwood, Landwehr, Matalas y Wallis (1979), y éstos son parámetros estadísticos asociados con los datos ordenados. El empleo de los L-momentos supone el uso de un sistema alternativo a los métodos tradicionales al momento de describir las formas de las funciones de distribución. Surgen por combinaciones lineales de momentos ponderados probabilísticamente. Las ecuaciones para su cálculo son (Stedinger, Vogel, & Foufoula-Georgiou, 1993; Hosking & Wallis, 1997):

$$\lambda_1 = \beta_0 \quad (1)$$

$$\lambda_2 = 2\beta_1 - \beta_0 \quad (2)$$

$$\lambda_3 = 6\beta_2 - 6\beta_1 + \beta_0 \quad (3)$$

$$\lambda_4 = 20\beta_3 - 30\beta_2 + 12\beta_1 - \beta_0 \quad (4)$$

El momento lineal de primer orden (λ_1) es la media de la variable; el segundo momento (λ_2) se refiere a la escala de distribución en el que se indica el grado de dispersión de los datos; el momento lineal de tercer

orden (λ_3) representa la asimetría; por último, el cuarto momento lineal (λ_4) se refiere al apuntamiento (también llamado curtosis) que mide cuán escarpada o achatada está la distribución de los datos.

La comparación de los registros de precipitación de las estaciones climatológicas se realiza por contraste de los L-momentos de manera adimensional, calculando los L-ratios (τ). Estos se obtienen dividiendo aquellos momentos lineales de mayor escala, λ_3 y λ_4 , por la escala de distribución λ_2 . De esta manera se logra obtener una forma de la distribución independiente a su escala de medida, lo que permite evaluar de modo equitativo estaciones con diferentes registros de series. Los valores más importantes son los siguientes:

$$L - CV: \tau_2 = \lambda_2 / \lambda_1 \quad (5)$$

$$L - Asimetría: \tau_3 = \lambda_3 / \lambda_2 \quad (6)$$

$$L - Custosis: \tau_4 = \lambda_4 / \lambda_2 \quad (7)$$

El ARF-LM asume que un conjunto de estaciones pluviométricas dentro de un área determinada forman una región homogénea si y sólo si sus distribuciones de frecuencias son idénticas, variando únicamente por un factor de escala específico en cada estación, lo que permite agregar todas las estaciones que forman parte de una región homogénea, con el objeto de mejorar la precisión en las estimaciones de la función de

probabilidad cuantílica en dichas estaciones (Hosking & Wallis, 1997; Wallis, Schaefer, Barker, & Taylor, 2007).

El ARF-LM utiliza modelos de distribución de tres o más parámetros, por lo tanto, es más robusto que los modelos de distribución empleados en la hidrología probabilística clásica, los cuales suelen ser de uno o dos parámetros.

La metodología ARF-LM —adaptada de la UNESCO (2010) para realizar esta investigación— considera la aplicación de cinco etapas (Figura 3): 1) revisión y control de calidad de los datos; 2) identificación de regiones homogéneas; 3) selección de la distribución de frecuencias; 4) estimación de cuantiles, y 5) mapeo. La primera etapa se realizó con ayuda de la paquetería *Climatol*, ejecutada en el lenguaje de programación *R*; para las etapas 2 a 4 se utilizó el programa *L-RAP* (*L-Moment Regional Analysis Program*); y en la etapa 5 se usó el software *ArcGis*®, tal como se describe en los incisos subsecuentes.

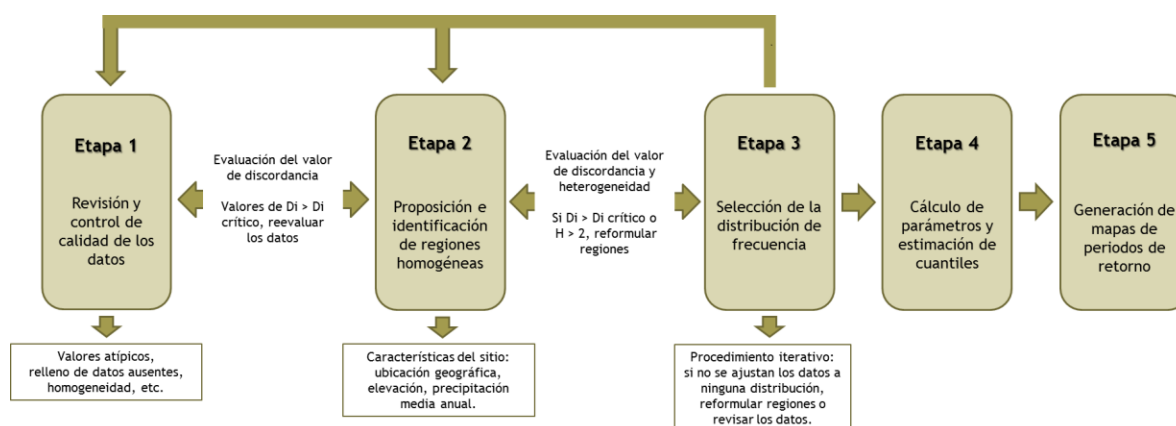


Figura 3. Diagrama de flujo de las etapas del ARF-LM. Adaptada de la UNESCO (2010).

1. *Revisión y control de calidad de los datos:* el objetivo de esta etapa es eliminar los registros dudosos asociados con errores de registro y/o transcripción, así como rellenar datos faltantes. En este caso, el proceso de control de calidad, homogeneización y relleno de datos ausentes de las series de precipitación se realizó mediante el *software Climatol* en su versión 3.1.1 (Guijarro, 2018), ejecutado en lenguaje *R*. Esta herramienta permite rellenar huecos de las series climáticas mediante el método de Paulhus y Kohler (1952), por medio de una serie de procesos iterativos que normalizan los datos mediante la división por sus valores medios ($x = X/\mu_x$), además de restar las medias ($x = X - \mu_x$), o mediante una estandarización completa [$x = (X - \mu_x) / \sigma_x$], denominando μ_x y σ_x a la media y desviación típica de una serie X , respectivamente. Asimismo, permite detectar valores anómalos, que puedan deberse a errores de captura de la información a través de la prueba de homogeneidad denominada *Standard Normal Homogeneity Test* (Alexandersson, 1986). Para aplicar los procesos mencionados en la cuenca bajo estudio, ésta se dividió en dos grandes zonas (Figura 4) con la finalidad de lograr un mejor ajuste de las series a través de dos procesos independientes, siguiendo las recomendaciones de Guijarro (2018) acerca de la cercanía o contigüidad de las estaciones. En la zona A (color rojo) se ubican 20 estaciones climatológicas y en la zona B (color azul) se localizan 70 estaciones. Estos procesos dieron como resultado

nuevas series reconstruidas que después se analizaron y aceptaron para su uso en el ARF-LM por medio del software *L-RAP*.

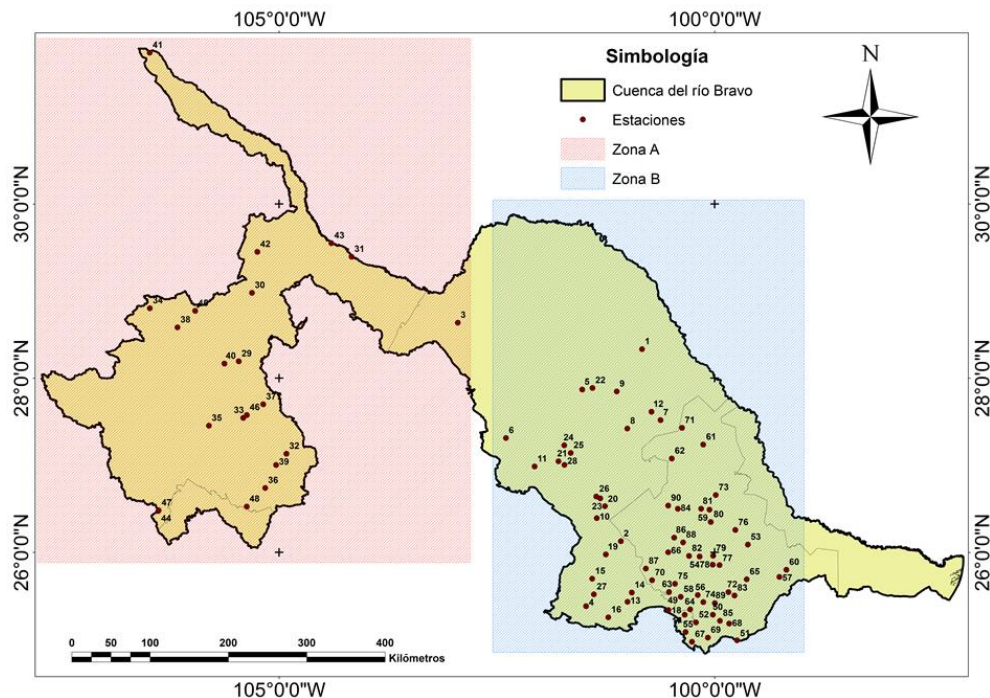


Figura 4. División de la cuenca para la revisión y el control de calidad de los datos de precipitación mediante *Climatol*.

2. Identificación de regiones homogéneas (RH): el objetivo de esta etapa es formar regiones que satisfagan la condición de homogeneidad. Se definiría a esta región como aquella conformada por un conjunto de estaciones climatológicas donde se puede asumir que la función de distribución de probabilidades que rige la precipitación es la misma para

cada una de ellas. La regionalización es un proceso iterativo que consiste de dos pasos:

a) El primer paso es determinar regiones *a priori*, identificando estaciones en un espacio geográfico con características climatológicas y topográficas similares, y utilizando la magnitud de la PMA como criterio de agrupamiento de las estaciones. Este criterio ha sido recomendado como el más adecuado para agrupar estaciones con miras a un análisis regional de frecuencia de precipitaciones en el contexto de la caracterización probabilística de eventos de sequía (UNESCO, 2010). Así, dado un conjunto de estaciones en una región, es necesario verificar que las estaciones que la integran no presenten propiedades que las hagan discordantes con el resto. Para ello, Hosking y Wallis (1997) presentan una medida de discordancia, la cual permite evaluar el grado en que los L-momentos de una estación se adaptan de forma significativa al patrón medio de los L-momentos regionales:

$$D_i = \frac{1}{3} N (u_i - \bar{u})^T A^{-1} (u_i - \bar{u}) \quad (8)$$

donde D_i define la media de las discordancias de cada estación i . Suponiéndose que la región presenta N estaciones, donde $u_i = [t^{(i)} t_3^{(i)} t_4^{(i)}]^T$ son N vectores columna, que contiene los valores de t , t_3 y t_4 de los L-momentos de cada estación i , donde el superíndice T indica la transposición del vector. Siendo $\bar{u}$ el vector promedio de la región

homogénea analizada y A la matriz de sumas de cuadrados y productos cuadrados de las estaciones $[(u_i - \bar{u})(u_i - \bar{u})^T]$ de la misma RH.

Para evaluar si una estación es discordante o no en función de un determinado número de estaciones, se establecen los valores de referencia de D_i que se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores críticos de discordancia según Hosking y Wallis (1997).

Núm. de estaciones por región	Valor crítico	Núm. de estaciones por región	Valor crítico
5	1.333	11	2.632
6	1.648	12	2.757
7	1.917	13	2.869
8	2.140	14	2.917
9	2.329	> 15	3.000
10	2.491		

b) El segundo paso es realizar las pruebas de heterogeneidad, en donde se detecta si las estaciones dentro de la región formada en el paso anterior pueden ser caracterizadas como homogéneas. La medida de heterogeneidad para la aceptación o rechazo de las regiones homogéneas propuestas es el estadístico H (Hosking & Wallis, 1997), que mide la

variabilidad relativa del coeficiente de L-Variación (L-CV, en inglés), observado a partir de la muestra, el cual se determina mediante:

$$H = \frac{(V - \mu_v)}{\sigma_v} \quad (9)$$

donde V es la desviación estándar de los $L-CV$ locales, μ_v representa la media de V , y σ_v es la desviación estándar de V .

De acuerdo con Wallis *et al.* (2007), una región puede ser considerada como homogénea, si los valores estadísticos de la prueba son menores a 2.0 (Tabla 2).

Tabla 2. Valores críticos de heterogeneidad según Wallis *et al.* (2007).

Heterogeneidad (H)	Valores de H
Homogénea	$H < 2$
Posiblemente heterogénea	$2 < H < 3$
Heterogénea	$H > 3$

En caso de que la prueba de heterogeneidad falle, se revisan las medidas de discordancia para cada estación y se formula una nueva región reagrupando las estaciones discordantes. El proceso iterativo culmina cuando la región puede ser clasificada como homogénea.

3. *Selección de la distribución de frecuencias:* una vez que una región ha aprobado la condición de homogeneidad es posible determinar la distribución de probabilidad de mejor ajuste con base tanto en el uso del diagrama de los L-momentos-ratios regionales como en la prueba de bondad de ajuste Z^{DIST} (Ecuación (10)), así como estimar los parámetros de ubicación, escala y forma de esta distribución.

$$Z^{DIST} = \frac{(t_4^{DIST} - t_4^R - B_4)}{\sigma_4} \quad (10)$$

donde t_4^R representa el valor medio regional de L-Curtosis; B_4 es el sesgo de t_4^R ; σ_4 es la desviación estándar de t_4^R ; y t_4^{DIST} es el coeficiente de L-Curtosis de la distribución ajustada, en el que $DIST$ hace referencia a las funciones de distribución de probabilidades (FDP) sugeridas por Hosking y Wallis (1997) que son: Logística Generalizada (GL), General de Valores Extremos (GEV), Generalizada Normal (GN), Kappa de cuatro parámetros (Gaucho), LogPearson Tipo III (LP3) y Generalizada de Pareto (GP).

El criterio para declarar una distribución como satisfactoria es si el valor absoluto de Z^{DIST} es menor o igual que 1.64, es decir, $Z^{DIST} \leq |1.64|$ (Hosking & Wallis, 1997).

4. *Estimación de cuantiles:* el objetivo de esta etapa es determinar los cuantiles, es decir, los valores de la precipitación anual asociados con un determinado valor de probabilidad de ocurrencia. Seleccionadas las regiones y las distribuciones de frecuencia más apropiadas para cada caso, se procede a determinar los parámetros necesarios para el cálculo

de los cuantiles o la función de cuantiles completa para un sitio específico. Esto es:

$$Q_i(F) = \mu_i q(F) \quad i = 1, 2 \dots n \quad (11)$$

Es decir, la función de cuantiles del sitio de interés $Q_i(F)$ se determina a partir de $q(F)$, que es la función de cuantiles regional adimensional (curva de crecimiento regional) estimada mediante el análisis regional de frecuencias y multiplicada por un factor de escala (μ_i), que puede ser el promedio de la variable analizada para el sitio de interés (UNESCO, 2010), siendo i cada una de las estaciones y n el número total de estaciones de la región. Mediante esta curva de crecimiento regional se muestra la relación entre la precipitación media local/precipitación media regional y la probabilidad de no excedencia anual, a partir de la cual se puede estimar la probabilidad de no excedencia o el periodo de retorno (Tr) de cualquier evento de interés a escala anual (La-Cruz, 2015).

5. *Mapeo*: una de las ventajas que presenta el método de ARF-LM es la facilidad de implementar el mapeo espacial de los cuantiles, probabilidades o periodos de retorno, considerando aquellos sitios medidos y no medidos. Los mapas obtenidos son de gran valor para la toma de decisiones (Wallis *et al.*, 2007; Schaefer *et al.*, 2007). En este caso, se generaron mapas de sequía meteorológica asociados con diferentes periodos de retorno (5, 10, 15, 20, 50 y 100 años) mediante el uso del sistema de información geográfica *ArcGIS®*. El método de

interpolación utilizado en todos los mapas fue el de “kriging”, el cual se basa en los fundamentos de la teoría geoestadística o de variables georreferenciadas, y no parte del supuesto de normalidad de la variable analizada (Oliver & Webster, 1990). Esto representa una ventaja en el manejo de todo tipo de variables que no se distribuyen de manera normal, ni en el espacio, ni en el tiempo, como es el caso de la precipitación pluvial.

Resultados y discusión

Revisión y control de calidad de los datos

De acuerdo con el análisis realizado de los datos mensuales de precipitación mediante la paquetería *Climatol*, la disponibilidad de datos en el periodo 1984-2013 fue de 92 % en promedio para las estaciones de la zona A, y de 88 % en promedio para las de la zona B, tal como se muestra en la Figura 5, donde se observa que las estaciones de la zona B presentan mayor cantidad de huecos (espacios blancos) dentro del periodo de registro.

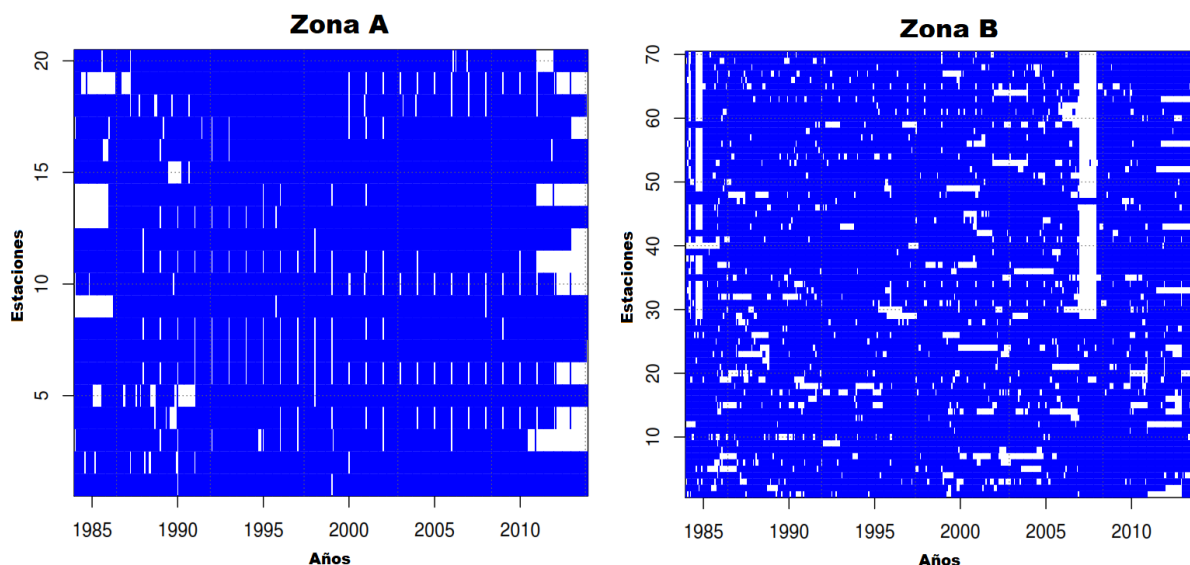


Figura 5. Disponibilidad de datos mensuales de precipitación por estaciones climatológicas (1984-2013).

Después de llevar a cabo el proceso de homogeneización y relleno de datos faltantes mediante la herramienta mencionada, se obtuvieron las series reconstruidas para cada estación, generadas a partir de los datos originales. A manera de ejemplo, en la Figura 6 se muestra la gráfica correspondiente a la estación climatológica “La Rosa”, en la que se aprecian las medias anuales móviles de las series reconstruidas (parte superior), con los datos originales en color negro y los rellenados en diferentes colores (rojo, verde, azul cielo y azul marino) para cada serie resultante del proceso iterativo. La parte inferior muestra las correcciones aplicadas a las series trazadas en los mismos colores. De esta manera,

en todos los casos se seleccionaron y utilizaron aquellas series que representan de mejor manera los valores originales que fueron ingresados a la paquetería *Climatol* que, para el caso del ejemplo en cuestión, corresponden a la serie en color rojo, cuyo factor de corrección es el más bajo.

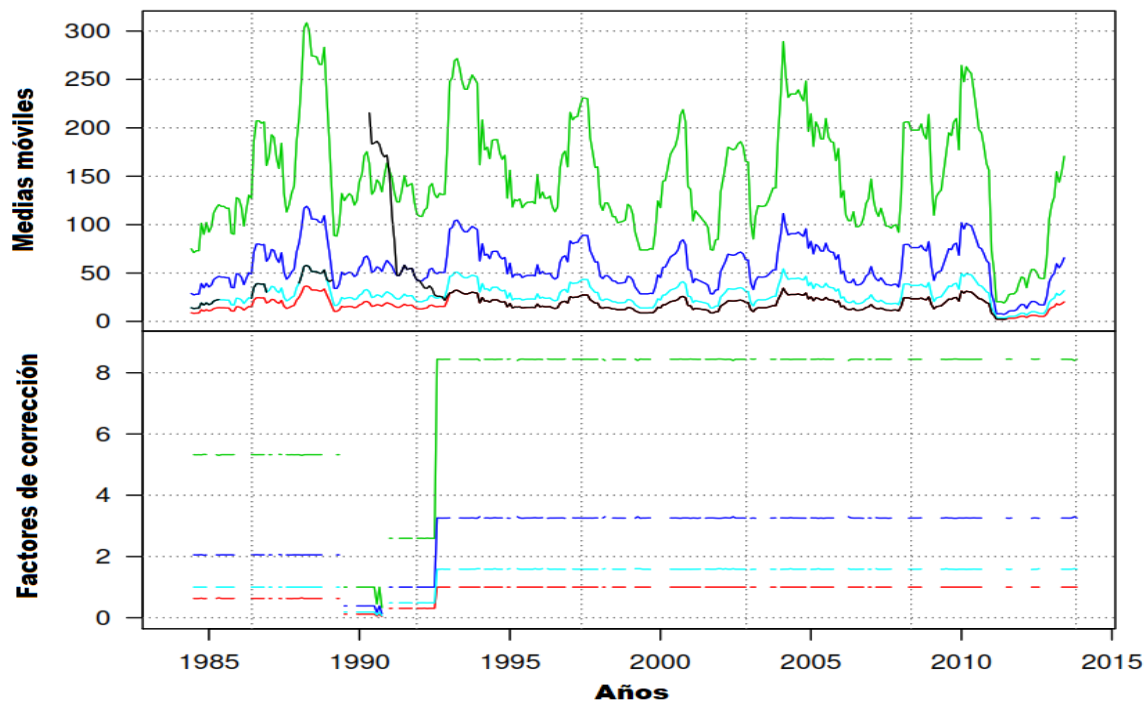


Figura 6. Reconstrucción de series completas de datos de precipitación para una estación climatológica mediante *Climatol*.

Distribución espacio-temporal de la precipitación

Como resultado del procesamiento de la información obtenida en la etapa anterior, en la Figura 7 se presentan los mapas que ilustran la distribución de la PMA dentro de la cuenca del río Bravo para el periodo de estudio, generados a partir de las series de precipitación originales y reconstruidas, donde se observa que las isoyetas tienen ciertos cambios (aunque menores) de un mapa a otro. En ambos se aprecia cómo varía la lluvia en las distintas regiones de la cuenca, presentando los valores más bajos hacia el noroeste (150-250 mm), en las colindancias de Chihuahua con EUA, y en la porción central (251-450 mm), abarcando la mayor parte del estado de Coahuila. Y los más altos en el sur y sureste, en la parte alta de la subcuenca del río Conchos (451-650 mm) y hacia los estados de Nuevo León y Tamaulipas (651-1 050 mm). Este patrón de distribución espacial de la precipitación concuerda con lo señalado por Brito-Castillo *et al.* (2010), quienes afirman que en esa región del monzón en particular existe un patrón de distribución de la lluvia de sur a norte y de este a oeste. Además, de acuerdo con Núñez-López *et al.* (2013), esta distribución pone en evidencia la relación que guardan los rasgos geográficos, la distancia continental a las zonas marítimas y la complejidad del relieve con la precipitación que ocurre sobre la cuenca del río Bravo.

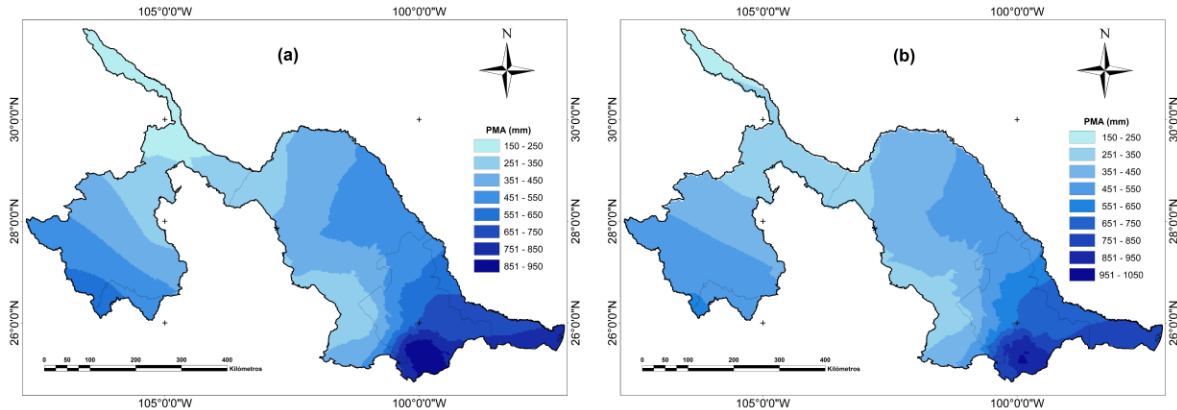


Figura 7. Mapas de precipitación media anual en la cuenca del río Bravo generados a partir de las series originales (a) y reconstruidas (b).

De igual forma, en la Figura 8 se presenta la distribución temporal de la lluvia a lo largo del año, donde se aprecia que el régimen de precipitación se caracteriza por la presencia de un periodo de lluvias abundantes claramente definido en el verano, entre los meses de junio a septiembre, siendo septiembre el mes más húmedo con 97.4 mm en promedio. La precipitación media acumulada durante los cuatro meses lluviosos representa aproximadamente el 62 % de la precipitación total anual captada en la cuenca. Estos datos son similares a los reportados por Conagua (2018), la cual indica que el 61.4 % de la lluvia ocurre en esos meses del año, y septiembre es el más lluvioso de todos.

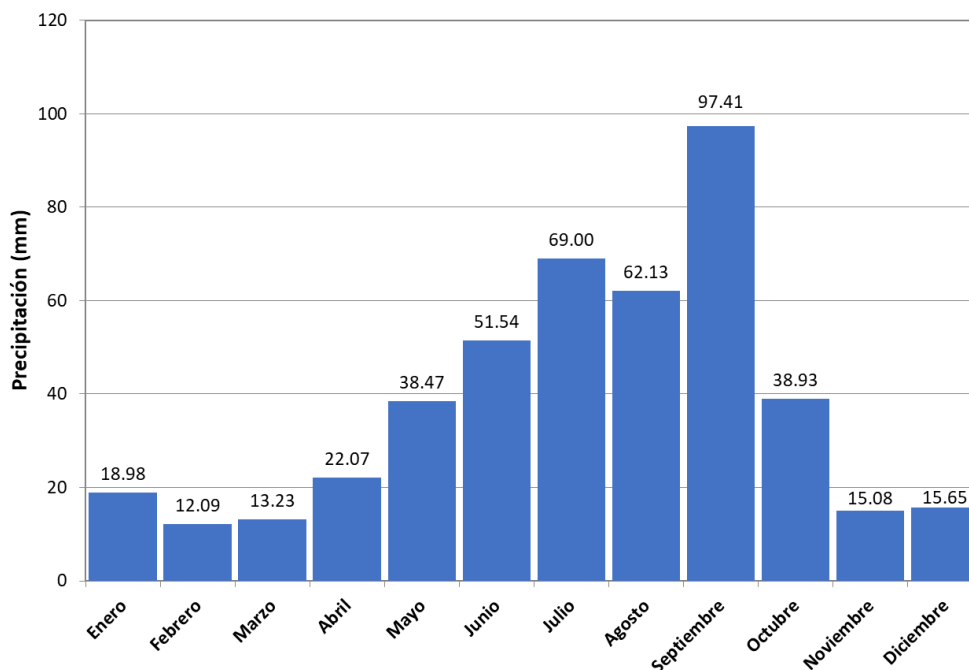


Figura 8. Distribución de la precipitación media mensual en la cuenca del río Bravo.

Identificación de regiones homogéneas (RH)

Al inicio del proceso iterativo para la regionalización de la cuenca se partió de la hipótesis de considerar que las 90 estaciones climatológicas seleccionadas pertenecían a una misma y única región homogénea. Sin embargo, esta región originalmente propuesta no superó el criterio de

homogeneidad de Wallis *et al.* (2007), pues el valor resultante de H fue de 27.9, es decir, muy superior al valor crítico de referencia que es de 2.0. Entonces, se descartó la idea de considerar a todas las estaciones dentro de una sola región homogénea y se decidió agrupar las estaciones en cinco regiones con base en su PMA; pero al hacer el análisis correspondiente dentro de cada región propuesta se encontraron varias estaciones discordantes del resto. Dichas estaciones se identificaron en cada región mediante una exploración visual a través de los diagramas de ratios de L-CV vs L-asimetría como el que se presenta en la Figura 9. En esta gráfica se aprecia una nube de puntos azules relativamente uniforme respecto a un valor central (cuadro rojo), y en ella es posible identificar aquellas estaciones cuyos L-momentos se apartan más del patrón del resto de las estaciones. Sin embargo, la apreciación gráfica es un método subjetivo, por lo que fue imprescindible calcular los valores D_i para cada estación y el estadístico H para cada región.

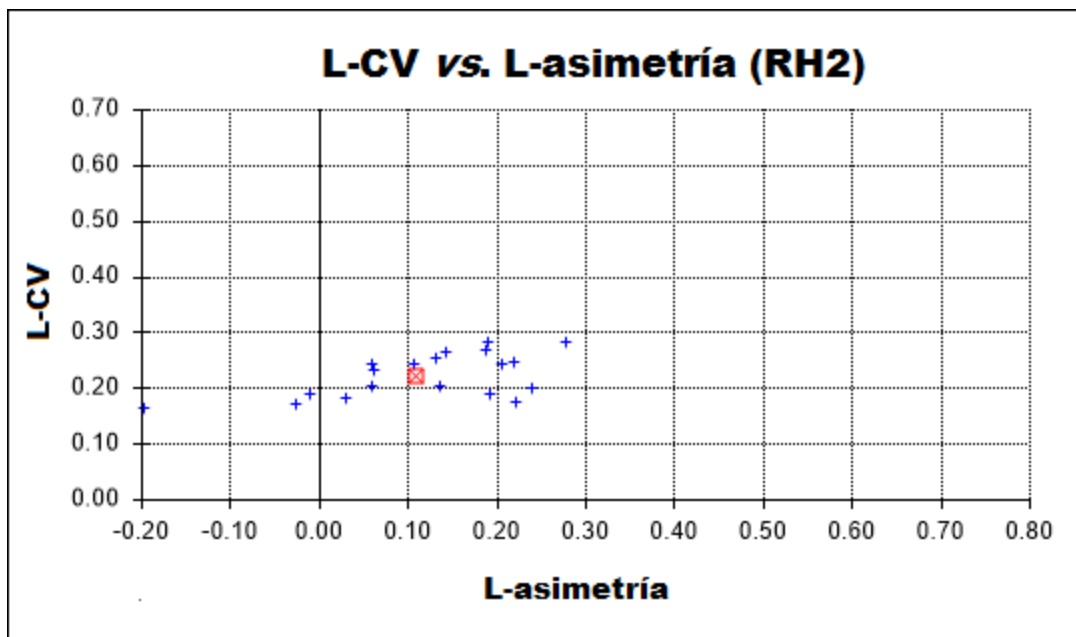


Figura 9. Ejemplo de diagrama de ratios de L-CV vs. L-asimetría para una región determinada.

Así, durante el proceso iterativo, algunas estaciones discordantes se reubicaron en una nueva región, pues presentaban valores de discordancia muy superiores a los valores críticos de referencia. De esta manera, después de varias pruebas para diferente regionalización, quedaron conformadas las cinco regiones siguientes: RH1 con 24 estaciones y PMA de 256.9 mm; RH2 con 23 estaciones y PMA de 368.8 mm; RH3 con 26 estaciones y PMA de 526.3 mm; RH4 con nueve estaciones y PMA de 675.8 mm; y RH5 con ocho estaciones y PMA de 910.6 mm (Figura 10).

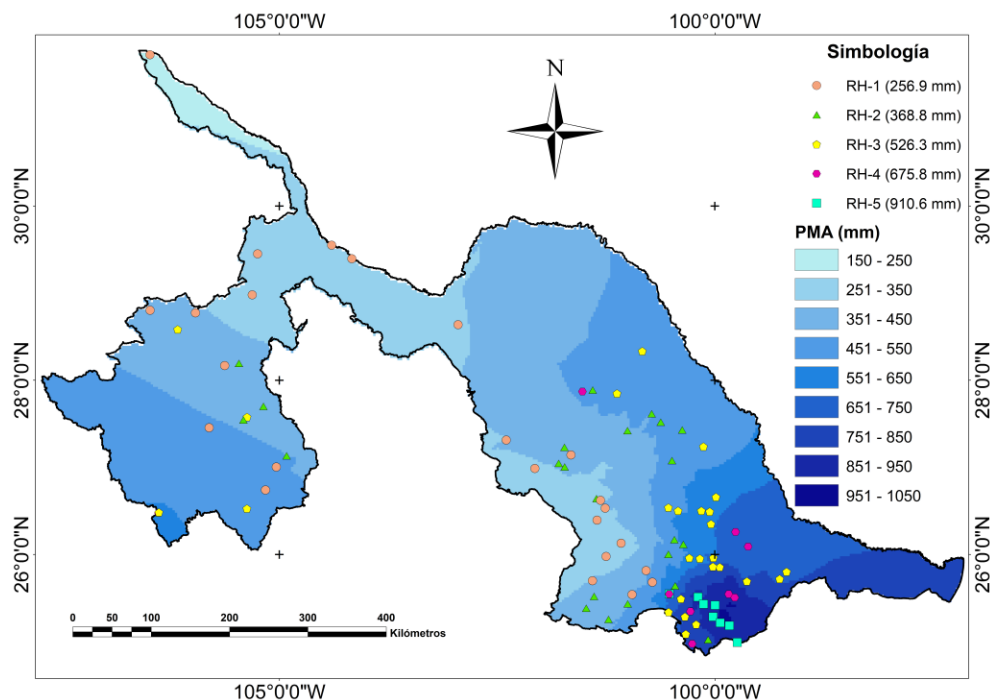


Figura 10. Distribución espacial de las regiones homogéneas con base en el criterio de PMA.

De acuerdo con Hosking y Wallis (1997), las regiones homogéneas no requieren ser geográficamente continuas (tal como se puede observar en la Figura 10), de modo que no se forzó a las estaciones a pertenecer a una determinada región en función de su ubicación geográfica. Así, aunque las estaciones homogéneas tienden a agruparse espacialmente, también sucede que esta condición no se cumple para todas, por lo que además de llamarse “regiones homogéneas”, también podrían denominarse “grupos homogéneos” de estaciones, ya que algunas de ellas se ubican lejos de las demás que cumplen con los criterios de

homogeneidad. En ello son determinantes las condiciones naturales de la cuenca.

Estas regiones cumplieron los criterios de homogeneidad de Hosking y Wallis (1997), y de Wallis *et al.* (2007), tal como se puede verificar en la Tabla 3 y Tabla 4, donde se presentan los valores de D_i obtenidos para cada estación y los valores del estadístico H en cada región, respectivamente, los cuales, en todos los casos, son inferiores a los valores críticos de referencia. Por lo anterior, se aceptaron estas regiones homogéneas propuestas y se procedió a determinar la distribución de frecuencias de mejor ajuste para cada una de ellas.

Tabla 3. Valores de discordancia (D_i) para cada una de las estaciones por región homogénea.

RH1		RH2		RH3		RH4		RH5	
Núm. est. = 24 D_i crítico = 3.000		Núm. est. = 23 D_i crítico = 3.000		Núm. est. = 26 D_i crítico = 3.000		Núm. est. = 9 D_i crítico = 2.329		Núm. est. = 8 D_i crítico = 2.140	
Estación	D_i	Estación	D_i	Estación	D_i	Estación	D_i	Estación	D_i
5151	0.67	8044	0.67	5002	0.57	19002	0.64	19003	1.63
5152	0.91	5163	0.37	19024	0.09	19010	1.68	19007	0.85
19165	0.25	19170	0.70	10141	1.96	8267	2.24	19146	0.24
8247	1.61	5167	1.92	19009	0.89	19104	0.04	19015	0.60
5044	0.62	5016	2.66	19012	2.32	19033	1.04	19069	1.15
5011	1.38	8081	1.33	5149	2.63	19047	1.34	19031	1.55
5013	0.50	19096	0.96	19013	1.36	5020	1.31	19048	0.46

5158	0.45	5170	0.13	19105	1.12	19056	0.41	19173	1.51
8270	0.49	5155	1.36	19117	0.77	19140	0.29		
8049	0.77	19028	0.51	19016	1.08				
5022	0.66	19045	0.99	19018	0.14				
8254	0.64	5156	0.72	19021	0.43				
8202	2.02	5030	0.32	19022	1.02				
5140	2.06	5031	0.24	19124	0.49				
19054	0.39	19158	0.69	19042	1.06				
5164	0.59	19053	1.84	5148	0.38				
5038	2.99	5171	2.19	8185	1.59				
5142	0.87	19055	1.25	19131	1.40				
8052	0.77	5048	0.61	5033	0.12				
8099	2.26	5145	0.52	19133	0.18				
8153	1.22	5045	2.14	19134	0.74				
8156	0.89	8085	2.60	19178	0.92				
8194	1.18	8162	1.75	19063	2.39				
8213	1.48			19141	0.34				
				8322	2.74				
				8311	2.72				

Tabla 4. Valores de PMA y H por región homogénea.

Regiones Homogéneas	PMA	<i>H</i>	Clasificación (Wallis <i>et al.</i> , 2007)
RH1	256.9	1.23	Homogénea
RH2	368.8	1.39	Homogénea
RH3	526.3	0.94	Homogénea
RH4	675.8	1.92	Homogénea
RH5	910.6	-0.63	Homogénea

Selección de la función de distribución de probabilidades (FDP) de mejor ajuste

Una vez que las RH propuestas han satisfecho la condición de homogeneidad, es factible determinar la distribución de probabilidad regional y sus parámetros, con base tanto en el uso de los diagramas de los L-momentos-ratios regionales como en el uso de la prueba de bondad de ajuste Z^{DIST} . Para ello, se calcularon los L-momentos regionales, los cuales se muestran en la Tabla 5 para cada una de las RH aceptadas.

Tabla 5. L-momentos regionales para las RH.

Regiones homogéneas	Momentos regionales		
	L-CV	L-asimetría	L-curtosis
RH1	0.237	0.053	0.097
RH2	0.221	0.102	0.156
RH3	0.197	0.108	0.169
RH4	0.205	0.077	0.148
RH5	0.165	0.113	0.165

Igualmente, se obtuvieron los diagramas de los L-momentos-ratios para cada región (Figura 11), donde se relacionan los coeficientes de L-asimetría vs. L-curtosis. En estos diagramas se puede apreciar la ubicación del valor de los L-momentos regionales (cuadro rojo) con respecto a las distintas FDP (líneas de colores): GL (azul); LP3 (verde olivo); GEV (verde oscuro); Gaucho (gris oscuro), y GP (rojo), donde se infieren las posibles distribuciones que podrían ajustarse a los datos observados de las estaciones que conforman cada región.

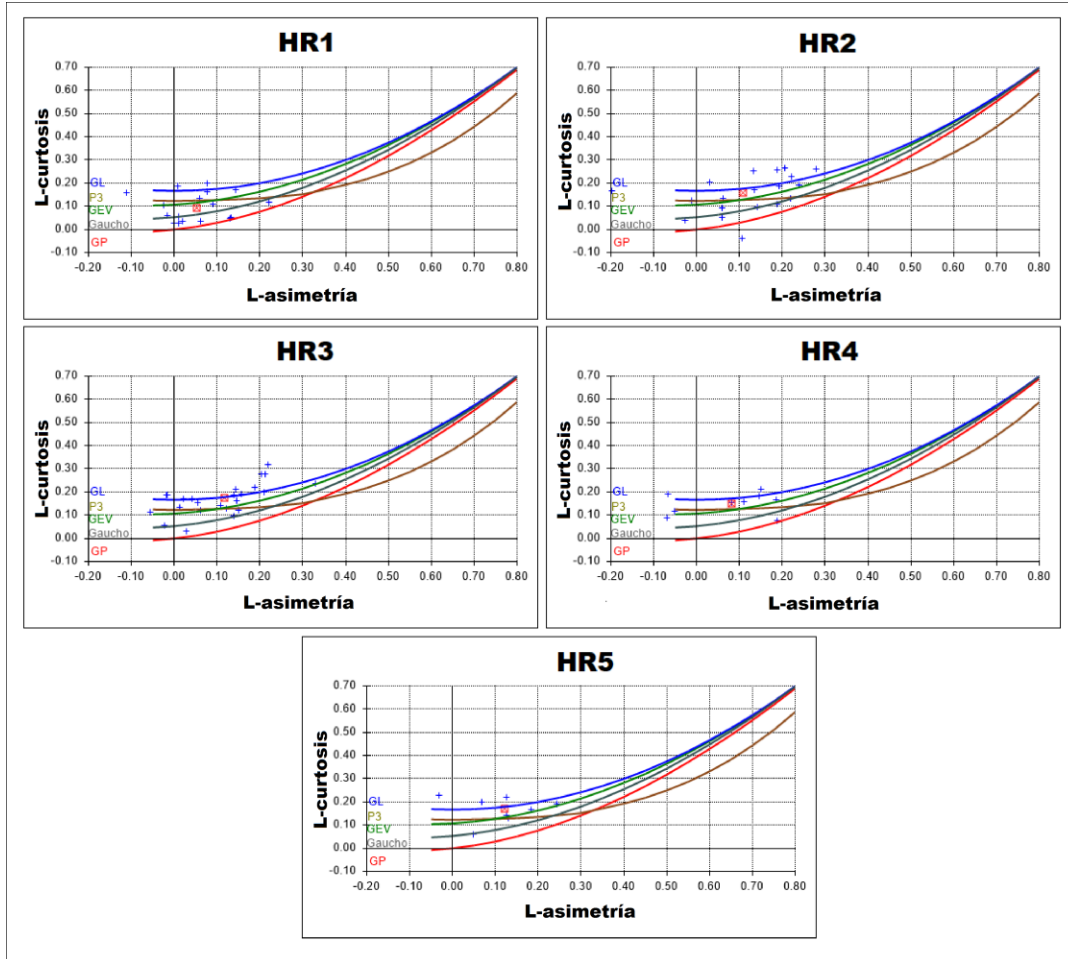


Figura 11. Diagramas de L-momentos-ratios para cada RH.

Según estos diagramas, los L-momentos regionales se comportan de la siguiente manera: en la RH1, el valor medio se ubica entre las distribuciones GEV y Gaucho; mientras que en las RH 2, 3, 4 y 5 se localiza más cerca de las distribuciones GL y GEV. De este modo, al parecer, cualquiera de tales distribuciones podría representar un modelo adecuado a los datos. Aunque, como señalan Hosking y Wallis (1997), y Peel, Wang,

Vogel y McMahon (2001), la decisión final no debe depender sólo del análisis de los diagramas de L-momentos-ratios, requiriéndose un método objetivo para la selección adecuada, que en este caso es el estadístico Z^{DIST} .

La Tabla 6 muestra los valores obtenidos de Z^{DIST} para cada región homogénea; se resaltan en negritas aquellos que son menores al valor de referencia ($Z^{DIST} \leq |1.64|$). En ella se puede corroborar lo observado en las gráficas anteriores, es decir, que no hay una única FDP que se ajuste a todas las RH. Sin embargo, para la RH1 la FDP de mejor ajuste es la Gaucho, mientras que para las RH 2, 3, 4 y 5 la FDP que coincide como la más adecuada es la GL, por lo cual se eligió esta última. En el Anexo 2 se presentan las fórmulas matemáticas que describen ambas distribuciones (Gaucho y GL).

Tabla 6. Valores de Z^{DIST} para cada región homogénea.

Regiones homogéneas	Funciones de distribución de probabilidades					
	Gaucho	GEV	LP3	GN	GPA	GL
RH1	-1.58	1.95	2.50	2.62	-5.13	5.68
RH2	-4.88	-1.85	-2.04	-1.66	-8.02	1.21
RH3	-5.74	-2.71	-3.03	-2.59	-8.88	0.31
RH4	-3.29	-1.16	-1.05	-0.89	-5.46	1.03
RH5	-3.08	-1.33	-1.56	-1.28	-4.89	0.40

Al identificar la FDP correspondiente a cada región se obtuvieron sus parámetros de ubicación, escala y forma, los cuales se muestran en la Tabla 7. Estos parámetros son de utilidad para determinar los cuantiles para un conjunto de valores de probabilidad.

Tabla 7. Parámetros de la FDP para las regiones homogéneas.

Regiones homogéneas	FDP	Parámetros			
		Ubicación	Escala	Forma (k)	Forma (h)
RH1	Gaucho	0.6745	0.6292	0.4408	0.500
RH2	GL	0.9606	0.2165	-0.1091	--
RH3	GL	0.9622	0.1922	-0.1176	--
RH4	GL	0.9722	0.2024	-0.0829	--
RH5	GL	0.9673	0.1607	-0.1217	--

Estimación de cuantiles

Los cuantiles son valores asociados con un determinado valor de probabilidad, dependiente de una función de distribución acumulada de probabilidad especificada en sus parámetros. Con las FDP seleccionadas,

se estimaron los cuantiles para cada una de las regiones homogéneas (Tabla 8), generando así las curvas de crecimiento regional (Figura 12). De esta figura se puede extraer que el periodo de retorno de un año cuya precipitación anual sea, por ejemplo, del 60 % de la PMA ($P_i/PMA = 0.6$) en la región de la cuenca donde llueve menos (RH1), sería de cinco años, es decir, ese periodo corresponde al tiempo de recurrencia que tendría el evento.

Tabla 8. Cuantiles por región homogénea.

RH	FDP	Cuantiles																
		0.005	0.01	0.02	0.05	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	0.95	0.96	0.98	0.99
RH1	Gaucho	0.23	0.25	0.29	0.37	0.46	0.61	0.74	0.86	0.97	1.1	1.23	1.38	1.58	1.72	1.75	1.85	1.91
RH2	GL	0.09	0.18	0.27	0.42	0.54	0.68	0.79	0.87	0.96	1.05	1.15	1.28	1.5	1.71	1.78	2.01	2.25
RH3	GL	0.21	0.28	0.36	0.48	0.59	0.72	0.81	0.89	0.96	1.04	1.13	1.25	1.44	1.64	1.7	1.91	2.13
RH4	GL	0.1	0.2	0.3	0.44	0.57	0.71	0.81	0.89	0.97	1.06	1.15	1.27	1.46	1.65	1.71	1.9	2.1
RH5	GL	0.34	0.4	0.47	0.57	0.66	0.76	0.84	0.9	0.97	1.03	1.11	1.21	1.37	1.54	1.59	1.77	1.96

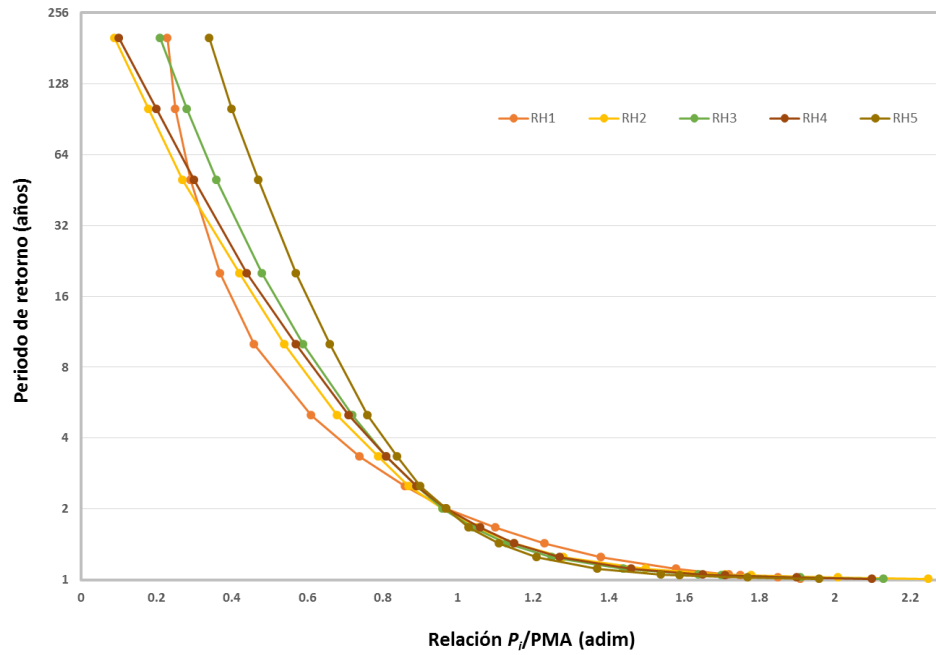


Figura 12. Curvas de crecimiento regional por región homogénea.

Los cuantiles 0.005, 0.01, 0.02 y 0.05 están asociados con la presencia de eventos pluviométricos más secos con periodos de retorno de 200, 100, 50 y 20 años, respectivamente. El empleo de los cuantiles junto con los L-momentos y los parámetros de las FDP seleccionadas pueden usarse para determinar de mejor manera la probabilidad de no excedencia de precipitación respecto a la media anual para diferentes periodos de retorno.

De acuerdo con la Tabla 9, para un periodo de retorno (Tr) de 20 años se espera en la RH1 por lo menos un evento tan bajo como 94.78 mm de la PMA; para el mismo Tr se espera en la RH5 por lo menos un

evento tan bajo como 518.70 mm de la PMA. Considerando este periodo a 20 años se puede notar que la RH1 tendría un déficit respecto a su media anual de más del 60 %; las RH 2, 3 y 4 rondarían en un rango del 50 al 60 % de déficit, mientras que para la RH5 se presentaría el valor más bajo de toda la cuenca con aproximadamente un 43 % de déficit.

Tabla 9. L-momentos y parámetros para cada región homogénea, y la P_i para diferentes periodos de retorno.

RH	PMA	FDP	Parámetros de FDP				Periodos de retorno (precipitación en mm)					
			Ubicación	Escala	Forma (k)	Forma (h)	Tr 5	Tr 10	Tr 15	Tr 20	Tr 50	Tr 100
RH1	256.9	Gaucho	0.6745	0.6292	0.4408	0.500	156.6	119.0	103.6	94.7	74.5	64.8
RH2	368.8	GL	0.9606	0.2165	-0.1091	-----	251.5	198.2	171.2	153.1	101.0	65.7
RH3	526.3	GL	0.9622	0.1922	-0.1176	-----	377.0	310.5	276.9	254.6	190.5	147.3
RH4	675.8	GL	0.9722	0.2024	-0.0829	-----	477.8	382.2	332.8	299.6	202.0	134.3
RH5	910.6	GL	0.9673	0.1607	-0.1217	-----	694.1	598.7	550.5	518.7	427.2	365.7

Como se puede observar en la Tabla 9, la intensidad de los episodios de sequía está inversamente relacionada con su frecuencia; es decir, aquellos eventos que son más extremos ocurren con menor frecuencia que los moderados. Asimismo, las sequías afectan en mayor grado a las regiones con niveles de PMA más bajos, obteniéndose, por ejemplo, valores de déficit de 31.8 % para un Tr de 5 y hasta 82.2 % para un Tr

de 100 en la RH2, mientras que para la RH5 en los mismos periodos de retorno los valores de déficit oscilan entre 23.8 y 59.8 %.

Lo anterior, considerando únicamente los valores obtenidos por región homogénea. Sin embargo, para determinar la duración y periodicidad promedio (recurrencia) de los periodos secos en cada región, se hizo también un análisis puntual por estación climatológica, donde se determinaron los parámetros de cada una de las estaciones con base en la FDP que le corresponde, por lo que ahora, además de involucrar a todas las estaciones dentro de la misma RH, se hizo el análisis con sus propios parámetros de ubicación, escala y forma, para generar finalmente con ayuda de sus cuantiles los mapas de déficit de precipitación para diferentes periodos de retorno.

Análisis de periodos secos

Para determinar el tipo de periodo (seco o húmedo) ocurrido durante un año en particular en cada estación climatológica, el umbral que se utilizó como referencia fue la PMA histórica, que en este caso corresponde a la normal climatológica del periodo de 30 años bajo estudio (1984-2013). Así, a partir de los registros de precipitación mensual y anual, se realizó la caracterización de los periodos de sequía meteorológica para cada una de las estaciones dentro de las cinco diferentes regiones homogéneas.

Después se determinó la duración y periodicidad promedio de los periodos secos, y se identificó el periodo más prolongado y el año más seco en cada región, tal como se muestra en la Tabla 10.

Tabla 10. Características de los periodos secos registrados en cada región homogénea.

RH	Número de años con registro	Periodos de sequía		Periodo de sequía más prolongado		Años secos	
		Duración promedio (años)	Periodicidad promedio (años)	Periodo	Duración (años)	Año más seco	% respecto a la media
RH1	30	2.5	4.4	1998-2002	5	2011	41.3
RH2	30	2.0	4.5	1993-1996	4	2011	41.6
RH3	30	2.0	4.4	1998-2001	4	2011	49.8
RH4	30	2.3	4.4	1993-1996	4	2011	51.3
RH5	30	1.7	3.9	1996-2000	5	2011	53.9

Con base en esta información se concluye que dentro de la cuenca del río Bravo se presentan eventos de sequía con duración promedio entre 1.7 y 2.5 años, y con una recurrencia media de 3.9 a 4.5 años. De acuerdo con la duración de los periodos de sequía más extensos encontrados en cada una de las regiones homogéneas, se puede afirmar que entre los años 1993 y 2002 ocurrió el periodo de sequía meteorológica más prolongado en la cuenca (con ciertas variaciones de una región a otra).

Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Velasco, Aparicio, Valdéz, Velázquez y Kim (2004), quienes utilizaron el Índice de Precipitación Estandarizado (SPI) y el Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI), para evaluar los periodos de sequía meteorológica en las cuencas de afluentes del río Bravo, y determinaron que en el periodo 1993-2001 ocurrió una “pertinaz sequía” en la cuenca del río Conchos, la cual provocó que los volúmenes captados y almacenados en las presas alcanzaran mínimos históricos, ocasionando graves impactos económicos en la actividad agrícola y ganadera de la región. De igual forma, los resultados son similares a los encontrados por Núñez-López, Muñoz-Robles, Reyes-Gómez, Velasco y Gadsden-Esparza (2007), quienes evaluaron los eventos de sequía meteorológica en el estado de Chihuahua mediante el uso del índice SPI (1970-2004), encontrando que los eventos de sequía más destacados por su intensidad y duración ocurrieron a mediados y finales de la década de 1990, con efectos negativos en la actividad agrícola, en la incidencia de incendios forestales y en el almacenamiento de los embalses más importantes del estado. Asimismo, los resultados coinciden con los reportados por Montero, Santana, Mateos e Ibáñez (2017), quienes analizaron la precipitación extrema en la cuenca del río Conchos (también mediante el índice SPI) para el lapso 1961-2008, y llegaron a la conclusión de que el periodo de sequía de mayor intensidad y duración fue el de 1995-2003.

Debido al fenómeno de propagación de la sequía, el extenso déficit de precipitaciones se traduce en un déficit de escurrimientos superficiales y en bajos almacenamientos de los embalses; es decir, la sequía meteorológica se convierte en sequía hidrológica (Wilhite & Glantz, 1985).

Por ello, los resultados anteriores también concuerdan con los reportados por Ortega-Gaucin (2013), quien caracterizó los periodos de sequía hidrológica registrados históricamente en la cuenca del río Bravo, y concluyó que en la mayor parte de la misma ocurrió un periodo de sequía hidrológica extraordinaria que se extendió prácticamente a lo largo de 14 años (1992-2005), el más severo y prolongado del cual se tiene registro. Como consecuencia de esa sequía, el volumen de agua anual utilizado para irrigación en los distritos de riego ubicados en la cuenca (005 Delicias, 090 Bajo Río Conchos y 103 Río Florido, Chihuahua; 004 Don Marín, Coahuila-Nuevo León, y 025 Bajo Río Bravo, Tamaulipas), disminuyó de forma considerable: durante el periodo de 1993-2005 se utilizaron en promedio 1 586 hm³ de agua para riego, lo cual representó el 64 % de lo que normalmente se empleó en el periodo de 1940-1992 (2 478 hm³). Esta situación ocasionó que disminuyera de modo sensible la superficie anual cultivada en dichos distritos de riego: en el periodo 1993-2005 se regaron en promedio 189 710 hectáreas, lo cual representó el 61 % de la superficie histórica irrigada hasta el año de 1992 (308 537 hectáreas). La sequía extraordinaria también afectó las entregas de agua del río Bravo que México realiza a EUA de acuerdo con el Tratado de 1944, ya que en el periodo de 1993-2005 sólo se pudo entregar en promedio el 60 % de los 432 hm³ que se establecen en dicho Tratado como valor medio anual (en total deben entregarse 2 158.6 hm³ en ciclos de cinco años). Así, desde principios de la década de 1990, México empezó a acumular un déficit en la entrega de aguas del río Bravo a EUA y, conforme a los acuerdos de ambos gobiernos para reducir el déficit, éste se cubrió parcialmente a mediados de la primera década del presente siglo

y se saldó por completo en el año 2010; pero los incumplimientos en el pago de los adeudos correspondientes al nuevo ciclo de cinco años se repitieron ante la situación de la severa sequía que se vivió en el año 2011 en todo el norte del país.

Precisamente el año 2011 fue el identificado en la presente investigación como el año más seco en todas las regiones de la cuenca (ver Tabla 10), donde se tuvo un déficit de precipitación respecto a la media que varió de 41.3 a 53.9 % de una región a otra. Esto coincide con lo reportado ese año por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) a través del Monitor de Sequía de México (el cual se basa en el análisis e interpretación de diversos índices de sequía meteorológica e hidrológica), cuando el 80 % del territorio nacional estuvo en condiciones de sequía severa, y la región norte en condiciones de sequía excepcional (Ortega-Gaucin & Velasco, 2013). Tan sólo en ese año se perdieron en el país más de 800 mil hectáreas de diferentes cultivos, lo que representó una pérdida aproximada de \$7 750 millones de pesos; en la ganadería, actividad intrínsecamente relacionada con la agricultura, se perdieron cerca de 1.3 millones de cabezas de ganado, sobre todo bovinos (Cenapred, 2012), lo cual es un indicativo de la gravedad de esa sequía.

A partir de la información obtenida para cada año del registro histórico analizado, se determinaron los diferentes grados de sequía presentes en los distintos periodos secos a lo largo de la cuenca del río Bravo. Para ello se propuso una clasificación del grado de sequía de acuerdo con quintiles (Tabla 11).

Tabla 11. Clasificación del grado de sequía meteorológica con base en quintiles.

Déficit respecto a la media (%)	Grado de sequía
≤ 20	Ligera
$> 20 - 40$	Moderada
$> 40 - 60$	Severa
$> 60 - 80$	Extrema
> 80	Excepcional

Para este análisis se consideró a la lámina disponible ante el déficit por periodo seco, la cual es comparada respecto a la media de la región homogénea, para así asignarle algún grado de sequía como se muestra en la Tabla 12.

Tabla 12. Periodos secos y grados de sequía por región homogénea.

RH	Periodos secos	Déficit acumulado (mm)	Intensidad (mm/año)	Lámina disponible ante déficit (mm)	Déficit respecto a la media (%)	Grado de sequía
RH1	1989-1989	77.4	77.4	179.6	30.1	Moderada
	1993-1996	202.1	50.5	54.8	78.6	Extrema

	1998-2002	256.6	51.3	0.4	99.8	Excepcional
	2005-2006	31.9	15.9	225.1	12.4	Ligera
	2009-2009	13.2	13.2	243.7	5.1	Ligera
	2011-2012	178.8	89.4	78.1	69.5	Extrema
RH2	1984-1984	5.2	5.2	363.7	1.4	Ligera
	1989-1989	88.6	88.6	280.3	24.0	Moderada
	1993-1996	231.1	57.7	137.8	62.6	Extrema
	1998-2001	211.9	52.9	157.0	57.4	Severa
	2006-2006	2.3	2.3	366.5	0.6	Ligera
	2009-2009	69.8	69.8	299.1	18.9	Ligera
	2011-2012	301.4	150.7	67.5	81.7	Excepcional
RH3	1989-1989	114.3	114.3	412.0	21.7	Moderada
	1991-1991	26.1	26.1	500.2	4.9	Ligera
	1994-1996	294.4	98.1	231.9	55.9	Severa
	1998-2001	286.1	71.5	240.2	54.3	Severa
	2009-2009	104.6	104.6	421.6	19.8	Ligera
	2011-2012	404.2	202.1	122.1	76.8	Extrema
RH4	1989-1991	264.5	88.1	411.2	39.1	Moderada
	1993-1996	385.6	96.4	290.1	57.0	Severa
	1998-2000	150.2	50.0	525.5	22.2	Moderada
	2006-2006	27.2	27.2	648.6	4.0	Ligera
	2009-2009	57.4	57.4	618.3	8.5	Ligera
	2011-2012	410.4	205.2	265.3	60.7	Extrema
RH5	1984-1985	128.4	64.2	782.2	14.1	Ligera

	1989-1989	105.8	105.8	804.8	11.6	Ligera
	1991-1991	6.3	6.3	904.3	0.6	Ligera
	1994-1994	87.8	87.8	822.7	9.6	Ligera
	1996-2000	503.2	100.6	407.4	55.2	Severa
	2006-2006	101.1	101.1	809.5	11.1	Ligera
	2009-2009	105.5	105.5	805.0	11.5	Ligera
	2011-2012	467.9	233.9	442.6	51.3	Severa

Al analizar la Tabla 12 se puede constatar que el periodo 2011-2012, considerado en otras investigaciones como uno de los eventos de sequía más severos de los últimos años (Ortega-Gaucin & Velasco, 2013; Arreguín, López, Korenfeld, & Ortega-Gaucin, 2016b), se encuentra presente en este estudio prácticamente en todas las regiones de la cuenca, con una intensidad que varía de una región a otra, y va desde sequía severa (con déficit de 40-60 % de la media) hasta sequía excepcional (cuyo déficit alcanza más del 80 % de la media). Los autores citados mencionan que entre los estados más afectados por la sequía ocurrida en el país en ese periodo se encuentran Chihuahua y Coahuila, que se ubican en la parte centro y occidente de la cuenca del río Bravo y pertenecen a las RH1 y RH2 generadas en este estudio. Ese periodo seco fue el detonador para que se pusiera en marcha en México el Programa Nacional contra la Sequía (Pronacose), el cual tenía como objetivo implementar un cambio paradigmático en la manera de atender la sequía, al pasar de la reacción frente a las emergencias hacia un modelo preventivo orientado a la gestión del riesgo. Los fundamentos de este

programa —prevención y mitigación— constituyeron las bases sobre las cuales se buscaba mejorar la gestión *versus* las sequías y fortalecer las capacidades locales para afrontar sus impactos con estrategias adecuadas (Arreguín *et al.*, 2016b).

Mapeo

Para una mejor comprensión e interpretación de la magnitud y distribución espacio-temporal de la sequía meteorológica asociada con diferentes periodos de retorno (5, 10, 15, 20, 50 y 100 años), se generaron mapas de déficit de precipitación por cada periodo de retorno en la cuenca del río Bravo (Figura 13).

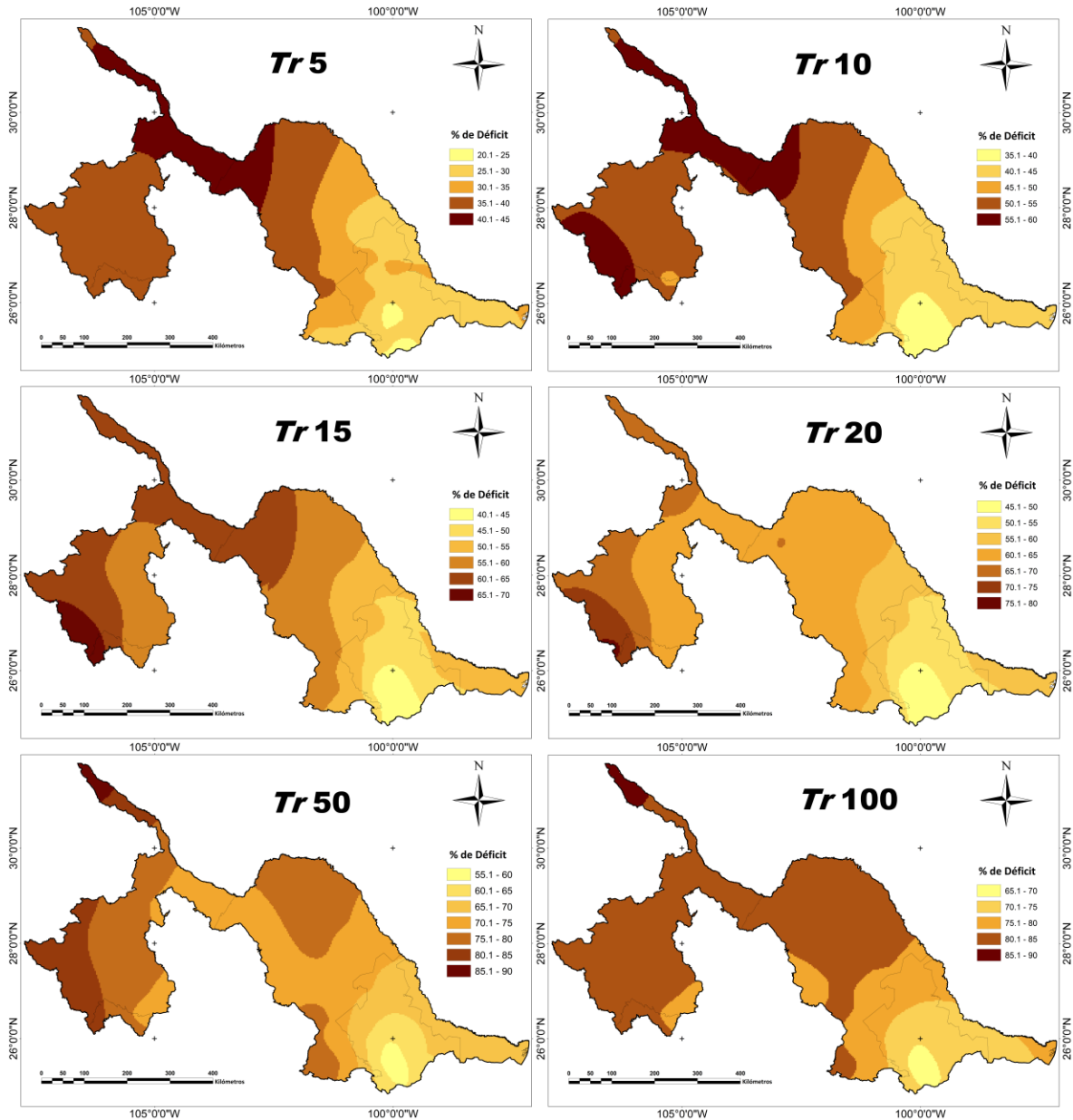


Figura 13. Mapas de déficit de precipitación en la cuenca del río Bravo, México, para diferentes periodos de retorno (Tr).

Como se aprecia en los diferentes mapas de la Figura 13, las regiones que presentarían sequía meteorológica con mayor grado déficit de lluvia y menor periodo de retorno serían las RH1 y RH2 (las cuales abarcan la mayor parte de la cuenca ubicada en los estados de Chihuahua y Coahuila), en donde los niveles de déficit de la precipitación variarían a lo largo del tiempo hasta presentar niveles por arriba del 80 % de déficit; ello indicaría que para un periodo de retorno de 100 años, más de la mitad de la cuenca presentaría un grado de sequía extraordinaria, lo que podría repercutir de forma significativa en las distintas actividades económicas y en la población.

Estos resultados se relacionan con lo mencionado por Núñez-López *et al.* (2013), quienes señalan que la proximidad o lejanía de las zonas de costa refleja un claro efecto de continentalidad, indicando una disminución de los valores de precipitación conforme más lejana está la zona marítima. De acuerdo con esto, las RH4 y RH5, que se encuentran en la parte este de la cuenca (en los estados de Tamaulipas y Nuevo León) son aquellas que presentan los niveles más altos de precipitación (601-750 mm y 751-1000 mm, respectivamente), y por lo obtenido en los mapas generados en este trabajo, la RH5 es la región menos propensa a sufrir un grado extremo de sequía meteorológica, pues la precipitación tiende a incrementarse en valores de longitud próximos al este de la cuenca (costa del Golfo de México), además de que con frecuencia se ve beneficiada por los ciclones tropicales provenientes del Atlántico.

Los grados de sequía que se muestran en los mapas de déficit de precipitación generados se intensifican conforme se incrementa el periodo de retorno, llegando a presentar sequías extremas a excepcionales con

hasta un 90 % de déficit en la precipitación para el periodo de retorno de 100 años. Esto coincide con los resultados reportados por Kim, Valdés y Aparicio (2002), quienes investigaron las características de las sequías en la cuenca del río Conchos mediante el índice PDSI, encontrando que la sequía más severa (ocurrida en la década de 1990) tiene un periodo de retorno asociado de aproximadamente 80 a 100 años con grandes áreas cubiertas. Esto concuerda con los resultados expuestos por Cerano, Villanueva, Valdez, Méndez y Constante (2011), quienes emplearon métodos dendríticos para reconstruir los registros de precipitación de los últimos 600 años en la región este de la cuenca del río Bravo (en las sierras de Coahuila y Nuevo León), y entre sus conclusiones se encuentra la confirmación de la ocurrencia de sequías y mega sequías con una periodicidad aproximada de 50 a 100 años, las cuales coinciden con registros históricos de los daños sociales y económicos que dichas sequías ocasionaron en México. Por ejemplo, la sequía del “año del hambre” en 1786, y las sequías previas a los movimientos sociales de la Independencia en 1810 y la Revolución en 1910, que influyeron en su desencadenamiento (Florescano, 2000).

Conclusiones

Este trabajo describió los fundamentos y la aplicación del análisis regional de frecuencia de sequías basado en L-momentos para determinar las características de los periodos secos ocurridos en la cuenca del río Bravo durante el lapso 1984-2013.

Con respecto al método utilizado, se concluye que es una buena alternativa para abordar el análisis de la sequía meteorológica en regiones áridas y semiáridas, como la cuenca del río Bravo, que se caracterizan por tener una gran variabilidad espacial y temporal de las precipitaciones, con influencia de factores externos en la variabilidad decadal, y con limitada disponibilidad de registros de lluvia, pues permite compensar la carencia de información en el tiempo por su abundancia en el espacio. Además, los modelos de distribución de tres o más parámetros utilizados por este método (como la distribución Kappa de cuatro parámetros) son más generales y flexibles que los modelos convencionales usados en la hidrología probabilística, los cuales suelen ser de uno o dos parámetros. Ello permite que ante la presencia de valores atípicos —que pueden tener base física, como precipitaciones anuales atribuidas al fenómeno ENSO, por ejemplo— los ajustes mediante modelos convencionales puedan dar resultados insatisfactorios; pero los L-momentos son muy insensibles a esos valores atípicos, por lo que son más robustos estadísticamente hablando.

Por otro lado, con relación a los resultados obtenidos, el desarrollo de la metodología planteada permitió identificar cinco regiones climáticas homogéneas de acuerdo con la precipitación media anual. La función de distribución de probabilidades que mejor se ajustó a los registros de las estaciones climatológicas en la mayoría de las regiones (RH2, 3, 4 y 5)

fue la Logística Generalizada (GL), mientras que para la RH1 fue la función de distribución Gaucho. Con base en estas distribuciones se determinaron los cuantiles (valores de precipitación anual asociados con un determinado valor de probabilidad de ocurrencia) para los periodos de retorno de 5, 10, 15, 20, 50 y 100 años.

El análisis de los periodos secos permitió reconocer que en la cuenca del río Bravo se presentan eventos de sequía meteorológica con duración promedio entre 1.7 y 2.5 años, y con una periodicidad promedio (recurrencia) de 3.9 a 4.5 años. De acuerdo con la duración de los periodos de sequía más extensos encontrados en cada una de las regiones homogéneas, se puede afirmar que entre los años 1993 y 2002 ocurrió el periodo de sequía meteorológica más prolongado en la cuenca (con ciertas variaciones de una región a otra), y que el periodo 2011-2012 fue el que presentó mayor déficit de precipitación dentro del lapso estudiado. Esto coincide con otras investigaciones, que señalan a este último periodo seco como el más severo que ha ocurrido en el país en las últimas siete décadas.

Finalmente, se generaron mapas de probabilidad de ocurrencia de sequías con base en su déficit de la precipitación esperada respecto a la media anual para los periodos de retorno mencionados arriba, donde se observa una relación directamente proporcional entre el grado de sequía y la duración del periodo. Las regiones más afectadas de la cuenca para los distintos periodos de retorno son las que se ubican en los estados de Chihuahua y Coahuila, en donde los niveles de déficit de la precipitación pueden variar a lo largo del tiempo hasta presentar niveles superiores al 80 % de déficit, lo que indicaría que para un periodo de retorno de 100

años, más de la mitad de la cuenca podría presentar un grado de sequía extraordinaria, lo cual tendría graves consecuencias en la disponibilidad del recurso hídrico para los diversos sectores económicos y la población.

Los periodos de retorno estimados en este estudio son útiles como herramienta de planeación tanto para el diseño como para la gestión de los recursos hídricos, sobre todo para plantear escenarios de disponibilidad y uso del agua en una región con severos problemas en la relación oferta/demanda de agua. No obstante, la solución de la problemática de la cuenca debe incluir, de forma ineludible, la generación de políticas públicas binacionales, con el propósito de lograr un ordenamiento territorial y un crecimiento demográfico planeado, así como hacer un uso eficiente, racional y sustentable de los escasos recursos hídricos. Estas acciones son muy importantes para el futuro de la gestión del agua, así como para el cumplimiento del tratado de distribución de aguas de 1944 entre México y EUA. De lo contrario, es previsible que los conflictos entre usuarios por el agua, tanto en las partes alta y baja de la cuenca como en ambos lados de la frontera, se exacerben como consecuencia de la limitada disponibilidad del recurso.

Agradecimientos

Este artículo forma parte de los trabajos realizados en el proyecto de investigación PN-2017/4924, financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) a través del Programa de Proyectos de Desarrollo Científico para Atender Problemas Nacionales. Los autores

agradecen las observaciones y recomendaciones de tres revisores anónimos que permitieron mejorar el trabajo.

Referencias

- Abolverdi, J., & Khalili, D. (2010). Probabilistic analysis of extreme regional meteorological droughts by L-moments in a semi-arid environment. *Theoretical and Applied Climatology*, 102, 351-366.
- Acuña, J., Felipe, O., & Fernández, C. (2015). Análisis regional de frecuencia de precipitación anual para la determinación de mapas de sequías en las cuencas Chillón, Rímac, Lurín y Alto Mantaro. *Revista Peruana Geo-Atmosférica RPGA*, 4, 93-108.
- Acuña, J., Felipe, O., Ordoñez, J., & Arboleda, F. (2011). Análisis regional de frecuencia de precipitación anual para la determinación de mapas de sequías. *Revista Peruana Geo-Atmosférica RPGA*, 3, 104-115.
- Alexandersson, H. (1986). A homogeneity test applied to precipitation data. *Journal of Climatology*, 6, 661-675.
- Arreguín, F. I., López, M., Korenfeld, D., & Ortega-Gaucin, D. (2016a). The National Drought Policy in Mexico. *Journal of Energy Challenges and Mechanics*, 3(3), 157-166.
- Arreguín, F. I., López, M., Ortega-Gaucin, D., & Ibáñez, O. (2016b). La política pública contra la sequía en México: avances, necesidades y perspectivas. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(5), 63-76.

- Arreguín, F. I., López, M., Velázquez, C., & López, R. (2013). Análisis de sequías en el marco del Tratado sobre Aguas Internacionales de 1944. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(1), 117-148.
- Báez, R., Prieto, D. V., & Aroche, R. (2016). Estudio de aplicación del análisis regional de frecuencias basado en L-momentos al caso de las precipitaciones anuales en la provincia de Camagüey, Cuba. *Revista Brasileira de Meteorología*, 31(4), 539-545.
- Bass, S., Ramasamy, S., Dey-Deprick, J., & Batista, F. (2008). *Disaster risk management systems analysis*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization.
- Brito-Castillo, L., Vivoni, E. R., Gochis, D. J., Filonov, A., Tereshchenko, L., & Monzon, C. (2010). An anomaly in the occurrence of the month of maximum precipitation distribution in northwest Mexico. *Journal of Arid Environments*, 74, 531-539.
- Campos-Aranda, D. F. (2014). Análisis regional de frecuencia de crecientes en la región hidrológica no. 10 (Sinaloa), México. 2. Contraste de predicciones locales y regionales. *Agrociencia*, 48(3), 255-270.
- Carrao, H., Naumann, G., & Barbosa, P. (2016). Mapping global patterns of drought risk: An empirical framework based on sub-national estimates of hazard, exposure and vulnerability. *Global Environmental Change*, 39, 108-124.
- Castillo, C., & Ortiz, N. (2015). *Regionalización de caudales máximos en la cuenca del río Sinú por medio del método estadístico índice de*

- creciente* (Proyecto de Pregrado). Bogotá, Colombia: Universidad Santo Tomás, Facultad de Ingeniería Ambiental.
- Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2012). *Características e impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en la república mexicana en el año 2011*. México, DF, México: Secretaría de Gobernación.
- Cerano, J., Villanueva, J., Valdez, R. D., Méndez, J., & Constante, V. (2011). Sequías reconstruidas en los últimos 600 años para el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, Pub. Esp. No. 2, 235-249.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México*. Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Atlas del agua en México*. Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014). *Programa de Medidas Preventivas y de Mitigación de la Sequía del Consejo de Cuenca Río Bravo*. México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2010). *Estadísticas del agua en México*. México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- De-la-Cruz, J., & Ortega-Gaucin, D. (18-20 septiembre, 2019). Análisis regional de frecuencia de sequía meteorológica en la zona árida de

- México. Artículo COMEII-19011. En: *Memorias del Quinto Congreso Nacional de Riego y Drenaje COMEII-AURPAES 2019*. Mazatlán, Sinaloa, México.
- Eslamian, S., Hassanzadeh, H., Abedi-Koupai, J., & Gheysari, M. (2012). Application of L-moments for regional frequency analysis of monthly drought indexes. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(1), 32-42.
- Esparza, M. (2014). La sequía y la escasez de agua en México. Situación actual y perspectivas futuras. *Secuencia*, 89, 195-219.
- Florescano, E. (2000). *Breve historia de la sequía en México*, 2ª ed. México, DF, México: Consejo Nacional para la Cultura y las Artes.
- Greenwood, J. A., Landwehr, J. M., Matalas, N. C., & Wallis, J. R. (1979). Probability weighted moments: Definition and relation to parameters of several distributions expressible in inverse form. *Water Resources Research*, 15, 1049-1054.
- Guijarro, J. A. (2018). *Homogeneización de series climáticas con Climatol (Versión 3.1.1)*. Islas Baleares, España: Agencia Estatal de Meteorología.
- Hallack, M. & Ramírez, J. (2010). Estudio de caso de la región noroeste de México: Sonora y Baja California. En: UNESCO (ed.). *Guía metodológica para la aplicación del análisis regional de frecuencia de sequías basado en L-momentos y resultados de aplicación en América Latina* (77 pp.) (Documentos Técnicos del PHI-LAC, No 27). Montevideo, Uruguay: Centro del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe.

- Hosking, J. R. M., & Wallis, J. R. (1997). *Regional frequency analysis: An approach based on L-moments*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Kalma, J. and Franks, S. (2003). Rainfall in arid and semiarid regions. In: Simmers, I. (ed.). *Understanding water in a dry environment* (pp. 15-63). Lisse, The Netherlands: Balkema.
- Kim, T. W., Valdés, J. B., & Aparicio, J. (2002). Frequency and spatial characteristics of droughts in the Conchos River Basin, Mexico. *Water International*, 27(3), 420-430.
- La-Cruz, F. J. (2015). *Análisis de las sequías meteorológicas en Venezuela utilizando el método L-momentos* (tesis de Doctorado en Ingeniería). Bárbula, Venezuela: Universidad de Carabobo.
- Linares, M. (2004). La sequía en la cuenca del río Bravo: principios de política. *Gaceta Ecológica*, 70, 57-66.
- Magaña, V. O., Vázquez, J. L., Pérez, J. L., & Pérez, J. B. (2003). Impact of El Niño on precipitation in Mexico. *Geofísica Internacional*, 42(3), 313-330.
- Martínez, P. F. (ed.) (2018). *La cuenca del río Bravo y el cambio climático*. San Andrés Cholula, México: Universidad de las Américas Puebla.
- Montero, M., Santana, J. C., Mateos, E., & Ibáñez, O. F. (2017). Análisis de precipitación extrema para la cuenca del río Conchos, usando el Índice Normalizado de Precipitación. En: Montero, M., & Ibáñez, O. F. (coords.). *La cuenca del río Conchos: una mirada desde las ciencias ante el cambio climático* (pp. 85-107). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- Naranjo, R. C. A. (2011). *Análisis regional de frecuencia mediante el método de los L-momentos en las regiones de Valparaíso y Metropolitana para la generación de cartografía probabilística de sequía meteorológica* (Memoria de Título de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables). Santiago de Chile, Chile: Universidad de Chile.
- Norbiato, D., Borga, M., Sangati, M., & Zanon, F. (2007). Regional frequency analysis of extreme precipitation in the eastern Italian Alps and the August 29, 2003, flash flood. *Journal of Hydrology*, 345, 149-166.
- Núñez-Galeano, L., & Giraldo-Osorio, J. D. (2016). Adaptation of the L-moments method for the regionalization for maximum annual temperatures in Colombia. *Ingeniería y Universidad*, 20(2), 373-389.
- Núñez-López, D., Treviño-Garza, E. J., Reyes-Gómez, V. M., Muñoz-Robles, C. A., Aguirre-Calderón, O. A., & Jiménez-Pérez, J. (2013). Interpolación espacial de la precipitación media mensual en la cuenca del río Bravo/Grande. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(2), 185-193.
- Núñez-López, D., Muñoz-Robles, C. A., Reyes-Gómez, V. M., Velasco, I., & Gadsden-Esparza, H. (2007). Caracterización de la sequía a diversas escalas de tiempo en Chihuahua, México. *Agrociencia*, 41(3), 253-262.
- Oliver, M. A., & Webster, R. (1990). Kriging: A method of interpolation for geographic information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*, 4(3), 313-332.

- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2006). *Vigilancia y alerta temprana de la sequía: conceptos, progresos y desafíos futuros*. OMM-N° 1006. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.
- OMM-GWP, Organización Meteorológica Mundial y Asociación Mundial para el Agua. (2016). *Manual de indicadores e índices de sequía*. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial y Asociación Mundial para el Agua.
- Ortega-Gaucin, D. (2013). Caracterización de las sequías hidrológicas en la cuenca del río Bravo, México. *Terra Latinoamericana*, 31(3), 167-180.
- Ortega-Gaucin, D., & Velasco, I. (2013). Aspectos socioeconómicos y ambientales de las sequías en México. *Aqua-LAC*, 5(2), 90-90.
- Ortega-Gaucin, D., De-la-Cruz, J., & Castellano, H. V. (2018). Peligro, vulnerabilidad y riesgo por sequía en el contexto del cambio climático en México. En: Lobato, R., & Pérez, A. (coords.). *Agua y cambio climático* (pp. 78-103). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Paredes, F., La-Cruz, F., & Guevara, E. (2014). Análisis regional de frecuencia de las sequías meteorológicas en la principal región cerealera de Venezuela. *Bioagro*, 26(1), 21-28.
- Paulhus, J. H. L., & Kohler, M. A. (1952). Interpolation of missing precipitation records. *Monthly Weather Review*, 80(8), 129-133.
- Peel, M. C., Wang, Q., Vogel, R., & McMahon, T. (2001). The utility of L-moment ratio diagrams for selecting a regional probability distribution. *Hidrological Sciences Journal*, 46(1), 147-155.

- Rodríguez, B., & Pineda-Martínez, L. F. (2017). Análisis de la variabilidad de las precipitaciones en la región transfronteriza del centro-norte de México y el sur de los Estados Unidos. En: Montero, M., & Ibáñez, O. F. (coords.). *La cuenca del río Conchos: una mirada desde las ciencias ante el cambio climático* (pp. 59-82). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Schaefer, M. G., Barker, B. L., Taylor, G. H., & Wallis, J. R. (2007). *Regional precipitation-frequency analysis and spatial mapping for 24-hour precipitation for Oregon. Final Report SPR656*. Washington, DC, USA: MGS Engineering Consultants.
- Seager, R., Ting, M., Davis, M., Cane, M., Naik, N., Nakamura, J., Li, C., Cook, E., & Stahle, D. W. (2009). Mexican drought: An observational modeling and tree ring study of variability and climate change. *Atmósfera*, 22(1), 1-31.
- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2 de junio, 2011). Acuerdo por el que se da a conocer el resultado de los estudios técnicos de la Región Hidrológica número 24 Bravo-Conchos. *Diario Oficial de la Federación*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Stedinger, J. R., Vogel, R. M., & Foufoula-Georgiou, E. (1993). Frequency analysis of extreme events. In: Maidment, D.R. (ed.). *Handbook of hydrology* (pp: 18.1-18.66). New York, USA: McGraw-Hill.
- UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2010). *Guía metodológica para la aplicación del análisis regional de frecuencia de sequías basado en L-momentos y*

- resultados de aplicación en América Latina*. Documentos Técnicos del PHI-LAC, No 27. Montevideo, Uruguay: Centro del Agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe.
- Valiente, O. M. (2001). Sequía: definiciones, tipologías y métodos de cuantificación. *Investigaciones Geográficas*, 26, 59-80.
- Velasco, I., Aparicio, J., Valdéz, J. B., Velázquez, J., & Kim, T. W. (2004). Evaluación de índices de sequía en las cuencas de afluentes del río Bravo/Grande. *Ingeniería Hidráulica en México*, 19(3), 37-53.
- Vich, A. I., Norte, F. A., & Lauro, C. (2014). Análisis regional de frecuencias de caudales de ríos pertenecientes a cuencas con nacientes en la cordillera de los andes. *Meteorológica*, 39(1), 3-26.
- Wallis, J. R., Schaefer, M. G., Barker, B. L., & Taylor, G. H. (2007). Regional precipitation-frequency analysis and spatial mapping for 24-hour and 2-hour durations for Washington State. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(1), 415-442.
- Wilhite, D. A. (2000). Drought as a natural hazard: Concepts and definitions. In: Wilhite, D. A. (ed.). *Drought: A global assessment*. Vol. I (pp. 3-18). New York, USA: Routledge.
- Wilhite, D. A., & Glantz, M. H. (1985). Understanding the drought phenomenon: The role of definitions. *Water International*, 10, 111-120.

Methodology for determining runoff coefficients using open-access images and classification open-source algorithms

Metodología para la determinación de coeficientes de escurrimiento utilizando imágenes de acceso abierto y algoritmos de código abierto

D. Italibi Uruga-Tovar¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4711-5289>

Felipe Omar Tapia-Silva², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5618-7594>

Alejandra A. López-Caloca³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8426-1050>

Eugenio Gómez-Reyes⁴ ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8924-165X>

¹Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, Mexico City, Mexico, uragaisa@gmail.com, italibiuraga@xanum.uam.mx

²Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, Centro de Investigación en Ciencias de la Información Geoespacial, Tlalpan, Mexico City, Mexico City, Mexico, omartapiasilva@gmail.com, otapia@xanum.uam.mx

³Centro de Investigación en Ciencias de la Información Geoespacial,
Tlalpan, Mexico City, Mexico, alopez@centrogeo.edu.mx

⁴Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, Mexico City, Mexico,
egr@xanum.uam.mx

Corresponding author: D. Italibi Uraga-Tovar, uragaisa@gmail.com,
italibiuraga@xanum.uam.mx

Abstract

This study proposes a methodology using Landsat-8, Sentinel-1, and Sentinel-2 images to determine Landcover and Runoff Coefficient. It considers geographic and climatic characteristics of the region, resolutions of sensors, and accuracy obtained using four classifiers: Minimum Distance, Spectral Angle Mapper, Maximum Likelihood, and Support Vector Machines. The methodology was applied to regions in Mexico with diverse characteristics. The overall accuracy, commission, and omission were obtained for each classifier-sensor combination. These indicators were analyzed by region, sensor, and algorithm. Presence, accuracy, error of commission, and omission of cover were analyzed according to land cover class. Landsat-8 had the highest average accuracy (76.1 %), followed by Sentinel-2 (75 %), and Sentinel-1 (38.8 %). Minimum distance had the highest accuracy (71.2 %), followed by Support Vector Machines with 70.5 %, Spectral Angle Mapper with 60.9 %, and Maximum Likelihood with 50.7 %. This methodology makes it possible to use open-access satellite images and programs to define

criteria for determining land cover with good accuracy and high spatial resolution. The results of our research show that to estimate runoff coefficients, open-access satellite images must be selected based on criteria such as sensor resolutions, classification algorithm to be used, period and scale of the study, climate, types, and dynamics of land coverage, as well as the dominant coverage class.

Keywords: Runoff Coefficient, Mexico's valley basin, Bajo Bravo, Bajo Grijalva, minimum distance, maximum likelihood, spectral angle mapper, support vector machines, Sentinel, Landsat.

Resumen

Este estudio propone una metodología que utiliza imágenes Landsat-8, Sentinel-1, y Sentinel-2 para determinar cobertura terrestre y coeficientes de escurrimiento. La metodología considera características geográficas y climáticas de la región, resolución de sensores y exactitud obtenida mediante cuatro clasificadores: distancia mínima, máxima verosimilitud, mapeo espectral angular y máquinas de soporte vectorial. La metodología se aplicó en regiones de México con características diversas. La exactitud general, error de comisión y de omisión fueron obtenidos para cada combinación de clasificador y sensor. Asimismo, estos indicadores se analizaron por región, sensor y algoritmo. Presencia, exactitud, error de comisión y omisión se analizaron por cada clase de cobertura terrestre. Landsat-8 obtuvo un acuerdo promedio mayor (76.1 %), seguido por Sentinel-2 (75 %) y Sentinel-1 (38.8 %). Distancia mínima tuvo el mayor acuerdo promedio (71.2 %), seguido por máquinas

de soporte vectorial con 70.5 %, mapeo angular espectral con 60.9 % y máxima verosimilitud con 50.7 %. Esta metodología hace posible usar imágenes y programas de acceso abierto para definir criterios que permitan determinar cobertura terrestre con buena exactitud y alta resolución espacial. El resultado de la investigación muestra que, para estimar correctamente coeficientes de escurrimiento, las imágenes satelitales de acceso abierto deben ser seleccionadas con base en criterios como resoluciones del sensor, algoritmo de clasificación a ser ocupado, periodo y escala del estudio, clima, tipos y dinámica de cobertura terrestre, así como clase de cobertura dominante.

Palabras clave: coeficiente de escurrimiento, cuenca del Valle de México, bajo Bravo, bajo Grijalva, distancia mínima, máxima verosimilitud, mapeo espectral angular, máquinas de soporte vectorial, Sentinel, Landsat.

Received: 27/11/2019

Accepted: 22/09/2020

Introduction

Runoff Coefficient (RC) is used to calculate runoff and water balance, as well as to study other hydrological factors (Savenije, 1996; Sivapalan, BlöschlMerz, & Gutknecht, 2002; Merz, Blöschl, & Parajka, 2006). RC is obtained using land cover (LC), soil texture (ST), and mean precipitation (MP) spatial layers (DOF, 2015). One problem with applying this method, especially about LC, is that these layers generally are either not up-to-date, have significant errors, or are not available. One option for addressing this problem is to obtain LC from a valid classification of satellite images and thereby obtain RC. Several studies have explored how to define RC (or similar variables) by using remote sensors to determine LC. Rawat, Mishra, and Ahmad (2017) used images from the *Linear Imaging Self Scanning Sensor* (LISS-III) to obtain LC layers, based on which they found curve numbers (similar to RC). Zeng, Tang, Hong, Zeng, and Yang (2017) obtained LC from MODIS to update the global curve numbers map and calculate runoff based on precipitation and ST. Che, Liang, Li, and Ma (2018) classified vegetation types using Landsat-8 (L8) images with Support Vector Machines (SVM), based on which they found the RC. Kurczyn-Robledo, Kretzschmar, and Hinojosa-Corona (2007) used Ikonos images to calculate the normalized difference vegetation index (NDVI) and thereby found the potential surface runoff in the Serranía Matcuatai, Mexico. Studies have also been performed using remote sensors with products related to runoff or similar ones (Weng, 2001; Immerzeel, Droogers, De-Jong, & Bierkens, 2009; Milewski *et al.*, 2009; Stisen & Sandholt, 2010).

Although RC can clearly be calculated based on satellite images, well-defined criteria are not yet available for selecting an image and

algorithm according to the particular characteristics of the area of interest. The various types of image resolution is one aspect that can be considered for defining these criteria. For example, temporal resolution (TR) makes it possible to analyze whether the number of images per unit of time is sufficient for a project's needs (Chuvieco, 1991; Eastman, 2003). Regions that are highly heterogeneous should use data with a high spatial resolution (SR) (Herold, Latham, Di-Gregorio, & Schmullius, 2006; Liu & Tian, 2010; Tran, Julian, & De-Beurs, 2014; Lei *et al.*, 2016; Chen *et al.*, 2015; Abdikan, Sanli, Ustuner, & Calò, 2016; Chatziantoniou, Psomiadis, & Petropoulos, 2017). Spectral resolution (SpR) defines the characteristics of the LC that will be perceived by the sensor. About open access sensors, L8 and Sentinel-2 (S2) register information from light reflected in optical bands and from the infrared region. Synthetic-aperture radar onboard the Sentinel-1 (S1) registers dielectric properties and the shape of the LC and is not sensitive to cloud cover since it detects the microwave region (Zuhlke *et al.*, 2015; Grizonnet *et al.*, 2017).

The objectives of our study are to define the characteristics that an open-access satellite image should have to obtain LC and thereby obtain RC and to define which combinations of sensor with common classifier algorithms function best for determining RC given the hydrological characteristics of the study.

Methodology

The methodology proposed in this article was used to define criteria for selecting the most suitable open access sensor based on characteristics of these sensors, hydrological and geographic characteristics of the study area involved in the calculation of the RC, and the accuracy obtained in combination with the classification algorithms. To include diverse climatic and geographic characteristics, the methodology was applied to regions in Mexico: Bajo Grijalva (BG, humid tropical climate with low population density), the Valley of Mexico (VM, highly urbanized, central high plains), and San Juan-Bajo Bravo (BB, semi-arid with irrigated cropland and some urban areas).

The section is structured according to the following sections: Study Area, Base criteria for image selection, Processing, and evaluation of the LC classification, Selection of the image to be used to calculate RC, and Calculation of RC.

Study area

Figure 1 shows the BG, VM, and BB regions, which have contrasting hydrological characteristics and represent different geographic and climatic zones in Mexico (Rascón & Rivera, 2005). The BG basin is part of

the northwest zone of Hydrological Region Grijalva-Usumacinta at the south of Mexican territory (CONAGUA, 2007). This region has a humid tropical climate (García, 1998), a low degree of alteration, and a high-pressure level on water resources (Cotler, Garrido, Bunge, & Cuevas, 2010). The salaried employees in this region are mainly engaged in industrial activities but about 30 % of the total receive less than a minimum wage (INEGI, 2009). The most important population center is the city of Villahermosa with more than 300,000 habitants (INEGI, 2015). The hydrological parameters of this exoreic region are MP 1 500-4 500 mm (Cuervo-Robayo *et al.*, 2014), mean annual runoff of 1 000-2 000 mm (Jiménez & Maderey, 1992), evapotranspiration of 1 401-1 500 (Maderey, 1990) and RC of 0-30 % (INEGI, 2010). VM is in the central high plains at the homonymous Hydrological Region (CONAGUA, 2007). This region has a temperate climate (García, 1998), an extreme degree of alteration, and medium pressure on water resources pressure level (Cotler *et al.*, 2010). It is highly urbanized and has the highest population density among the compared basins in this study. In this area, approximately 70 % of the population is employed in shops and services activities (INEGI, 2009). The most important population center in Mexico City and its metropolitan area with more than 19 million inhabitants (INEGI, 2015). This exorheic basin has the hydrological parameters: MP of 400-1 500 mm (Cuervo-Robayo *et al.*, 2014), mean annual runoff of 10-500 mm (Jiménez & Maderey, 1992), evapotranspiration of 400-800 (Maderey, 1990), and RC of 0-30 % (INEGI, 2010). BB is in the north at the Bravo Conchos y Rio San Juan Hydrological Regions (CONAGUA, 2007). It has a semi-arid climate (García, 1998), a high degree of

alteration, and a high-pressure level on water resources (Cotler *et al.*, 2010). In this part of the territory, the population density varies in an interval of 23 and 80 inhabitants/km². The population is mostly employed in industrial activities and other salaried employments (INEGI, 2009). The most important population center is the city of Monterrey, with 1 109 171 inhabitants (INEGI, 2015). The hydrological parameters of this exorheic basin are MP of 500-800 mm (Cuervo-Robayo *et al.*, 2014), mean annual runoff of 10-50 mm (Jiménez & Maderey, 1992), evapotranspiration of 400-500 (Maderey, 1990), and RC of 0-20 % (INEGI, 2010).

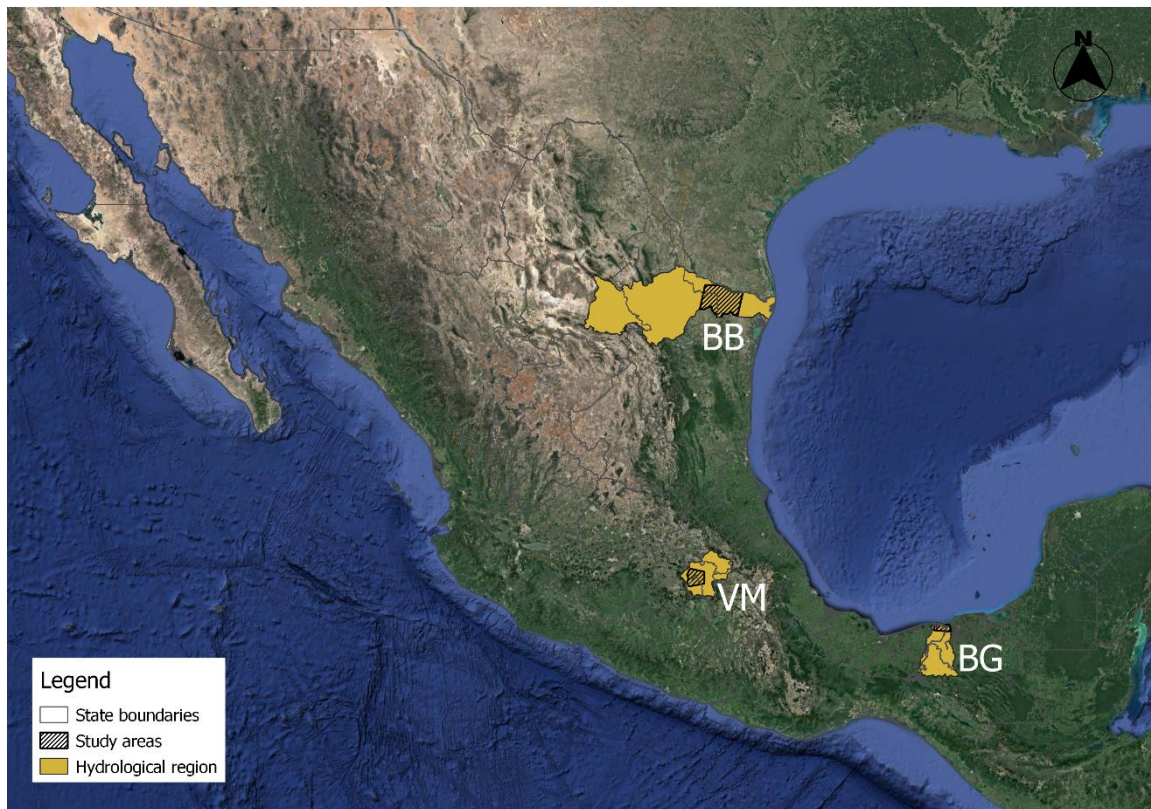


Figure 1. Location of study regions BB, BG, and VM. Source: Own design with data from Conagua (2007).

Information resources

Table 1 shows information from the L8, S1, and S2 images that were selected for each region, which was downloaded from <https://earthexplorer.usgs.gov/> and <https://scihub.copernicus.eu/>. These images correspond to the end of the rainy season to include LC during a period that has a high level of runoff. For comparison purposes, the closest possible dates in September were used. The areas in the images having the largest spatial overlap were selected for each region. They were also selected based on the criterion of low cloud cover. Table 1 shows the minimum and maximum coordinates, and the areas with image overlap of the three sensors for each of the regions. Also, the identifier and the date of each of the downloaded images are included.

Table 1. Images used in the study.

Region	Sensor/Date/Identification of the image	Overlapping areas in the images
--------	---	---------------------------------

		Coordinates		Area (km ²)
		Minimum	Maximum	
BB	LS8/ 8 Sept. 2016 LC08_L1TP _027042_20160908_20170222 _01_T1	99.0217 N, 25.4894 O	97.9482 N, 26.219 O	5 915
	S1/ 25 Sept. 2016 S1A_IW_GRDH_1SDV_20160925T004143_ 20160925T004208_013202_01500A_8E60			
	S2/ 9 Sept. 2016 S2A_OPER_MSI_L1C_TL_SGS__20160909T 221922_A006358_T14RNP. S2A_OPER_MSI_L1C_TL_SGS__20160909T 221922_A006358_T14RMP			
BG	LS8/ 24 Sept. 2016 LC80220472016249LGN00	93.2607 N, 18.2439 O	92.7732 N, 18.4422 O	688.6
	S1/ 27 Sept. 2016 S1A_IW_GRDH_1SDV_20160927T002314_ 20160927T002340_013231_0150F0_905A			
	S2/ 21 Aug. 2016 S2A_OPER_MSI_L1C_TL_SGS__20160821T 214512_A006086_T15QVA S2A_OPER_MSI_L1C_TL_SGS__20160821T 214512_A006086_T15QWA			
VM	L8 / 17 sept. 2016 LC80260472016261LGN00	99.3396 N,	98.9069 N, 19.7256 O	1 676

	S1 / 25 Sept. 2016 S1A_IW_GRDH_1SDV_20160930T004826_20160930T004851_013275_015252_C5B5	19.3129 0		
	S2 / 9 Sept. 2016 S2A_OPER_PRD_MSIL1C_PDMC_20160912T231518_R069_V20160909T170302_20160909T17110			

Base criteria for image selection

To identify if each sensor can help to determine the LC of the Mexican territory and what the advantages are given by each of them, a comparative analysis was for SR, TR, and SpR was done. The analysis of SpR of optical images included the sensibility of the sensor for the spectral signatures involved in the RC: tap water, concrete, brownish-gray sand, and vegetation. For this, a graphic (fig. 2 included in the results section) was generated with the mentioned signatures and the ranges of the electromagnetic spectrum of each sensor (Baldrige, Hook, Grove, & Rivera, 2009; ESA, 2013a; ESA, 2013b; USGS, 2016). For S1, the polarizations Vertical-Horizontal (VH), Vertical-Vertical (VV), and its subtraction (VV-VH) were used, following Abdikan *et al.* (2016).

Processing and evaluation of the LC classification

For L8 and S2, a radiometric and atmospheric correction was performed with the DOS method, using the QGIS 2.18 "Semi-Automatic Classification Plugin" (SCP) (Song, Woodcock, Seto, Lenney, & Macomber 2001; Congedo, 2016). For S1, noise elimination, calibration, multi-sweep, and terrain corrections were performed using the "SNAP Tool" (ESA, 2013a). The LC classes were defined based on the characteristics of each region, using as a reference official data INEGI on land use and "series V" vegetation, as well as the LC-K correspondence table (INEGI, 2013). The SCP was used to create the regions of interest (Solis *et al.*, 2005), which were defined as: water bodies, human settlements, bare soil, cropland-pasture, clouds, shadows, xerophytic mesquite, thorny shrubs, submerged vegetation, flood-prone zones, forest, and shrubs.

While various supervised classification algorithms exist, our study is limited to Minimum Distance (MD), Maximum Likelihood (ML), Spectral Angle Mapper (SAM), and SVM. MD is mathematically simple. It calculates the Euclidian distance from the spectral signatures, assigning the class corresponding to the signature that is closest to the pixel (Wacker & Landgrebe, 1972; Richards & Xiuping, 2013; Congedo, 2016). ML calculates probability distributions in accordance with the Bayes theorem (Sudhakar, Sridevi, Ramana, Rao, & Raha, 1999; Bruzzone & Prieto, 2001; Richards & Xiuping, 2013; Zhao & Zhao, 2013; Jia *et al.*, 2014).

SAM calculates the angle between the spectral signatures of image pixels and training spectral signatures (Kruse *et al.*, 1993). SVM defines the separation surface between two classes based on the definition of support vectors (Manning, Raghavan, & Schuetze, 2009; Theodoridis & Koutroumbas, 2008; Mountrakis, Im, & Ogole, 2011). The four algorithms were applied to each region using 25 to 30 training areas per class, which corresponded to a sampling of 2 to 5 % of the total area. The training areas were selected based on a stratified random sampling of each type of cover. MD and SAM were applied with SCP-QGIS, ML with GRASS GIS, and SVM with Orfeo-QGIS.

The accuracy that a classification presents with the actual value in the terrain depends on the SR, TR, and radiometric resolution (RR) of each sensor (Rogan & Chen, 2004). The validation of the obtained LC has been performed taking reference data from the National Institute of Statistical Geography (INEGI, acronym in Spanish), as well as with high-resolution images from Google Earth and Bing Aerial (Abdikan *et al.*, 2016; Yu & Gong, 2012). At least 30 validation points per LC class were also randomly generated, and the individual results of each algorithm-sensor-region combination were validated with those points according to Abdikan *et al.* (2016), and Yu and Gong (2012). After that, the unbiased population matrix and the accuracy calculations have been performed (Pontius Jr. & Santacruz, 2014) to validate the classifications correcting sampling bias (Pontius Jr. & Millones, 2011; Pontius Jr. & Santacruz, 2014; Estoque *et al.*, 2018; Huang, Huang, Pontius, & Tu, 2018). The equations proposed by Pontius Jr. and Santacruz (2014) were applied to each combination of algorithm-sensor for each region to obtain the

following indicators: unbiased population matrix, overall accuracy (OA), overall omission (OO), overall commission (OComm), the accuracy of cover (AC), omission of cover (OC), and commission of cover (CC). To synthesize the results, the average OA was obtained for each hydrological region, as well as for each sensor and each classification algorithm.

Calculation of RC

The first step to calculate RC was to select the LC image. To this end, the criteria resulting from section "Information resources" are used, as well as the results of the classifications with the highest OA. After that, the calculation was done accordingly to the following equations.

RC is expressed in function of MP and the K parameter, as shown by (DOF, 2015):

$$RC = \frac{K(MP-250)}{2000} \text{ if } K \leq 0.15 \quad (1)$$

$$RC = \frac{K(MP-250)}{2000} + \frac{K-0.15}{1.5} \text{ if } K \geq 0.15 \quad (2)$$

K is obtained according to tables that combine LC and ST, such as those reported by Solís *et al.* (2005).

Equation (1) and Equation (2) were applied to the selected images. They were transformed into a decision algorithm to calculate RC that used a K factor raster obtained from the correspondence tables by Solís *et al.* (2005), a raster of annual MP obtained with regression-kriging interpolation obtained accordingly to the reported by Tapia-Silva (2019), and an ST raster (INIFAP, 1995). The use of correspondence tables is one method that is suggested in countries such as Mexico for determining the RC (DOF, 2015). These tables show the relationship between the K parameter and ST (INIFAP, 1995; Solís *et al.*, 2005).

Results and discussion

Base criteria for image selection

Figure 2 presents a comparison of the spectral bands selected for optical sensors L8 and S2. The top section shows the behavior of the spectral signatures of tap water, concrete, brownish-gray sand, and vegetation (Baldrige *et al.*, 2009). The wavelength, in micrometers, is shown on the

x-axis and reflectance on the y-axis. Dotted lines run through and intersect the wavelengths that are perceived by each sensor. This graphic enabled us to select the optical sensor bands. The bands selected were those that are sensitive to the electromagnetic spectrum range, where reflectance varies in function of the type of LC. We selected bands 2, 3, 4, 5, 6, and 7 to classify LC using L8. Since band 1 is used to study shallow water, we included that in the BG region only. We selected bands 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 8A, 11, and 12 to classify LC using S2. We also included 1 with S2 for the BG region to improve the definition of water bodies.

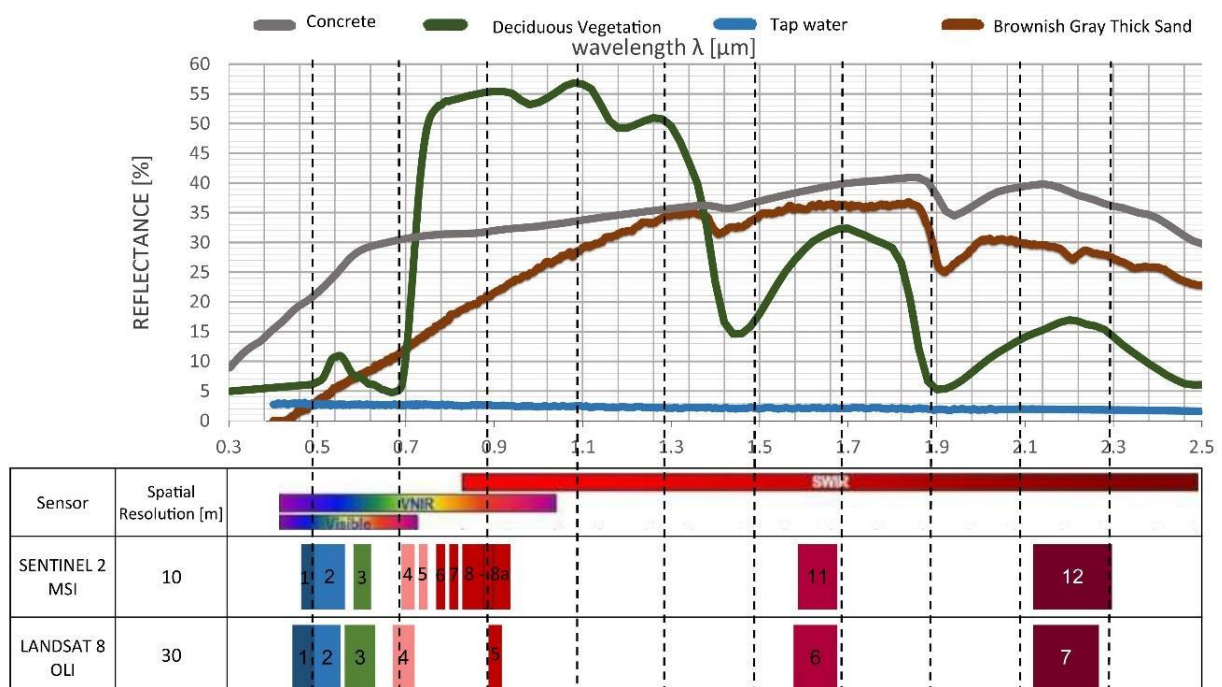


Figure 2. Spectral comparison of sensors L8 and S2 to determine LC. Developed by the authors with information from Baldrige *et al.* (2009), ESA (2013a), ESA (2013b), and USGS (2016).

Processing and Evaluation of the LC Classification

Table 2 shows the OA of all the algorithm-sensor combinations for each of the regions, in order of high to low. Region BG had the highest average OA for all the classifications (70.3 %), while BB resulted in 61.5 %, and VM in 58.2 %. The size of the area selected for each region may be a factor of influence, given that the highest OA corresponds to the area of analysis that is smallest in size. In BG, the water bodies cover a large area, which could have influenced the high OA obtained since an extra band helped to identify them using optic sensors and radar images are useful to detect water. In the case of the VM, the dynamics of change and the complexity of the area may have influenced the OA obtained for that region, which had the lowest average of the study regions. The bottom of Table 2 shows the results for each sensor. L8 presented the highest average OA, with 76.1 %, even though it had the lowest SR. That gives it the distinction of being a very useful sensor for defining LC types as well as other biophysical parameters. The performance of S2 was similar, with an OA of 75 %. S1 resulted in an OA of 38.8 %, which is much lower than

the sensors mentioned above. The sensors that had the highest OA were those with the highest SpR. The low accuracy found with S1 may be due to the use of only three bands for the classification, which strongly differs from a report by Abdikan *et al.* (2016), who obtained the best results with the combination of bands VV, VH, and the subtraction of VV-VH. The MD was the classifier with the best performance, with an OA of 71.2 %, followed by SVM with 70.5 %, and SAM with 60.9%. The poorest performance was ML, with 50.7 %.

Table 2. OA of the LC classification for each sensor- algorithm combination implemented in this study.

BB			BG			VM		
Sensor	Alghthm *	OA (%)	Sensor	Alghthm *	OA (%)	Sensor	Alghthm *	OA (%)
S2	MD	83.5	L8	SVM	90.5	L8	SAM	84.6
S2	SVM	81.5	L8	ML	88.6	L8	MD	83.8
S2	SAM	80.8	S2	SVM	87.9	L8	SVM	80.1
L8	SVM	78.2	S2	MD	86.2	L8	ML	79.4
S2	ML	77.4	L8	SAM	86.1	S2	SAM	71.5
L8	MD	76.9	S2	SAM	84.2	S2	MD	67
S1	SVM	68.6	S2	ML	84.1	S2	SVM	57.3
S1	MD	62.3	L8	MD	81.5	S1	MD	46
L8	SAM	57.9	S1	MD	53.7	S1	SVM	41.6
S1	SAM	26	S1	SVM	48.7	S2	ML	39.2
L8	ML	26	S1	SAM	28	S1	SAM	27

S1	ML	18	S1	ML	23	S1	ML	21
Average BB = 61.5			Average BG = 70.3			Average VM = 58.2		
Average by Sensor					Average by algorithm			
L8 = 76.1		S2 = 75	S1 = 38.8	MD=	SVM=	SAM=	ML=	
				71.2	70.5	60.9	50.7	

*Alghm: algorithm.

For the BB region, eight combinations had an OA over 60 %. The higher OA in this region was obtained with S2 combined with MD, SVM, and SAM (in that order), and the lowest OA was obtained with ML combined with L8 and S1 sensors. Based on these results, S2 is recommended for regions that are similar to BB (little precipitation and a large presence of irrigated cropland). The SR of S2 facilitates the identification of small objects of interest and was therefore helpful for this region, which contains large territorial contrasts.

For the BG region, eight combinations had an OA over 80 %: L8 and S2 combined with the four algorithms. The highest OA was 90.5 %, which was obtained with L8-SVM which presented the best performance of all combinations in this study. S2 with MD ended up in fourth place overall, even though its average OA was higher than those of the other algorithms. In contrast, the ML for this region had the second-highest OA, although it performed poorly in other combinations. The BG images have 1 to 3 % cloud cover, and images without clouds could not be found for that date. In addition, cloud cover and their shadows presented the highest accuracy in this region, which positively affected overall performance. Normally, S1 is advantageous for regions such as BG, where

there is high precipitation and cloud cover since its technology is insensitive to those factors. However, in our case, this advantage did not mean improvements in the OA and this may be related to the fact that the selected images presented the above-mentioned percentages of cloudiness.

For the VM region, six combinations had an OA of over 60 %. L8 combined with the four algorithms resulted in the highest OA, even though more bands were used with S2. This indicates that this combination is suitable for regions with spatial configurations that are similar to VM (predominantly urban). This combination presented higher OA with SAM and MD. The OA was less than 60 % for S2 combined with SVM and ML. In this region, the results were poorest for S1-ML, S1-SAM, and S2-ML.

Figure 3 presents (in % of the domain) the presence of cover (PC), represented by a black square. AC (green bars), OC (red bars), and CC (blue bars) for the classifications with the best performance in each region are shown in the same figure. For BB, cropland-pasture presented the highest PrC (55.7) and AC (51.4) with the S2-MD combination. AC for human settlements was 3.0. For this category, CC was greater than OC, which indicates that this category was overestimated. Xerophytic mesquite and thorny shrubs have very similar spectral signatures, which resulted in high OC and CC values. The errors for bare soil may be due to confusion with areas where crops had been recently planted. Thus, a high number of pixels was mistakenly assigned to bare soil (1.8 of CC), and the category was overestimated. For BG, bare soil was the land cover with the lowest AC and PC, with 1.1 % in both values. The CC for cropland-

pasture (0.9) and flood prone zones (2.5) may be due to their having very similar spectral signatures when crops begin to grow in those areas. Mangroves were distinguishable in the image and had a high AC (13 % for 15.5 % of PC). Water bodies had a low CC (0.1 %) since there was virtually no spectral confusion. Human settlements were underestimated, since CC for this class was lower than OC, with a PC of 2.8 %.

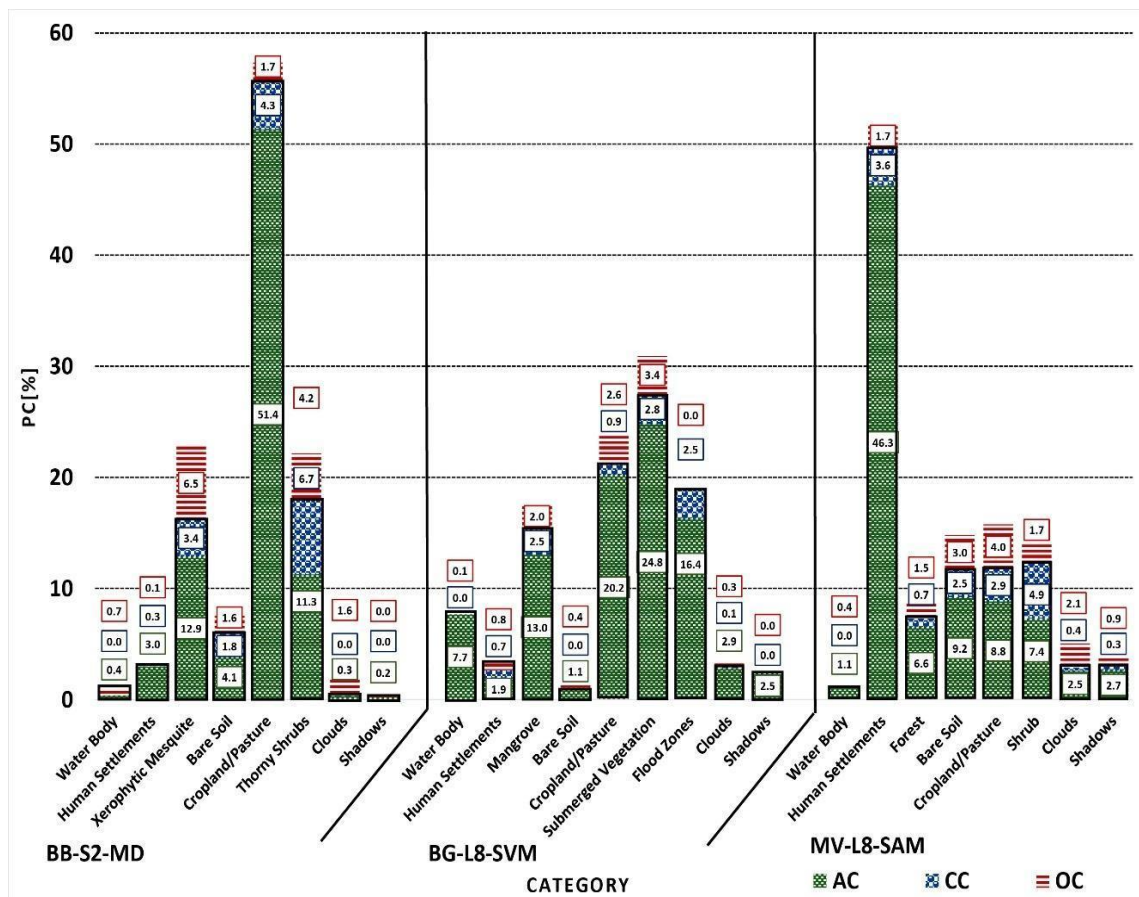


Figure 3. PC, AC, CC, and OC classifications of best performance in the analysis (as % of domain).

In the VM, urban zones were dominant, and the AC was high (46.3 % with a PC of 49.9 %), and they were correctly classified by the L8-SAM combination. Bare soil, forest, and water bodies had lower AC and PC. Cropland-pasture and shrubs had a low PC. For these cases, AC exceeded half of the PC. As in the other regions, OC was higher for bare soil and cropland-pasture, and the latter was confused with the shrub. Shrub and urban areas were overestimated, with a CC of 4.9 and 3.6 %, respectively. The remaining classes were underestimated, as indicated by an OC less than CC.

In all of the study regions, the dominant class made it possible to identify training areas with a high number of pixels and a homogenous spectral signature, resulting in high AC values. This proportional relation between PC and AC was reflected by bare soil, which had a low PC and AC. While shadows and clouds resulted in high AC levels, they do not contribute to the RC value, and furthermore, they make it difficult to adequately determine RC by making it difficult to identify the LC on the site.

Table 3 presents the PC results from the sensor-classifier combinations for the three regions. The combinations with the highest OA are highlighted in bold (S2-MD-BB, L8-SVM-BG, and L8-SAM-VM). For BB, L8-SVM and S1-SVM were the combinations with PC that were most similar to the one with the highest AC. The combinations with PC that were least similar to those with the highest AC were L8-ML and S1-ML. S1-SAM and S1-MD are not recommended because they overestimated or underestimated one of the classes studied.

Table 3. PC results, per category, for the sensor-classifier combinations, applied to regions BB, BG, and VM (in % of the domain)

		PC per category (see the meaning of numbers below the table)												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Sensor/ Algorithm		BB												
L8	MD	0.6 1	4.3 9	21.9 3	6.2 1	49.1	16.8 1	0.3 7	0.5 9	-	-	-	-	-
	SAM	0.4 5	4.0 4	24.2 9	6.9 6	41.5 6	20.3 7	0.5	1.8 4	-	-	-	-	-
	ML	0.4 2	4.9 2	19.6 4	55. 7	17.7 1	0	1.0 9	0.5 3	-	-	-	-	-
	SVM	0.6 6	3.8	20.6	5.8	50.6 4	16.3 4	1.4 7	0.6 9	-	-	-	-	-
S1	MD	34. 2	2.9 3	11.0 1	16. 4	25.4 6	10.0 9	-	-	-	-	-	-	-
	SAM	15. 2	17. 3	14.9	17. 4	23.5 8	11.6 2	-	-	-	-	-	-	-
	ML	0	0	0	100	0	0	-	-	-	-	-	-	-
	SVM	0.8 9	2.3	20.2 5	4.7 8	44.8 1	26.9 6	-	-	-	-	-	-	-
S2	MD	0.4	3.3	16.2 3	5.9 2	55.6 4	17.9 3	0.3 6	0.2 1	-	-	-	-	-
	SAM	0.4 2	2.7 8	19.6 5	6.2 2	46.4	21.7 4	0.5 8	2.2 2	-	-	-	-	-

	ML	0	8.5 4	30.9 6	4.0 9	55.8 7	0	0.3 8	0.1 5	-	-	-	-	-
	SVM	0.2 7	3.6 5	27.7 3	4.3	51.6 3	11.5 1	0.6 5	0.2 6	-	-	-	-	-
BG														
L8	MD	7.5 8	2.3 1	-	2.7 4	17.7 7	-	1.3	1.7 3	18. 2	29. 9	18. 5	-	-
	SAM	9.2 9	1.5 1	-	1.7 6	21.0 7	-	1.7 3	4.7 3	17. 7	26. 7	15. 5	-	-
	ML	7.0 3	8.9	-	3.6 2	20.4 8	-	4.7 3	1.7 8	14. 2	23	16. 3	-	-
	SVM	7.6 9	2.6 4	-	1.0 8	21.1 2	-	2.9 9	2.5 1	15. 5	27. 5	18. 9	-	-
S1	MD	6.9 9	14. 7	-	10. 2	14.3 2	-	-	-	15. 2	19. 7	18. 9	-	-
	SAM	11. 3	13. 7	-	9.3 9	12.6 4	-	-	-	20. 3	14. 2	18. 6	-	-
	ML	-	4.1 4	-	-	57.3	-	-	-	-	38. 6	-	-	-
	SVM	8.2 3	1.5 6	-	20. 5	24.9 7	-	-	-	28	-	16. 7	-	-
S2	MD	7.8 3	1.1 4	-	1.5 5	22.2 5	-	-	-	18. 6	27. 6	21	-	-
	SAM	8.2 9	0.7 7	-	1.1 2	18.6 2	-	-	-	15. 9	34	21. 3	-	-
	ML	7.8 4	6.0 5	-	5.7 7	22.5 6	-	-	-	16. 2	23. 6	18	-	-

	SVM	7.9 7	3.9 5	-	3.6 4	20.6 1	-	-	-	19. 4	26. 9	17. 5	-	-
		VM												
L8	MD	1.2 1	50. 5	-	13	17	-	2.6 7	0.9 1	-	-	-	5.6 8	9.0 4
	SAM	1.1	49. 9	-	11. 8	11.7 7	-	2.9 2	3	-	-	-	7.2 9	12. 3
	ML	1.1 1	58. 8	-	6.6 7	16.8 6	-	1.6 8	1.0 1	-	-	-	4.6	9.3 2
	SVM	2	59. 3	-	6.4 9	14.5 7	-	3.3	1.2 2	-	-	-	5.1 6	7.9 7
S1	MD	2.2 7	35. 8	-	10. 5	13.9 6	-	-	-	-	-	-	24. 3	13. 2
	SAM	20. 6	31. 1	-	17. 4	12.7 3	-	-	-	-	-	-	10. 1	8.1 9
	ML	2.0 8	0	-	0	0	-	-	-	-	-	-	0	97. 9
	SVM	2.1	51. 4	-	9.8 6	12.1	-	-	-	-	-	-	8.8 5	15. 7
S2	MD	2.0 9	45. 3	-	12. 3	23.9 2	-	1.0 7	0.9 1	-	-	-	6.6 4	7.8 3
	SAM	1.0 6	43	-	14. 4	20.3 9	-	3.2 5	2.9 4	-	-	-	5.4 1	9.6 4
	ML	0.8 8	46. 9	-	25	8.57	-	0.7 7	0	-	-	-	16. 7	1.1 6
	SVM	0.8 8	45. 5	-	7.1 5	13.3 7	-	0.9 7	20. 2	-	-	-	4.2 6	7.6 9

1 = water bodies; 2 = human settlements; 3 = bare soil; 4 = cropland-pasture; 5 = cloud cover; 6 = shadows; 7 = xerophytic mesquite; 8 = thorny shrubs; 9 = mangroves; 10 = submerged vegetation; 11 = flood prone zones; 12 = forest; 13 = shrub.

For the BG region, the PC obtained with S2-SVM and S2-MD were similar to those obtained with L8-SVM (which had the highest OA). The combinations that overestimated or underestimated PC were all the combinations with S1. As previously observed, using S1 for regions similar to BG (humid tropical) with cloudy conditions less than 3 % would result in considerable errors that would need to be corrected. Frequent cloud cover significantly reduces the ability to use optical images and according to our findings, these should be occupied with cloud cover less than 3 %. Additionally, we do not recommend the L8-ML combination to study human settlements in regions similar to BG, since that would overestimate PC.

For the VM region, the PC obtained with L8-SAM was comparable to S1-SVM and S2-SAM. The combinations that differed the most from what was obtained with L8-SAM were S1-SAM, S1-MD, and S2-ML, and therefore, they are not recommended. The PC obtained with L8 was similar to all the algorithms tested, which is a strong argument for recommending the use of this sensor with any of the classifiers for regions where urban land cover is predominant.

Calculation of RC

Table 4 shows the factors that this study took into account to select the most useful image for calculating RC: start of the study period, TR, SR, SpR, and Sensitivity to weather conditions. At the bottom of the table, the obtained average OA by the sensor is included as a reference. The TR of S2 (five days) was better than that of L8 (16 days) and S1 (12 days). S2 began to acquire images in 2015 and L8 in 2012. L8 can be complemented with the Landsat series, which has been available since 1972. S1 images have been available for all of Mexico since 2016. While S1 and S2 have the disadvantage of being only recently launched their SR is higher than that of L8 which makes it possible to distinguish LC having a small presence. For example, in BB, the SR of S2 made it possible to classify areas that had high contrast and covered a small area. Nevertheless, the size of the studied hydrological region should be considered, since a high SR requires a longer processing time and higher computing capacity.

Table 4. Factors for selecting an image for the determination of LC to obtain RC.

Factor	Sensor		
	L8 OLI	S1 SAR	S2 MSI
Start of the study period of the research to be performed	1972*	2016	2015
	Historical	Current	Current

Suitable for studies			
TR [d]	16	16	5
Suitable for studies	Every two weeks	Every two weeks	Weekly
SR [m]	30	10	10
Suitable for studies	Regional/Local	Regional/Local	Regional/Local
SpR range [μm]	0.48-2.2	37 500-75 000	0.44-2.19
Suitable for LC type	Water bodies, vegetation, bare soil, and human settlements	Water bodies, vegetation, bare soil, and human settlements	Water bodies, vegetation, bare soil, and human settlements
Sensitivity to weather conditions	Yes	No	Yes
Suitable for studies	Regions with little cloud cover	Regions with large cloud cover	Regions with little cloud cover
(%) Average OA in the present study	76.10	38.75	75.04

All three sensors were able to distinguish the four main LC categories in the study: water, bare soil, human settlements, and vegetation. The greater number of bands in S2 did not result in a higher OA. Also, the three bands in S1 did not provide good classification results. Although this sensor is associated with the good classification of urban areas with a high SR (Goldewijk, 2001; Liu & Tian, 2010; Loperfido, Noe, Jamagin, & Hogan, 2014), its use in the present study did not improve the results in the VM region (highly urbanized). Given the TR of the sensors used in this study, any one of them could be used to perform the

analysis presented by this investigation. S1 can be used with high cloud cover, in which case it will be helpful to use the combinations that the previous section indicated as having the highest accuracy. Certain actions are recommended to improve the classification results, such as post-processing techniques, increasing the number of bands, and selecting training areas that have a larger number of pixels and spectral homogeneity (Congedo, 2016; Richards & Xiuping, 2013; Chuvieco, 1991). Table 4 can be used as a reference for selecting the image. Data from S1 and S2 can be used if the project being conducted involves the study of current LC, but if the study includes historical changes it will be limited to the data from the Landsat series, which has generated images since 1972. All three sensors can be used for regional or local analyses, and enable identifying water bodies, vegetation, bare soil, and human settlements with a good degree of accuracy. After consulting Table 4 to select the most suitable sensor, we recommend that it be combined with the algorithm having the highest degree of accuracy, as reported by this study's findings (Table 2).

Figure 4 shows the RC results for each region, including the LC classification obtained with the sensor-algorithm combination having the highest OA, and four geographic layers: MP, ST, the resulting RC, and the RC from INEGI (2010) (official information) for comparison purposes. The following observations are applicable to all the study areas. The spatial distribution of the RC obtained by the present study is drastically different than those from INEGI's hydrological chart, 2010. The information presented in the INEGI layers is much more general than the layers that resulted from our study. The information resulting from our study has a

higher SR (10 m). In the case of INEGI, the data are at a scale of 1:50 000. INEGI's RC values were not determined in a precise manner, but rather, there are five discrete categories, the highest of which is between 0.10 and 0.20 for BB and VM, and ≥ 0.3 for BG.

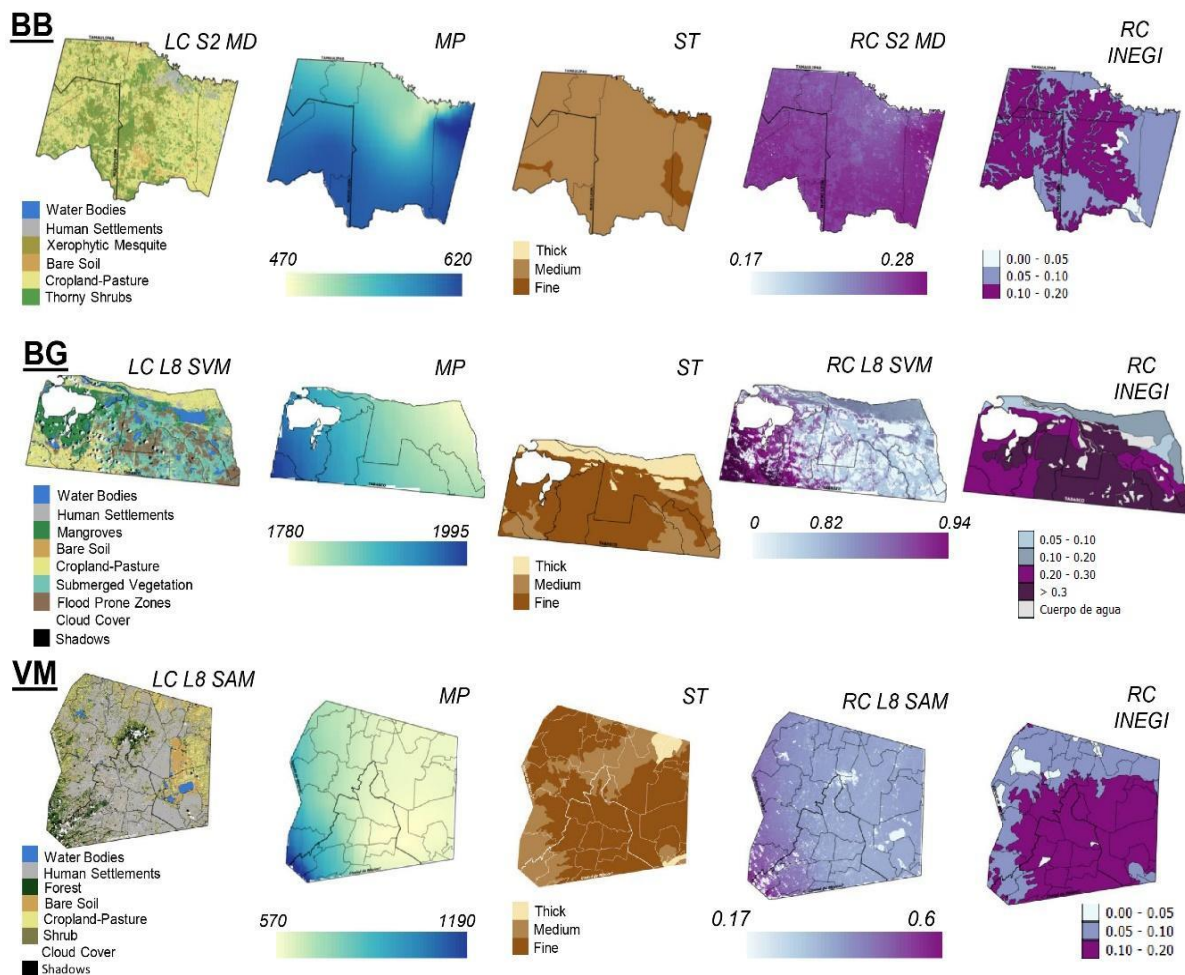


Figure 4. LC classifications were obtained with the sensor-algorithm combination having the highest OA and the layers MP, TS, resulting RC, and the RC from INEGI (official information), for the three regions studied.

In the case of BB, the combination that was selected was S2-MD. MP ranged from 470 to 620 mm and increased towards the southern portion of the hydrological region. The dominant ST was medium, with small areas of fine texture and very little thick texture in the north. The RC ranged from 0.17 to 0.28, with the latter exceeding the upper limit reported by INEGI (0.20). The spatial distribution was quite different from INEGI's hydrological chart. The RC in the chart ranged from 0 to 0.5 % in the southeast and north, while our study resulted in a smaller RC for a larger area of the northern portion of the region. In our study, the highest values were found in the south, whereas the INEGI chart identified the northwest as having the highest values.

For the BG region, the LC was obtained with L8-SVM. The lowest MP was 1 780 mm, which increased to nearly 2 000 mm towards the west. The dominant ST was fine, medium in the south, and thick in the north. The RC ranged from 0 to 1, with a predominance of values over 0.85. The highest RC values were in the western portion of the hydrological region, whereas the INEGI chart identified the central region as having the highest values.

For the VM region, LC was obtained with the L8-SAM combination. The minimum MP was 570 mm, which increased to 1 190 mm towards the west. The dominant ST was fine, with the medium in the central region and thick in the northeast. The RC ranged from 0.17 to 0.6, with a predominance of values over 0.24. The highest values were found in the central portion of the region, which may be because the calculation used by the present study included MP as a variable that is important to the RC

value, considering that an immediate relationship between the two can be seen when visually comparing the RC results with the MP map.

Conclusions

This study presents findings and recommendations for selecting open-access satellite images to calculate LC and RC based on the conditions of the study area. Nevertheless, the results and recommendations are applicable to any study that uses these types of images to determine LC. In our particular case, the characteristics of the sensors analyzed made it possible to obtain LC, which was needed to determine the RC for the study area. Different results were obtained with each one of the sensors. For the determination of LC, sensor L8 had the highest OA, on average, followed closely by S2, while S1 had the lowest values. Based on this study, the determination of LC should prioritize the use of MD and SVM, and avoid ML. This is an important finding given that ML is typically considered to be a standard algorithm and the first choice. Concerning SAM, this can be used in areas with characteristics that are similar to VM.

High SR is helpful for determining LC in areas such as the BB region (semi-arid with a large amount of irrigated cropland and isolated human settlements). As a result, the best accuracies were obtained with S2. The

recommendation for regions that are similar to BB is to combine MD, SVM, and SAM with S2. ML should be avoided for this type of region. The LC for BB presented a high CC for xerophytic mesquite-thorny shrub and cropland-bare soil. We recommend that training areas for water bodies be carefully determined, given that they have a small presence in regions such as BB. Cropland-pasture is dominant in these regions, while water bodies and human settlements are scarce. For the BG region, L8-SVM had the highest OA. The use of the deep blue band seemed to indicate an improvement in the AC obtained from the determination of water bodies. In regions with climates that are similar to that of BG (high cloud cover and precipitation), the use of S1 with MD and SVM is an option, with the largest possible number of bands and post-processing techniques. Even though this has resulted in inaccuracies of 50 %, which can be explained by having occupied images with little cloud cover ($< 3\%$), it would not otherwise be possible to conduct studies with optical images, and with more cloudy conditions the results should improve. In this type of region, submerged vegetation, cropland-pasture, and flood-prone zones have the largest PC, while bare soil and human settlements have the smallest. Since L8-SAM was the best combination for the VM region, we recommend this option for similar regions (temperate climates with a predominance of urban zones). S2 is also recommendable. The use of S1 and the ML algorithm should be avoided in these regions.

The selection of the ideal image for determining LC is a decision that should take into account the following factors: availability, TR, SR, SpR, study period, LC type and its dynamic, climate, and size of the study area. These should consider the following:

- Historical availability of data with TR: the Landsat series is useful for long-term analyses, and S1 and S2 for current analyses.
- Periodicity of the analysis for TR: S2 is useful for weekly studies and the other three sensors for longer periods.
- The scale of the project and SR: all of the sensors that were studied function for regional and local projects.
- Type of LC and spectral bands (SpR). The sensors studied are capable of distinguishing the four groups that are determinants of RC: water, bare soil, human settlements, and vegetation. For other classes, we recommend performing the analysis of bands that were presented in this study.
- Only radar sensors can be used for regions with high cloud cover, in spite of the low OA found in our study.

By using this method to determine RC, accurate and updated values were obtained with a resolution of up to 10 m, on a continuous scale. This represents an advantage over the official information in countries such as Mexico whose INEGI's hydrological chart groups regions into classes with values from 0 to 5 %, from 5 to 10 %, etc. The use of the RC maps obtained by this study will improve both the results from spatial hydrology analyses and the process for making spatially differentiated decisions.

Acknowledgments

We thank the Fondo Institucional de Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación, FORDECYT 2018-10. Clave

297259 for the financial support of the project, and the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, project No. 739125/596725, as well as the Energy and Environment Postgraduate program of the Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa.

References

- Abdikan, S., Sanli, F. B., Ustuner, M., & Calò, F. (2016). Land cover mapping using sentinel-1 SAR data. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 41, 757. DOI:10.5194/isprsarchives-XLI-B7-757-2016
- Baldrige, A. M., Hook, S. J., Grove, C. I., & Rivera, G. (2009). The ASTER spectral library version 2.0. *Remote Sensing of Environment*, 113(4), 711-715. DOI: 10.1016/j.rse.2008.11.007
- Bruzzone, L., & Prieto, D. F. (2001). Unsupervised retraining of a maximum likelihood classifier for the analysis of multitemporal remote sensing images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39(2), 456-460. DOI: 10.1109/36.905255
- Chatziantoniou, A., Psomiadis, E., & Petropoulos, G. (2017). Co-orbital Sentinel 1 and 2 for LULC mapping with emphasis on wetlands in a Mediterranean setting based on machine learning. *Remote Sensing*, 9(12), 1259. DOI: 10.3390/rs9121259
- Che, D., Liang, A., Li, X., & Ma, B. (2018). Remote sensing assessment of safety risk of iron tailings pond based on runoff coefficient. *Sensors*, 18(12), 4373. DOI: 10.3390/s18124373

- Chen, J., Chen, J., Liao, A., Cao, X., Chen, L., Chen, X., ... Lu, M. (2015). Global land cover mapping at 30 m resolution: A POK-based operational approach. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 103, 7-27. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2014.09.002
- Chuvieco, E. (1991). Fundamentos de teledetección espacial. *Estudios Geográficos*, 52(203), 371.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua-Subdirección General Técnica. (2007). *Subregiones Hidrológicas, escala 1:250 000. República Mexicana en formato vectorial*. México, DF, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Congedo, L. (2016). Semi-automatic classification plugin documentation. *Release*, 4(0.1), 29.
- Cotler, H., Garrido, A., Bunge, V., & Cuevas, M. L. (2007). *Las cuencas hidrográficas de México: priorización y toma de decisiones. Planeación Territorial* (2ª ed.). México, DF, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Cuervo-Robayo, A. P., Téllez-Valdés, O., Gómez-Albores, M. A., Venegas-Barrera, C. S., Manjarrez, J., & Martínez-Meyer, E. (2014). *Precipitación anual en México (1910-2009), datos vectoriales escala: 1:1000000, modificado por Conabio (2015)*. México, DF, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2015). D.-D. O. de la F. NOM-011-CONAGUA-2015, A.1.2.1.2 Coeficiente de escurrimiento. *Diario Oficial de la Federación*, 10-14.
- Eastman, J. R. (2003). *IDRISI Kilimanjaro: guide to GIS and image processing* (14 ed.). Worcester, USA: Clark University.
- ESA, European Space Agency. (2013a). *Sentinel-1 User Handbook*. Recovered from <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-1-sar>
- ESA European Space Agency. (2013b). *Sentinel-2 User Handbook*. Recovered from https://sentinel.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook
- Estoque, R. C., Pontius Jr, R. G., Murayama, Y., Hou, H., Thapa, R. B., Lasco, R. D., & Villar, M. A. (2018). Simultaneous comparison and assessment of eight remotely sensed maps of Philippine forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 67, 123-134. DOI: 10.1016/j.jag.2017.10.008
- García, E. (1998). *Climas (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. Formato de representación geográfica Shapefile: Formato vectorial compuesto por 4 archivos (shp, shx, dbf, prj)*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, DF.

- Goldewijk, K. K. (2001). Estimating global land use change over the past 300 years: The HYDE database. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(2), 417-433. DOI: 10.1029/1999GB001232
- Grizonnet, M., Michel, J., Poughon, V., Inglada, J., Savinaud, M., & Cresson, R. (2017). Orfeo ToolBox: Open source processing of remote sensing images. *Open Geospatial Data, Software and Standards*, 2(1), 15. DOI: 10.1186/s40965-017-0031-6
- Herold, M., Latham, J. S., Di-Gregorio, A., & Schmullius, C. C. (2006). Evolving standards in land cover characterization. *Journal of Land Use Science*, 1(2-4), 157-168. DOI: 10.1080/17474230601079316
- Huang, B., Huang, J., Pontius, R. G., & Tu, Z. (2018). Comparison of intensity analysis and the land use dynamic degrees to measure land changes outside versus inside the coastal zone of Longhai, China. *Ecological Indicators*, 89, 336-347. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.12.057
- Immerzeel, W. W., Droogers, P., De-Jong, S. M., & Bierkens, M. F. P. (2009). Large-scale monitoring of snow cover and runoff simulation in Himalayan River basins using remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 113(1), 40-49. DOI: 10.1016/j.rse.2008.08.010
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). *Encuesta Intercensal (2015)*, 2ª ed. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2013). *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250 000, serie V (capa unión), escala: 1:250 000*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Cartas hidrográficas de México, datos vectoriales escala: 1:250 000, 2ª ed.* Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2009). *Censos Económicos 2009*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INIFAP, Instituto Nacional de investigaciones Forestales y Agropecuarias. (1995). *Edafología, tipos, suelos, aspecto, físico escala 1:1 000 000 formato vectorial compuesto*. Recovered from http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/eda251mgw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no

Jia, K., Liang, S., Zhang, N., Wei, X., Gu, X., Zhao, X.,... Xie, X. (2014). Land cover classification of finer resolution remote sensing data integrating temporal features from time series coarser resolution data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 93, 49-55. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2014.04.004

Jiménez, A., & Maderey, L. E. (1992). Ecurrimiento medio anual. En: *Hidrogeografía IV.6.4. Atlas Nacional de México. Vol. II, Escala*

1:4000000. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía. Recovered from http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/esmea4mgw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no

Kruse, F. A., Lefkoff, A. B., Boardman, J. W., Heidebrecht, K. B., Shapiro, A. T., Barloon, P. J., & Goetz, A. F. H. (1993). The spectral image processing system (SIPS)—interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. *Remote Sensing of Environment*, 44(2-3), 145-163. DOI: 10.1016/0034-4257(93)90013-N

Kurczyn-Robledo, J. A., Kretzschmar, T., & Hinojosa-Corona, A. (2007). Evaluación del escurrimiento superficial en el noreste del Valle de Guadalupe, BC, México, usando el método de curvas numeradas y datos de satélite. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 24(1), 1-14.

Lei, G., Li, A., Bian, J., Zhang, Z., Jin, H., Nan, X., ... Tan, J. (2016). Land cover mapping in southwestern China using the HC-MMK approach. *Remote Sensing*, 8(4), 305. DOI: 10.3390/rs8040305

Liu, M., & Tian, H. (2010). China's land cover and land use change from 1700 to 2005: Estimations from high-resolution satellite data and historical archives. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(3). DOI: 10.1029/2009GB003687

Loperfido, J. V., Noe, G. B., Jamagin, S. T., & Hogan, D. M. (2014). Effects of distributed and centralized stormwater best management practices and land cover on urban stream hydrology at the

catchment scale. *Journal of Hydrology*, 519, 2584-2595. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.07.007

Manning, C., Raghavan, P., & Schuetze, H. (2009). *Introduction to information retrieval*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Maderey, L. E. (1990). Evapotranspiración real. En: *Hidrogeografía IV.6.6. Atlas Nacional de México. Vol. II Datos vectoriales Escala 1:400 000*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía. Recovered from http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/evapr4mgw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no

Merz, R., Blöschl, G., & Parajka, J. (2006). Spatio-temporal variability of event runoff coefficients. *Journal of Hydrology*, 331(3-4), 591-604. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2006.06.008

Milewski, A., Sultan, M., Yan, E., Becker, R., Abdeldayem, A., Soliman, F., & Gelil, K. A. (2009). A remote sensing solution for estimating runoff and recharge in arid environments. *Journal of Hydrology*, 373(1-2), 1-14. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.04.002

Mountrakis, G., Im, J., & Ogole, C. (2011). Support vector machines in remote sensing: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66(3), 247-259. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2010.11.001

- Pontius Jr, R. G., & Millones, M. (2011). Death to Kappa: Birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 32(15), 4407-4429. DOI: 10.1080/01431161.2011.552923
- Pontius Jr, R. G., & Santacruz, A. (2014). Quantity, exchange, and shift components of difference in a square contingency table. *International Journal of Remote Sensing*, 35(21), 7543-7554. DOI: 10.1080/2150704X.2014.969814
- Rascón, L. E. M., & Rivera, J. J. C. (2005). *El recurso agua en México: un análisis geográfico* (vol. 3). México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rawat, K. S., Mishra, A. K., & Ahmad, N. (2017). Surface runoff estimation over heterogeneous foothills of Aravalli mountain using medium resolution remote sensing rainfall data with soil conservation system-curve number method: A case of semi-arid ungauged Manesar Nala watershed. *Water and Environment Journal*, 31(2), 262-276. DOI: 10.1111/wej.12243
- Richards, J. A., & Xiuping, J. (2013). *Remote sensing digital image analysis: An introduction* (5ª ed.). Berlin, Germany: Springer-Verlag.
- Rogan, J., & Chen, D. (2004). Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in Planning*, 61(4), 301-325.

- Savenije, H. H. G. (1996). The runoff coefficient as the key to moisture recycling. *Journal of Hydrology*, 176(1), 219-225. DOI: 10.1016/0022-1694(95)02776-9
- Sivapalan, M., Blöschl, G., Merz, R., & Gutknecht, D. (2002). Linking flood frequency to long-term water balance: Incorporating effects of seasonality. *E&G Quaternary Science Journal*, 27. DOI: 10.1029/2004WR003439
- Solís, A. Y., González, R. D., Lafragua, C. J., Gutiérrez-López, L. A., Bahena, H. A., Santos, J. F. Alfaro, M., Brindis, P. J. G. (2005). *Estudio de actualización de la disponibilidad y balance hidráulico de aguas superficiales de la Región Hidrológica No. 12, Cuencas Cerradas de Sayula y Región Hidrológica No. 15, Costa de Jalisco, Considerando las Concesiones del REPDA*. México, DF, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y Comisión Nacional del Agua.
- Song, C., Woodcock, C. E., Seto, K. C., Lenney, M. P., & Macomber, S. A. (2001). Classification and change detection using Landsat TM data: When and how to correct atmospheric effects? *Remote sensing of Environment*, 75(2), 230-244. DOI: 10.1016/S0034-4257(00)00169-3
- Stisen, S., & Sandholt, I. (2010). Evaluation of remote-sensing-based rainfall products through predictive capability in hydrological runoff modelling. *Hydrological Processes: An International Journal*, 24(7), 879-891. DOI: 10.1002/hyp.7529

- Sudhakar, S., Sridevi, G., Ramana, I. V., Rao, V. V., & Raha, A. K. (1999). Techniques of classification for landuse/landcover with special reference to forest type mapping in Jaldapara Wildlife Sanctuary, Jalpaiguri District, West Bengal—a case study. *Journal of the Indian society of Remote Sensing*, 27(4), 217.
- Tapia-Silva, F. O. (2019). Geostatistical integration to improve representativeness of satellite precipitation estimates and field measurements. Kalpa Publications in Computing 13. In: *Proceedings of the 1st International Conference on Geospatial Information Sciences* (pp. 1-11). DOI:10.29007/glj1
- Theodoridis, S., & Koutroumbas, K. (2008). *Pattern recognition*. (4a ed.). San Diego, USA: Elsevier Inc.
- Tran, T., Julian, J., & De-Beurs, K. (2014). Land cover heterogeneity effects on sub-pixel and per-pixel classifications. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 3(2), 540-553. DOI: 10.3390/ijgi3020540
- USGS, U.S. Geological Survey. (2016). *Landsat 8 (L8) Data Users Handbook*. Recovered from <https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/landsat-8-data-users-handbook>
- Wacker, A. G., & Landgrebe, D. A. (1972). Minimum distance classification in remote sensing. *Purdue University - LARS Technical Report*, 1(1)2-13.

- Weng, Q. (2001). Modeling urban growth effects on surface runoff with the integration of remote sensing and GIS. *Environmental Management*, 28(6), 737-748. DOI: 10.1007/s002670010258
- Yu, L., & Gong, P. (2012). Google Earth as a virtual globe tool for Earth science applications at the global scale: Progress and perspectives. *International Journal of Remote Sensing*, 33(12), 3966-3986. DOI: 10.1080/01431161.2011.636081
- Zeng, Z., Tang, G., Hong, Y., Zeng, C., & Yang, Y. (2017). Development of an NRCS curve number global dataset using the latest geospatial remote sensing data for worldwide hydrologic applications. *Remote Sensing Letters*, 8(6), 528-536. DOI: 10.1080/2150704X.2017.1297544
- Zhao, Z. Z., & Zhao, K. (2013). Remote sensing image classification based on a modified self-organizing neural network with a priori knowledge. *Sensors & Transducers*, 153(6), 29-36.
- Zuhlke, M., Fomferra, N., Brockmann, C., Peters, M., Veci, L., Malik, J., & Regner, P. (2015). SNAP (sentinel application platform) and the ESA sentinel 3 toolbox. *Sentinel-3 for Science Workshop*, (734), 21.

Rainfall-runoff modelling in dryland catchments, Sauce Grande, Argentina

Modelación precipitación-escorrentía en cuencas de zonas secas, Sauce Grande, Argentina

Ana Casado¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4480-3756>

¹Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur - CONICET, Bahía Blanca, Argentina/ Université Clermont Auvergne, CNRS, Geolab, F-63000 Clermont-Ferrand, France, ana.casado@uns.edu.ar

Correspondence author: Ana Casado, ana.casado@uns.edu.ar

Abstract

The poor understanding of the hydrological functioning of many dryland catchments challenges hydrological modeling on both a discrete and a continuous basis. This paper implements a simple yet robust conceptual rainfall-runoff model, GR2M, to predict long-term monthly runoff in the Sauce Grande catchment (Argentina). It aims at determining whether (i) simple rainfall-runoff models perform satisfactorily on dryland catchments, and (ii) the parameter transfer from calibration to validation

works in the context of climate-driven flow variability. Two model versions are evaluated and compared considering similar and contrasting catchment conditions along the period of record. Calibration results showed from 88 to 90 % efficiency on runoff predictions (on average), with variations along calibration periods linked to prevailing flow conditions (magnitude, variability, and constancy). From both, the model version separating the part of direct runoff from subsurface flow showed greater sensitivity to extreme flow conditions and greater structure adaptability to the full range of flows. Efficiency losses from calibration to validation were yet marked (22 %, on average), and responded primarily to runoff overestimations on periods of low flow. Parameters were allowed to evolve along with hydroclimatic conditions based on decision tree learning. Through this modification, the predictive efficiency of GR2M improved by 97 %. In addition to validating the robustness of simple rainfall-runoff models on drylands once parameters may evolve, this paper yields new hydrological data that constitutes an important platform to underpin further water resources planning and management in this highly regulated catchment.

Keywords: Hydrological modeling, dryland catchments, hydroclimatic variability, GR2M, Sauce Grande River.

Resumen

La escasa comprensión sobre el funcionamiento hidrológico de muchas cuencas de zonas secas desafía el modelado hidrológico en forma discreta y continua. Este trabajo implementa un modelo conceptual simple, pero

robusto (GR2M) para predecir la esorrentía mensual en la cuenca del río Sauce Grande (Argentina). El mismo pretende determinar a) la eficacia de modelos conceptuales simples en cuencas de zonas secas, y b) el potencial de transferencia de los parámetros del modelo en el contexto de la variabilidad hidroclimática característica de estos ambientes. Se evalúan y comparan dos versiones de GR2M considerando condiciones similares y contrastantes a lo largo del periodo de registro. La eficacia de los modelos durante calibración fue de entre 88 y 90 % en promedio, con variaciones vinculadas con cambios en las condiciones de esorrentía predominantes (magnitud, variabilidad y constancia). La versión del modelo que separa la esorrentía directa del flujo subsuperficial demostró mayor sensibilidad a condiciones extremas y mayor adaptabilidad estructural a la gama completa de flujos. Sin embargo, se registraron notorias pérdidas de eficacia entre calibración y validación (22 %, en promedio) debidas principalmente a sobreestimaciones en periodos de baja esorrentía. Los parámetros del modelo se ajustaron a la variabilidad hidroclimática sobre la base de árboles de regresión. Así, la eficacia predictiva de GR2M mejoró en un 97 %. Además de validar la solidez de modelos hidrológicos simples en zonas secas permitiendo a los parámetros evolucionar con el tiempo, este trabajo provee datos hidrológicos de base para la planificación y gestión de los recursos hídricos en esta cuenca altamente regulada.

Palabras clave: modelación hidrológica, cuencas de zonas secas, variabilidad hidroclimática, GR2M, río Sauce Grande.

Received: 25/02/2020

Accepted: 22/09/2020

Introduction

Hydrological modeling is prime for water resources planning and management in the context of climate variability and change. Most of the currently available models will provide reliable results where hydrological data are available for calibration of model parameters (Boughton & Chiew, 2007). However, the distinct hydrology of dryland rivers (*i.e.*, drought- and flood-dominated regimes with extreme variability and low predictability (Bunn, Thoms, Hamilton, & Capon, 2006) challenges hydrological modeling on both a discrete and a continuous basis (Pilgrim, Chapman, & Doran, 1988).

Hydrological modeling in drylands has two major sources of error. On the one hand, model parameters at calibration represent standard catchment conditions in response to seasonal climatic variations that are assumed as stable on both validation and prediction (Coron *et al.*, 2012; Merz, Parajka, & Blöschl, 2011). Climate-driven flow variability may lead to less optimal results because parameters calibrated on a given period do not necessarily represent the full range of flows that may be expected

to occur in the long term. On the other hand, the over-parameterization of many models (which constitutes one of the root causes of the model output uncertainty; Perrin, Michel, & Andréassian, 2001) may be particularly challenging in drylands. Dryland catchments home some of the most poorly gauged rivers on Earth (Callow & Boggs, 2013), and therefore lack a detailed hydrological understanding on which to base the calibration of many model parameters – especially those related to subsurface flow processes (Beven, 2002).

This paper implements a simple yet robust conceptual hydrological model, GR2M (Makhlouf & Michel, 1994), to determine whether a) conceptual models based on few parameters perform satisfactorily on dryland catchments, and b) a simple transfer of model parameters from calibration to validation works in the context of climate-driven flow variability. The study compares two different model versions (Lavabre, Cambon, Folton, Makhlouf, & Michel, 1997; Mouelhi, Michel, Perrin, & Andréassian, 2006) to determine the parameters that are most sensitive to dryland catchment hydrology and implements generalized split-sample tests (Coron *et al.*, 2012) allowing considering all possible climatic configurations between calibration and validation. The analysis centers on the Sauce Grande catchment, the major source of freshwater within south-western Buenos Aires, Argentina. This dry subhumid catchment has been regulated 40 years ago for drinking water supply, and present reservoir performance revisits particular attention. In addition to providing a new example validating the robustness of GR2M to simulate monthly runoff, this paper improves the potential for transferability of model parameters over time and yields new hydrological data that

constitutes an important platform to underpin further water resources planning and management in this highly regulated, dryland catchment.

Materials and methods

Study area

The study centers on the Sauce Grande River (Argentina), an agricultural stream regulated since 1978 by the Paso de las Piedras dam for drinking water supply to the cities of Bahía Blanca and Punta Alta (Figure 1). The climate type for the majority of the river catchment is dry subhumid. Mean annual rainfall is 640 mm, mean annual temperature is 14.3 °C, and mean potential evapotranspiration is 1 050 mm (1981-2010); based on the data series described by Casado, 2013). The river flow regime is perennial flashy (rainfed) and event driven (Casado, 2013). According to the hydrological series used in this study (1910-1947), the mean annual flow is 3.44 m³ s⁻¹ and exhibits high variation (CV = 1.3). Flow variability is the norm, as it occurs in most dryland rivers (Tooth, 2000; Tooth, 2013), and responds to rainfall anomalies linked primarily to El Niño-Southern

Oscillation (Scian, 2000) and other large-scale atmospheric phenomena (Scian, Labraga, Reimers, & Frumento, 2006).

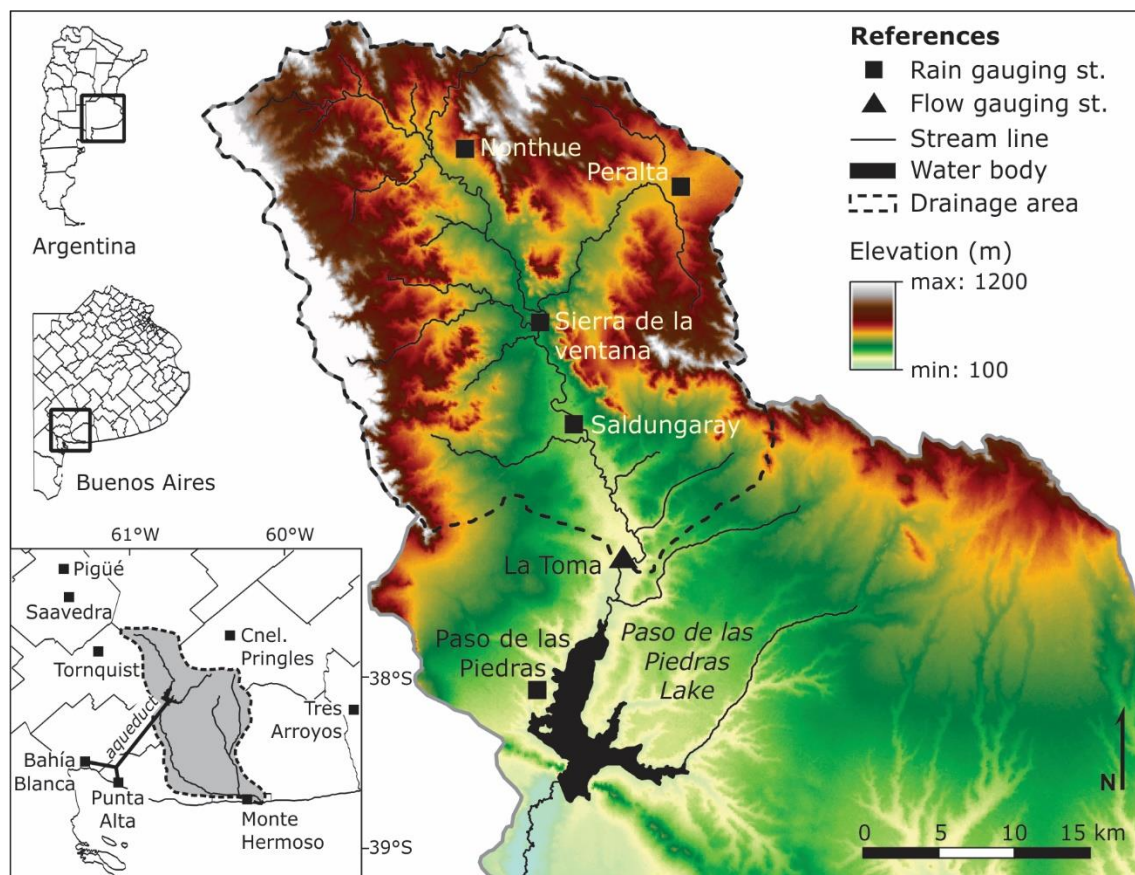


Figure 1. Map of the study catchment showing major topographic features.

Long-standing episodes of drier- and wetter-than-normal conditions are common (Casado & Campo, 2019), and impact very seriously on local water resources. At present, the recurrence of drought and increasing water demand challenge the relationship between water use and

management, and the current reservoir performance revisits particular attention. However, one of the major drawbacks to re-evaluating the relationship between capacity, yield, and performance of Paso de las Piedras is that the drainage basin to the reservoir is poorly gauged, and long-term records on which to base realistic projections are therefore lacking.

Predicting long-term runoff series in this regulated, poorly gauged catchment is both important and challenging. Previous research efforts on hydrological modeling within the upper Sauce Grande catchment provided suitable results (Brandizi, Sequeira, & Fernández, 2013). However, the data series used on model calibration was too short in the context of the regional climate variability, and further research efforts should focus on producing reliable runoff predictions under non-stationary climate conditions supporting near future water planning and management.

Data

Hydrological records in the study catchment are either short-termed, temporally discontinuous, or both. The only reliable hydrological series available in the long term are monthly runoff volumes recorded at La Toma (Figure 1) on the period 1910-1947. Despite these runoff records probably mislead current hydrologic conditions, the series encompasses

some of the most severe flood and drought events in history, *e.g.*, the drought of 1935-1939 (Schefer, 2004); the floods of 1919 and 1944 (Gil, 2010). It, therefore, provides a good dataset on which to calibrate the models. In addition, these data series were used to size the Paso de las Piedras dam prior to construction (Schefer, 2004), and have therefore a great value-added.

Concurrent rainfall records were obtained from different rail stations and farms through the catchment. Mean areal rainfall was calculated using the Thiessen method. Months exhibiting missing records or unreliable values were completed with gridded rainfall data extracted from the global dataset of the University of Delaware (Willmott & Matsuura, 2001). The potential evapotranspiration (*PE*) was calculated based on mean monthly gridded temperatures (Willmott & Matsuura, 2001) using the method of Thornthwaite (1948). This method was selected because of its simplicity for *PE* estimations (*i.e.*, it only requires to mean monthly temperature as input). In addition, it still remains among the top ten *PE* formulae for rainfall-runoff modeling as demonstrated by Oudin *et al.* (2005). Monthly series of runoff, mean areal rainfall and potential evapotranspiration were pooled together to provide a continuous dataset over 30 years of record (1916-1945).

Methods

Rainfall-Runoff models

Among the wide range of conceptual hydrological models available in the literature, this study implements the GR2M model (Génie Rural à 2 paramètres Mensuel) developed by Makhoul and Michel (1994). GR2M was selected for two main reasons. First, GR2M estimates runoff from rainfall using two parameters only, thus avoiding poor estimations of physical parameters frequently unknown in poorly gauged catchments. Second, GR2M has been implemented successfully for a variety of applications and under a range of hydroclimatic conditions, including drylands (Djellouli, Bouanani, & Baba-Hamed, 2015; Folton & Lavabre, 2007; Mebarki, 2010; Okkan & Fistikoglu, 2014). Two versions of GR2M were retained and compared for the purpose of this study. Lavabre *et al.* (1997) modified the original GR2M to improve its efficiency for baseflow simulation. Later, Mouelhi *et al.* (2006) proposed a more general version of the original GR2M to increase its applicability under varying climate conditions.

The two model versions, namely GR2M-97 and GR2M-06, respectively, build on the water balance equation. Both use monthly rainfall (P) and evapotranspiration (E) data as input and estimate runoff based on recharge-discharge relationships between two reservoirs (Figure 2). First, the effective rainfall (P_e) is determined from a soil moisture reservoir (H). The maximum capacity of H is given by the parameter X_1

($X_1 > 0$), and its actual content at the end of a given month is given by the balance between rainfall inputs (H_1) and evapotranspiration losses (H_2) for that particular month. Pe is then routed by a second reservoir with storage S and a production capacity X_4 . Actual runoff from the study catchment is given by a water balance term that regulates runoff production (X_5). Depending on the model structure, it controls total runoff outputs (GR2M-97) or regulates the content of S (GR2M-06). Values of X_5 greater than 1 indicate additional water supplies than those considered by the model, while values lower than 1 indicate additional water losses. The closer X_5 to 1, the higher the ability of the model to simulate the water balance of the catchment.

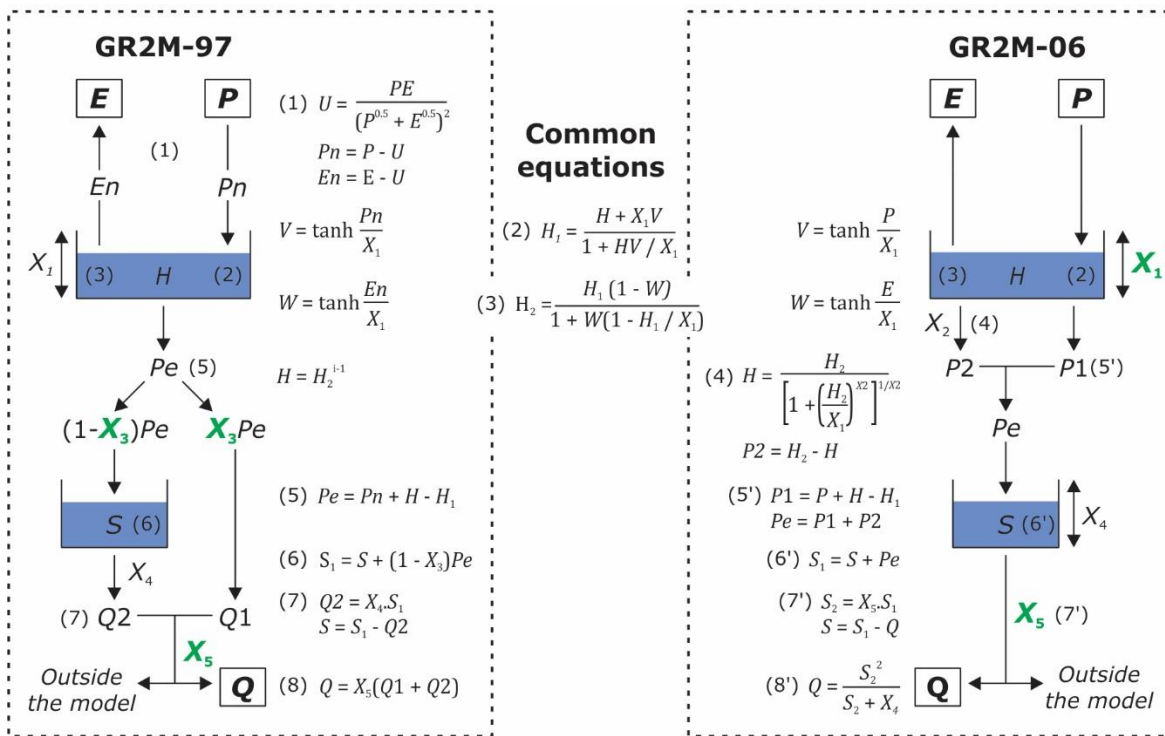


Figure 2. Scheme of the GR2M-97 and GR2M-06 models showing free parameters requiring calibration (in green). Equations are given along. For a more detailed description of the models, please refer to Lavabre *et al.* (1997), Makhlouf and Michel (1994), and Mouelhi *et al.* (2006).

The main differences between the two GR2M versions are given as follows.

a) *The way initial abstractions are computed.* GR2M-97 begins with a partial cancellation between P and E input data (U), whereas abstractions in GR2M-06 are considered in a percolation equation with parameter X_2 that takes a fixed value ($X_2 = 3$).

b) *The free parameters governing the model structure.* The capacity of the soil moisture reservoir X_1 is fixed to 250 mm in GR2M-97, whereas X_1 is no longer a fixed parameter in GR2M-06 and requires calibration. On the other hand, GR2M-97 builds on the parameter X_3 to determine the fraction of Pe that is readily discharged to the stream (Q_1), and its complementary part entering the routing reservoir to yield Q_2 ($0 \leq X_3 \leq 1$). Conversely, there is no direct runoff by-passing the routing reservoir in GR2M-06. All the effective rainfall Pe is routed by S , and therefore $Q_1 = 0$.

c) *The role of parameters X_4 and X_5 in the computation of runoff outputs.* In GR2M-97, X_4 controls the part of S that becomes Q_2 ($X_4 = 1/3$), and the water exchange term X_5 is used to adjust total runoff outputs from the catchment. In GR2M-06, however, X_4 is the storage capacity of S , and water losses (or gains) to (from) outside the catchment

are proportional to the content of S . Total runoff is ultimately determined based on the content of S after computation of water exchanges and relative to the capacity of S (expressed as a fixed value of 60 mm).

Generalized split-sample tests

GR2M-97 and GR2M-06 were calibrated using generalized split-sampling tests (GSST). In opposition to standard split-sample tests (Klemeš, 1986), GSST consist of a series of calibration-validation tests considering all possible climatic configurations, including similar and contrasting conditions between calibration and validation (Coron *et al.*, 2012). The GSST procedure involves a) defining calibration periods using a sliding window of a given time length; b) optimizing model parameters on each calibration period using a given objective function, and c) performing all possible validation tests on the remaining periods whether they ensure independence (*i.e.*, calibration and validation periods do not overlap).

This study used a sliding window of 5-yr lengths. The window was moved by one hydrological cycle (1 year) from 1916 to 1945, thus providing 26 calibration periods with a 4-yr overlap. The year preceding each calibration period was used as a warm-up period in all calibrations. This ensured avoiding the effects of bad initial conditions on calibration.

On each calibration period, model parameters were optimized by maximizing the square root transformed Nash-Sutcliffe efficiency (sqrt E). This transformation provides a median way between the classical Nash-Sutcliffe efficiency (Nash & Sutcliffe, 1970), that emphasizes the quality of high-flow simulations, and its log-transformed version, which emphasizes the quality of low-flow simulations (Perrin *et al.*, 2001; Perrin, Michel, & Andréassian, 2003). Accordingly, sqrt E is given by:

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

where O and P are observed and predicted runoff at time step I ; $\bar{O}$ is the mean observed runoff over the calibration period, and n is the number of time steps.

This procedure provided one parameter set per calibration period (*i.e.*, 26 parameter sets) for both GR2M-97 and GR2M-06 models. Model parameters obtained for each calibration period were then tested on all the remaining, non-overlapping periods. This ensured strict independence in validation.

Model efficiency criteria

Two additional criteria were selected to determine which of the models perform better for runoff simulation in drylands. These include the classical Nash-Sutcliffe efficiency E , and an index of agreement d proposed by Willmott (1981) and revisited later by Krause, Boyle, and Bäse (2005). The index of agreement d represents the ratio of the mean square error to the potential error. It ranges from 0 (no correlation) to 1 (perfect fit) and is expressed as follows:

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

E and d criteria are based on absolute square errors between observed and predicted runoff. Because differences in higher values are expected to have a greater influence than those in lower values, relative forms of E and d were also calculated based on Krause *et al.* (2005). Relative E takes the form:

$$E_{rel} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{O_i - P_i}{O_i} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{O_i - \bar{O}}{\bar{O}} \right)^2} \quad (3)$$

The index of agreement d based on relative deviations is expressed as follows:

$$d_{rel} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{O_i - P_i}{O_i} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|}{\bar{O}} \right)^2} \quad (4)$$

Calibration-validation parameter extrapolation

A common source of error in rainfall-runoff modeling is the extrapolation of model parameters from the calibration period to periods leading to less optimal runoff estimations (Coron *et al.*, 2012; Merz *et al.*, 2011). Coron *et al.* (2012) proposed a model robustness criteria (*MRC*) to evaluate performance losses caused by the parameter transfer from calibration (*C*) to validation (*V*):

$$MRC_{C \rightarrow V} = 1 - \frac{\varepsilon_{C \rightarrow V}}{\varepsilon_{V \rightarrow V}} \quad (5)$$

where ε is the objective function used in calibration (*i.e.*, the square root transformed Nash-Sutcliffe efficiency); $C \rightarrow V$ is the parameter transfer term (*i.e.*, sqrt E estimates on period V using the parameters calibrated on period C), and $V \rightarrow V$ is the optimum term (*i.e.*, the maximum value of sqrt E obtained on period V during calibration). *MRC* should be positive, and as close to zero as the parameters calibrated on period C give a similar model fit than that obtained on period V . The higher the *MRC*

value, the less suitable the parameter set for the receiving period V (Coron *et al.*, 2012).

Another measure of the model error caused by parameter transfer from calibration to validation is the volume error VE (Merz *et al.*, 2011). VE is a measure of bias on total runoff volumes and is defined as:

$$VE = \frac{\sum_{i=1}^n P_{C \rightarrow V}^i - \sum_{i=1}^n O_V^i}{\sum_{i=1}^n O_V^i} \quad (6)$$

Where $P_{C \rightarrow V}^i$ is the runoff predicted on period V using the parameters optimized in period C and O_V^i is the observed runoff on period V . Values of VE greater (or smaller) than zero indicate an overestimation (or an underestimation) of the total runoff volume; $VE = 0$ indicates no bias (Merz *et al.*, 2011).

MRC and VE values were analyzed relative to variations in mean annual rainfall ($\bar{P}$) and potential evapotranspiration ($\bar{PE}$) to determine whether climate variability influence the quality of parameter transfer from calibration to validation (Coron *et al.*, 2012). Changes in climate conditions were expressed as the ratio between $\bar{P}$ (or $\bar{PE}$) from period C to V .

Results

Hydroclimatic variability in the upper Sauce Grande catchment

Hydroclimatic variability within the study basin was analyzed first to help interpreting model results. Figure 3 shows variations in rainfall (P), potential evapotranspiration (PE), and runoff (Q) over the observation period (1916-1945). Annual rainfall exceeded ± 1 standard deviation on 10 out of 30 years, and the range between maximum and minimum P was as large as 670 mm yr^{-1} ; this is more than one of the mean annual rainfall observed along the period of record. Absolute variations in PE were less pronounced than those on P ($722 < PE < 788$). However, deviations from the interannual mean were significant (PE exceeded ± 1 standard deviation on 50 % of years) and linked to variations in mean annual temperature ($13 < T^{\circ}\text{C} < 15$). As the regional hydrological system is exclusively rainfed, rainfall emerges as the key variable driving variations in surface runoff. Yet runoff variations were notably larger than those observed on P , with maxima as high as 3.8 times the mean ($Q_{\max} = 472 \text{ mm yr}^{-1}$) and minima as low as 0.3 the mean ($Q_{\min} = 36 \text{ mm yr}^{-1}$).

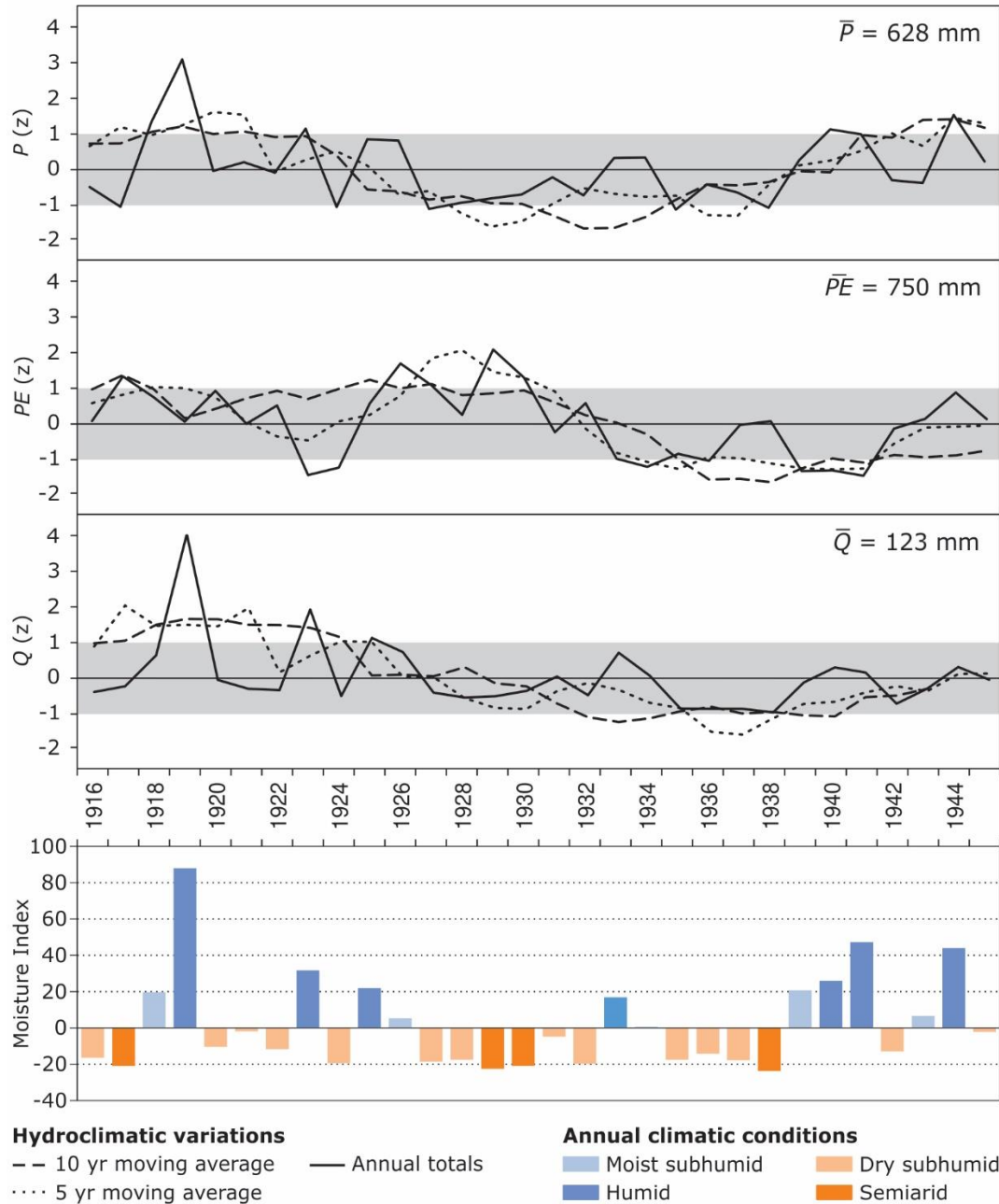


Figure 3. Hydroclimatic variations over the period 1916-1945 and annual climatic conditions based on the Moisture Index of Thornthwaite (1948). Hydroclimatic variables include rainfall (P), potential

evapotranspiration (PE), and runoff (Q). Absolute values for all three variables were expressed in mm yr^{-1} .

The Thornthwaite's Moisture Index (MI) was calculated to evaluate how variations in the catchment water balance may influence annual climatic conditions (Figure 3). The mean annual MI for the upper Sauce Grande catchment is -6.8 (and therefore indicates a dry subhumid climate). Yet the relationship between water deficit and water surplus for a given year suggests that climate conditions may vary from humid climate B_3 (*i.e.*, the climate type of north-eastern Argentina and Uruguay, Feddema, 2005) to semiarid climate (*i.e.*, the climate type of Argentinian Patagonia Feddema, 2005). Such variations are not skewed but describe an overall tendency to the dryer- and wetter-than-normal conditions every roughly 10 years. This trend is also noticeable from deviations of averaged P and PE series. The late 10's and the first half of the '20s were wetter than normal though some years were also warmer. Thus, predominantly humid conditions were interspersed by years of a drier climate. The second half of the '20s and a good part of the '30s were markedly dryers and warmer than normal, and thus annual climate conditions shifted from dry to semiarid. Humid conditions prevailed again by the end of the '30s and during the '40s, in connection with an increasing trend in P and a marked decrease in PE .

Rainfall-runoff modeling

Model calibration

GR2M-97 and GR2M-06 parameters obtained from calibration are quite reasonable (Table 1). On the one hand, the capacity of the soil moisture reservoir H averages 136 mm (parameter X_1). Although this value is larger than the potential soil retention S obtained from the application of the NRCS method for average moisture conditions ($S_{II} = 76$ mm; Casado, 2013), it falls within the range of S for dry ($S_I = 170$ mm) and wet ($S_{III} = 35$ mm) antecedent conditions. Accordingly, a fixed value of $X_1 = 250$ mm in GR2M-97 provided less suitable results than those obtained using a smaller value. The best fit was obtained for $X_1 = 75$ mm, *i.e.*, a value close to the NRCS S for average moisture conditions. On the other hand, GR2M-97 assumes that 58 % of the effective rainfall (P_e) becomes direct runoff (on average). This value is very close to the runoff coefficient (RC) of the upper Sauce Grande for average moisture conditions ($RC_{II} = 0.60$) and falls within the range of RC obtained for dry ($RC_I = 0.42$) and wet ($RC_{III} = 0.74$) antecedent conditions. The water exchange term X_5 is common to both models and therefore exhibits similar behavior, *i.e.*, it remains below unity in both cases. This indicates that there are no additional water supplies than those considered by the models but additional water losses.

Table 1. Distribution of GR2M-97 and GR2M-06 parameters optimized on 26 calibration periods of 5-yr length (1916-1945).

Model	Parameter	Unit	Min	1 st Q	Median	3 rd Q	Max	Mean	SD
GR2M-97	X_3	-	0.40	0.52	0.56	0.63	0.77	0.58	0.09
	X_5	-	0.44	0.47	0.67	0.77	0.84	0.64	0.14
GR2M-06	X_1	mm	87.0	106.1	112.8	135.8	200.2	126.5	32.5
	X_5	-	0.62	0.69	0.84	0.86	0.90	0.79	0.09

Despite the overall reliability of model parameters, distributions along the 26 calibration periods show moderate to high dispersion (Table 1). This suggests that the model structure is very sensitive to variations in catchment conditions from one calibration period to another. Figure 4 shows the relationship between model parameters by calibration period and correspondent values of mean annual rainfall ($\bar{P}$) and potential evapotranspiration ($\bar{PE}$). Variations in the capacity of H (parameter X_1 in GR2M-06) respond to variations in $\bar{P}$ more than to variations in $\bar{PE}$ and, in opposition to what was expected, the relationship between H and $\bar{P}$ is positive. This indicates that rainfall amounts for some months may be too large relative to the observed runoff, and thus the capacity of H is increased to reduce the Pe entering the routing reservoir (see GR2M-06 model descriptions in the methods section). Conversely, the relationship between parameter X_3 in GR2M-97 and climate variables is quite

reasonable: The part of P_e that becomes direct runoff tends to increase with increasing $\bar{P}$ and to decrease with increasing $\bar{PE}$. Interestingly, the water exchange term (parameter X_5) responds strongly to variations in $\bar{PE}$ in both models. In addition, correlations are positive (*i.e.*, the higher the $\bar{PE}$, the closer the value of X_5 to unity). This indicates that potential evapotranspiration was either underestimated for several months along the simulation period or that this dryland catchment faces significant water losses owing to other drivers than those considered by the models.

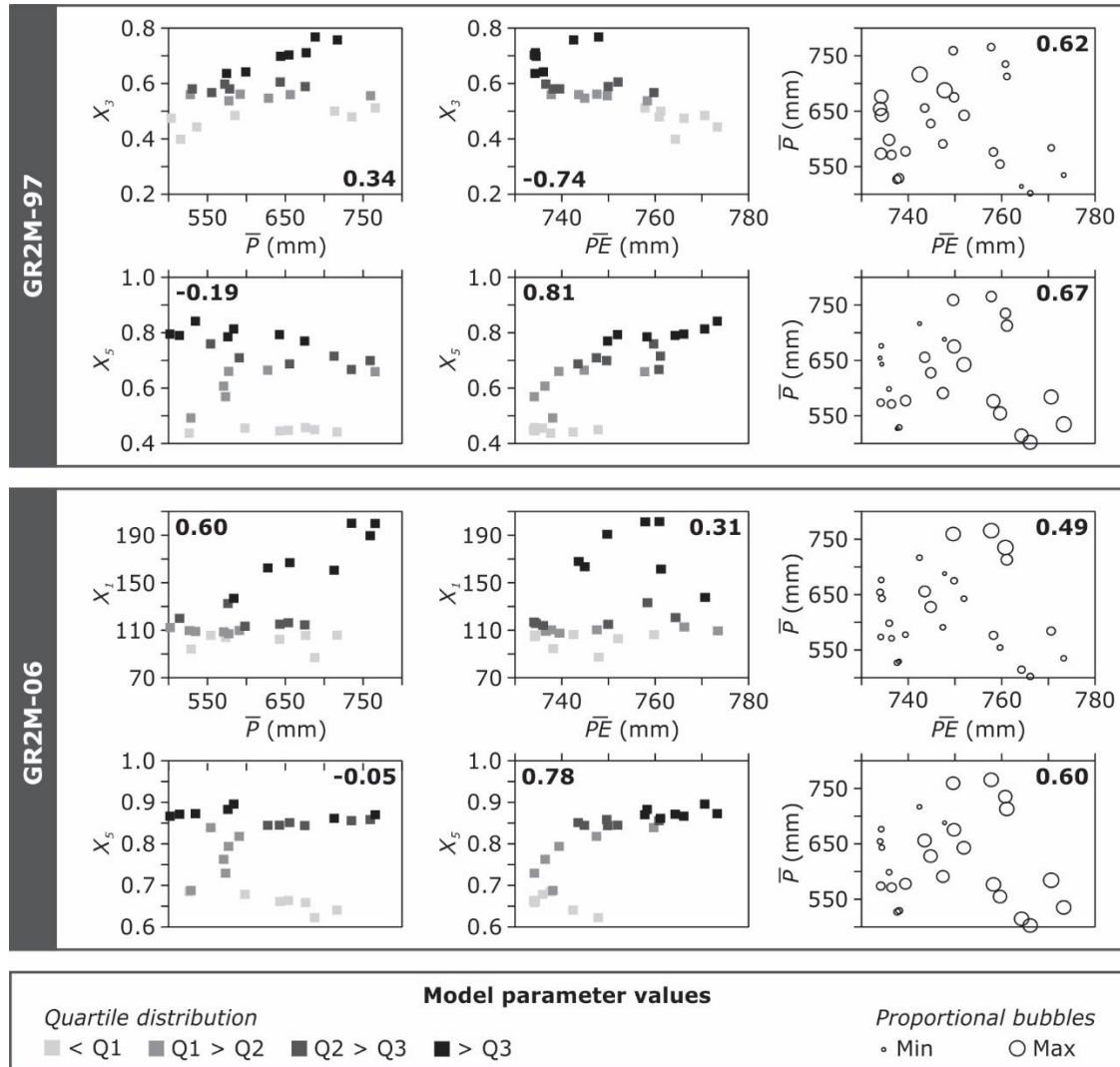


Figure 4. Distribution of model parameters by calibration period relative to correspondent values of mean annual rainfall ($\bar{P}$) and potential evapotranspiration ($\bar{P}E$). Correlation coefficients between model parameters and climate variables are indicated in bold.

Model performance

GR2M-97 and GR2M-06 performance during calibration was first inspected to determine the model ability to simulate runoff from rainfall comparatively. Average flow conditions by calibration period were classed into four categories ranging from extreme low to extreme high to help interpreting model results. Flow categories were defined by the 10th, 50th, and 90th percentiles of annual runoff volumes recorded over the observation period.

Both GR2M-97 and GR2M-06 models perform very suitably for runoff simulation (Figure 5). On average, they explain 90 and 88 % of the total runoff variance, respectively, and describe 97 % of agreement. As the models were calibrated based on square-root transformed runoff, values of E and d on periods of extremely high flow tended to be sensibly lower than average because the oversensitivity of E to high flow conditions was reduced. Indeed, higher model performance was found for periods exhibiting intermediate flow conditions. Because E and d criteria are of the mean square error type (*i.e.*, they compensate for the higher absolute differences between predicted and observed runoff), the lower model performance was found on periods where prevailing flow conditions were extremely low (*e.g.*, P12 & P13). Interestingly, GR2M-06 performed more poorly than GR2M-97 for both extremely high and extremely low flow conditions. Minimum values of E and d were 0.75 and 0.94, respectively, and were attained on calibration period P13.

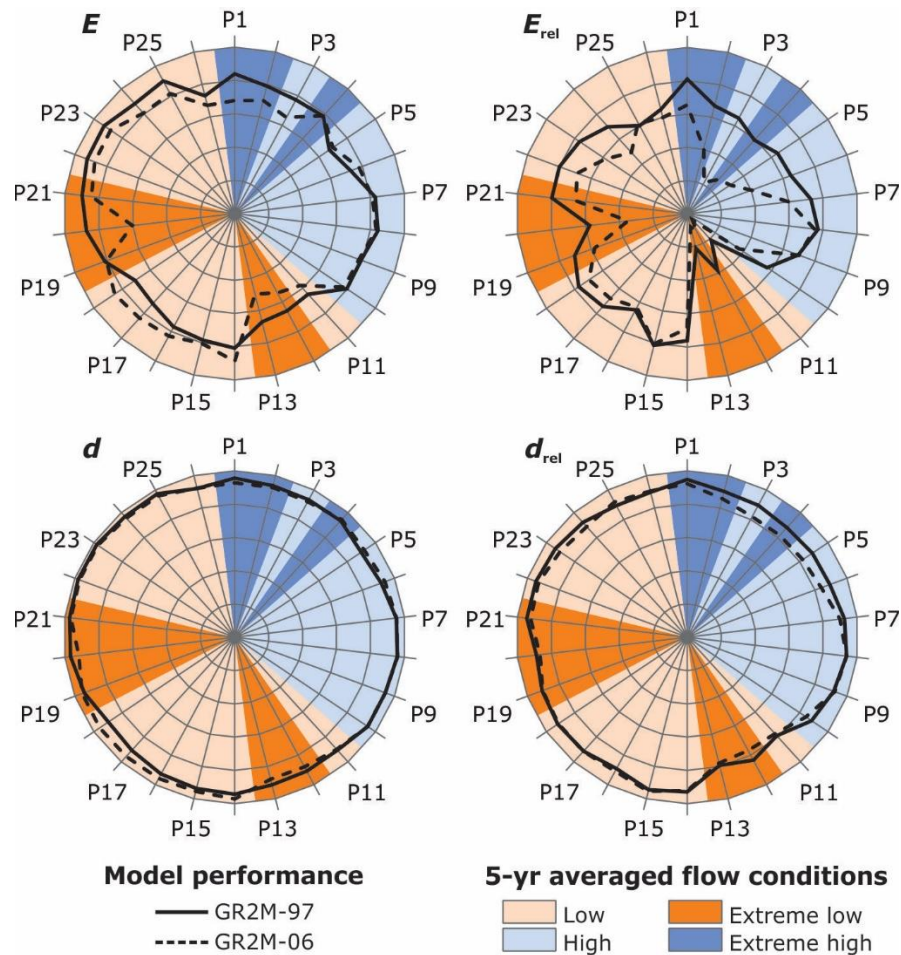


Figure 5. Performance of the GR2M-97 and GR2M-06 models by calibration period (P1 to P26). Radial charts increase from 0.5 (center) to 1 (outbound circle).

Relative forms of E and d were calculated to bypass the sensitivity of these criteria to extreme values (Figure 5). Relative model performance is naturally lower in both cases because absolute runoff differences for months of low flow are now significant. Both models reached the lower

performance on periods of extremely low flow, indicating systematic over (or under) predictions of little runoff volumes. There were some periods, however, where relative model performance was more or less suitable irrespective of prevailing flow conditions. This may be explained by the relationship between flow variability and constancy along the calibration periods.

Flow variability and constancy were determined based on the coefficient of variation (CV) and the coefficient of dispersion (CD) of monthly flows on each calibration period. CV is affected by extreme flow values, and thus indicates the relative magnitude of flow variations, whereas CD is affected by the interquartile distribution of monthly flows, and thus indicates the frequency of such variations. On periods describing high flow variability ($CV > 50^{\text{th}}$ percentile of all CV) and extreme high flow dispersion ($CD > 90^{\text{th}}$ percentile of all CD), relative model performance dropped by up to 19 % (GR2M-97) and 12 % (GR2M-06) relative to absolute performance (*e.g.*, P25 on Figure 5). This suggests that short-termed flow variability may be an important factor affecting the model efficiency to simulate the full range of flows. Conversely, on periods describing high flow variability but extreme low dispersion (*i.e.*, flows were predominantly constant), relative model efficiency was more suitable. Indeed, model parameters are adjusted to prevailing flow conditions more than to scattered flow variations, irrespective of their magnitude. An example of this are calibration periods P17 & P18 (Figure 5), where roughly constant low flow conditions were interrupted by two peaks of high relative magnitude. An interesting aspect to highlight is that the relative efficiency of GR2M-97 on such periods increased concerning

absolute terms, indicating higher model sensitivity to low flows than GR2M-06.

From the above, it results that GR2M-97 performs better than GR2M-06 to predict runoff in this dryland catchment. First, absolute model efficiency on periods exhibiting extreme high and extreme low flows is higher than for GR2M-06, suggesting higher model sensitivity to contrasting flow conditions. Second, the relative efficiency of GR2M-97 is higher irrespective of prevailing flow conditions, indicating greater structure adaptability to the range of flows that may be expected to occur in the long term. Consequently, the GR2M-06 model is excluded from the analysis and the following sections focus on the GR2M-97 model instead.

Potential for transferability of model parameters

The potential for transferability of GR2M-97 parameters was determined from series of calibration-validation tests based on the GSST procedure (Figure 6). Average efficiency losses were 22 % and mean bias on total volumes was 6 %. The magnitude of MRC values and the direction of VE (*i.e.*, positive, or negative) were linked to prevailing flow conditions on validation periods. MRC values were higher on validation periods receiving parameters calibrated on more humid periods, with maximum attained on period P20 (up to 105 % efficiency loss). In addition, concurrent

variations in VE indicate that efficiency losses on low-flow periods respond to an overestimation of total runoff volumes. Efficiency losses on high-flow periods were lower, yet important and linked to underestimation of runoff volumes.

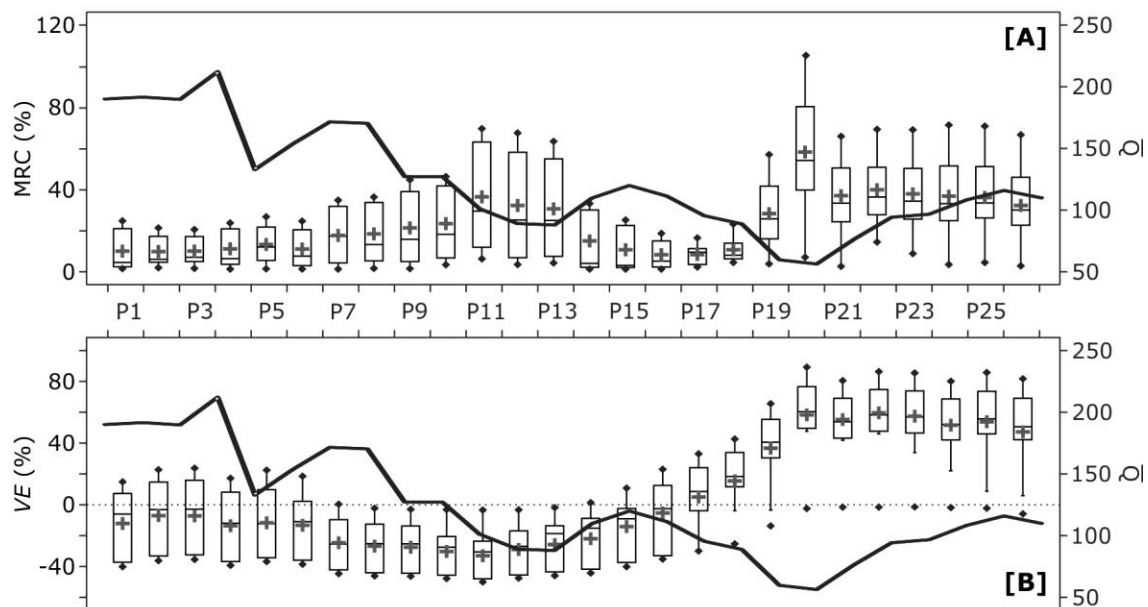


Figure 6. GR2M-97 performance variations from calibration to validation based on A) a model robustness criteria (MRC), and B) the volume error [VE]. The black thick line illustrates the mean annual runoff by the validation period.

MRC and *VE* values were inspected against variations in $\bar{P}$ and $\bar{PE}$ to determine whether there is a link between model performance and varying climate conditions from calibration to validation (Figure 7). *MRC* values showed no clear trends relative to variations in climate. Indeed,

previous results suggested that the efficiency of GR2M-97 for runoff predictions depended on prevailing flow conditions and, by extension, on the relationship between magnitude, variability, and constancy of monthly flows. Despite this relationship is driven by variations in P and PE , climate variations expressed as 5-yr mean annual values are too general to capture such a relationship. There is, however, a clustering tendency of high MRC values on quadrants I and IV. This indicates that performance losses may occur for parameter transfer from periods dryer and warmer (I) or wetter and cooler (IV) than the receiving period for validation.

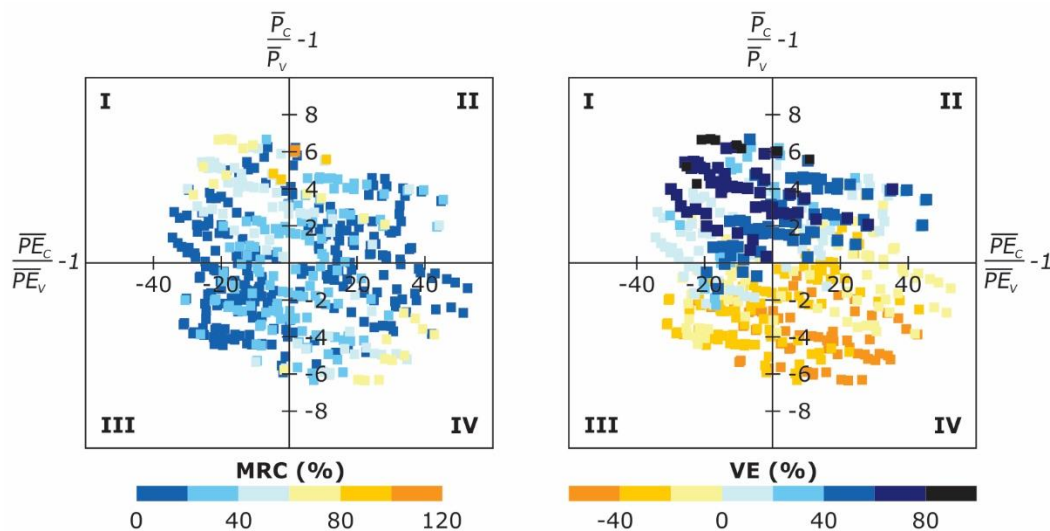


Figure 7. Distribution of MRC and VE values against relative variations in mean annual rainfall ($\overline{P}$) and potential evapotranspiration ($\overline{PE}$) from calibration to validation.

Clearer trends emerged from the relationship between climate and bias on total volumes (Figure 7). Variations in $\overline{PE}$ clearly separate

overestimation ($VE > 0$) from underestimation ($VE < 0$) of runoff volumes. Overestimation in runoff predictions tends to occur on validation periods that are cooler than the calibration periods providing model parameters and the other way around, underestimations tend to occur on validation periods that are warmer and exhibit logically higher $\overline{PE}$. On the other hand, variations on $\overline{P}$ influence the magnitude of the volume error. Thus, the higher bias tends to cluster on validation periods that are wetter than those providing model parameters (quadrant I), whereas the lower bias is found for receiving periods that are dryer (quadrant IV).

Modeling runoff from rainfall in the context of climate-driven flow variability

The above results suggest that a) the performance of GR2M is very sensitive to variations on prevailing flow conditions driven by variations in climate, and that b) parameter transfer from calibration to validation may result in notably less optimal model results. This section aims therefore at finding the best parameter combination to simulate runoff from rainfall under non-stationary climate conditions on a continuous monthly basis. Because the GSST procedure considers all possible climate combinations that may prevail in the long term, it results in that model

parameters obtained from these combinations may be pooled together to adjust the model structure to climate variability.

Figure 8 shows the results obtained from regression tree learning, where a) model parameters by calibration period are the dependent variable; and b) concurrent mean annual runoff ($\bar{Q}$), rainfall ($\bar{P}$) and potential evapotranspiration ($\bar{PE}$) are the explanatory variables. Regressions included series of $\bar{Q}$ in addition to input variables $\bar{P}$ and $\bar{PE}$ because previous results indicated that the model structure was very sensitive to prevailing flow conditions. The best fit between observed and predicted parameter values were obtained from 2-level regression rules for both X_3 and X_5 . Tree regressions are quite consistent with previous results; the direct runoff term X_3 depends on the balance between water gains and losses (*i.e.*, $\bar{P}$ and $\bar{PE}$), whereas the water exchange term, depends on water losses relative to water availability (*i.e.*, $\bar{PE}$ and $\bar{Q}$).

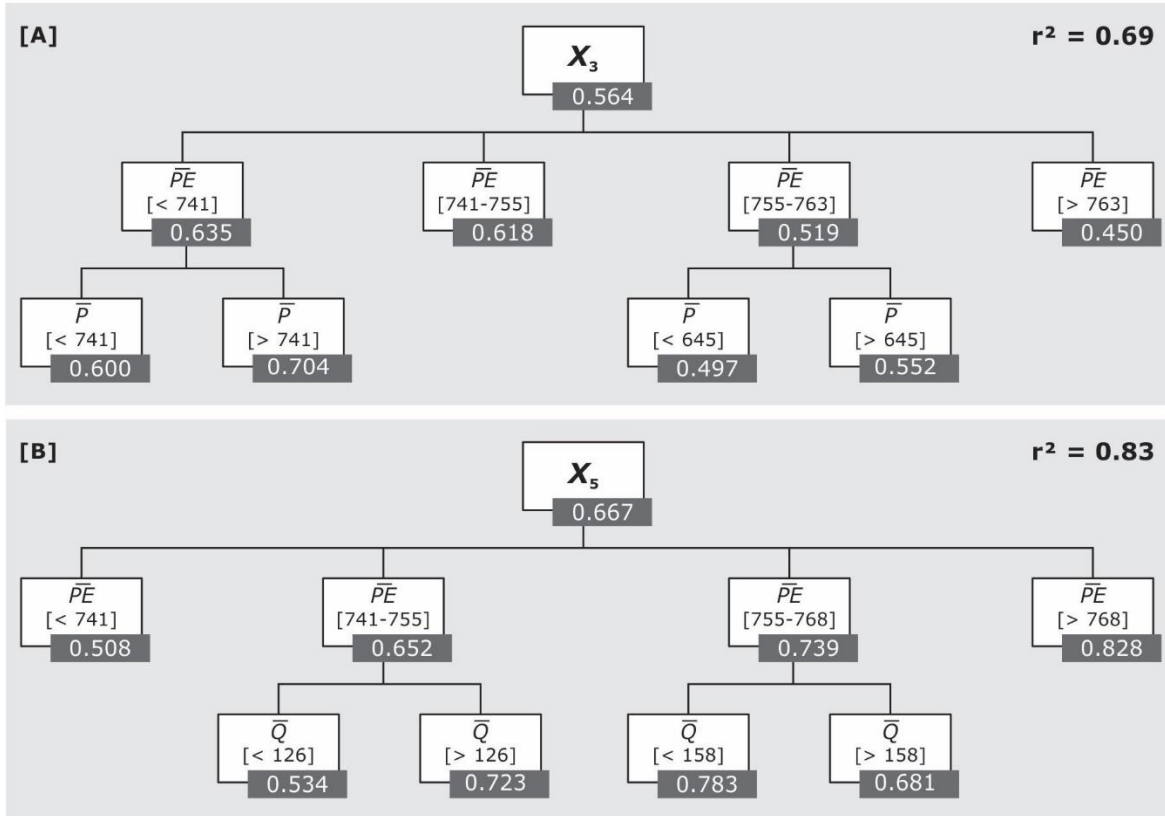


Figure 8. Tree regressions of GR2M-97 model parameters based on mean annual runoff ($\overline{Q}$), rainfall ($\overline{P}$) and potential evapotranspiration ($\overline{PE}$) by calibration period. A) Parameter X_3 ; B) Parameter X_5 . In bold, coefficients of determination between observed and predicted parameter values.

GR2M-97 was run on a continuous monthly basis from 1916 to 1945 using these rules. Antecedent hydroclimatic conditions were averaged using different periods to determine the combination producing the best model fit. Because model parameters compensate for catchment conditions on windows of 5-yr length, the best results were achieved for

5-yr averaged antecedent P , PE , and Q . Model results are illustrated in Figure 9 along with absolute and relative metrics of model performance. Although there is a tendency to underestimation of extreme high flows (which results in an underestimation of total runoff volumes by 4 %), the model provides a very good fit for the full range of hydrological conditions that occur throughout the observation period. Comparison of model performance during calibration and prediction for equivalent periods shows that, on average, $E = + 0.1 \%$, $d = + 0.1 \%$, $E_{rel} = -12.0 \%$, and $d_{rel} = -2.3 \%$. Even though these values are not very significant (or even denote performance loss from calibration to prediction), it should be noted that these results are notably higher than those obtained by a simple transfer of parameters between calibration and validation, where $E = -21.0 \%$, $d = -5.0 \%$, $E_{rel} = -38.4 \%$ and $d_{rel} = -6.3 \%$ on average. Furthermore, mean variations of the sqrt E (objective function) from calibration to prediction are only -0.7% . It can be therefore concluded that allowing model parameters to evolve along with varying climate conditions improves long-term runoff predictions in this dryland catchment.

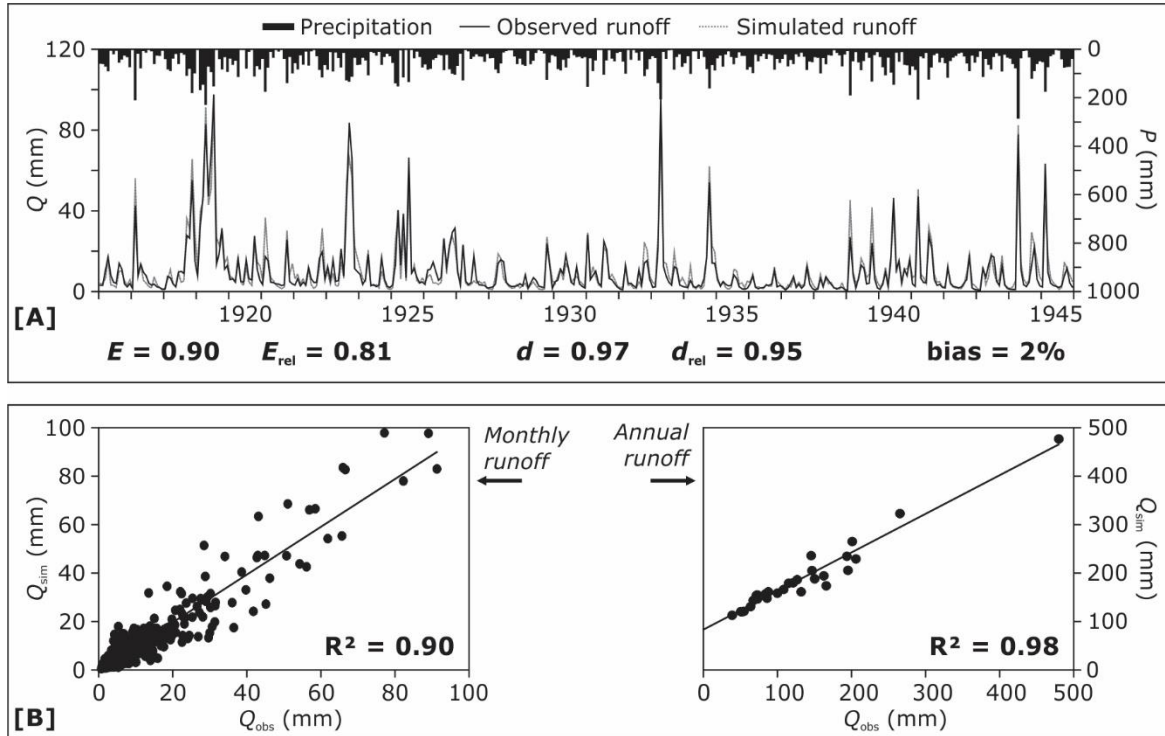


Figure 9. Predicted monthly runoff in the upper Sauce Grande catchment over the period 1916-1945. Runoff predictions were obtained from the application of the GR2M-97 model and climate-dependent tree regressions of model parameters.

Discussion

Model simplicity and robustness

The movement towards developing conceptual rainfall-runoff models working with few parameters is not new (Jakeman & Hornberger, 1993; Perrin *et al.*, 2001), and many studies have demonstrated already that simple, conceptual models do not necessarily provide less optimal results (*e.g.*, Boughton, 2004; Ibrahim & Cordery, 1995; Mimikou & Rao, 1983; Mishra & Singh, 2004). GR2M belongs to this model community and results from intensive research efforts towards developing a conceptual, simple monthly rainfall-runoff model “that guarantee its robustness and make the research for parameter explanation easier” (Makhlouf & Michel, 1994: 1). The greatest advantages of GR2M are the simplicity yet robustness, adaptability, and accuracy of the model structure, and its ease of use, which increases its potential for applicability under a range of time and spatial scales (Paturel, Servat, & Vassiliadis, 1995). In addition, the two GR2M versions tested here were specifically developed to increase its efficiency for low flow simulation (Lavabre *et al.*, 1997) as well as its applicability under varying climate conditions (Mouelhi *et al.*, 2006), both aspects being particularly relevant in drylands.

Results from this investigation indicate that both model versions, GR2M-97 and GR2M-06, perform suitably to predict monthly runoff in this dryland catchment. Coefficients of efficiency during calibration averaged 90 %, and the percent agreement between observed and predicted runoff series was 97 %. Similar results were obtained for other drylands worldwide either for regional scales (*e.g.*, the southern half of France,

Folton & Lavabre, 2007; eastern Algeria, Mebarki, 2010; Bachir, Nouar, Hicham, Azzedine, & Larbi, 2015) or for a single catchment scale (e.g., the Nazas catchment in Mexico, Carmona, Ramírez, González, Cacicano, & Ávalos, 2013; the Oued Louza catchment in Algeria, Djellouli *et al.*, 2015; the Tahtali catchment in Turkey, Okkan & Fistikoglu, 2014).

Irrespective of the overall suitability in runoff predictions, the application of the GSST procedure revealed marked performance differences from one calibration period to another linked to climate-driven variations in prevailing flow conditions. Furthermore, relative performance analysis revealed that GR2M-97 and GR2M-06 performed better on periods exhibiting either low flow variability, flow constancy, or both. This may be explained by the fact that model parameters are optimized under average hydroclimatic variations occurring along the period used for calibration (Coron *et al.*, 2012). Thus, the higher the variability and dispersion of flows along such a period, the higher the proportion of flow conditions remaining above or below standard conditions. The model performance to simulate the full range of flows is consequently lower. Argentinean dryland rivers are among the most variable in the world (McMahon, Peel, Vogel, & Pegram, 2007), and it is therefore not surprising that absolute and relative model efficiency ranged of 19 and 39 % along the 26 calibration periods, respectively.

Another important aspect to highlight is that GR2M-97 performed better than GR2M-06 for similar flow conditions. In addition to the way initial abstractions are computed, the main differences between the two model versions are given by a) the parameters left free for calibration; and b) the role of parameters X_4 and X_5 for computation of runoff outputs.

Among all of these potential reasons, this study postulates that the superiority of GR2M-97 to predict runoff in this dryland catchment is primarily linked to one distinct parameter governing a good part of the model structure: parameter X_3 . GR2M-97 builds on determining the fraction of effective rainfall exceeding the soil infiltration capacity (*i.e.*, direct runoff), whereas in GR2M-06 all the effective rainfall enters the routing reservoir (*i.e.*, direct runoff equals zero). Infiltration-excess surface flow may represent a significant proportion of dryland runoff during wet periods (Graf, 1988), and thus GR2M-97 tends to be more able to simulate high flow magnitude than GR2M-06. On the other hand, many studies have demonstrated that runoff generation in drylands exhibits strong non-linear dependence on antecedent wetness (Beven, 2002). Non-linearity is given in both models by free parameters X_1 and X_3 regulating the catchment response to variable P and PE inputs. Although calibrating X_1 (*i.e.*, the capacity of H) could explain the reason why GR2M-06 performs suitably as well, leaving parameter X_1 free in GR2M-97 did not provide clear improvements of model results. This suggests that calibrating the capacity of H may contribute very little to the model performance whether an adequate maximum capacity has been fixed. Another important reason explaining the superiority of GR2M-97 is the way runoff outputs are computed. After catchment water exchanges were computed, total runoff in GR2M-06 is proportional to the content of the routing reservoir (S) relative to a fixed capacity. In GR2M-97, total runoff equals the sum of surface and subsurface flows adjusted for catchment water exchanges. Subsurface flows are also proportional to the content of S , although S has an unfixed capacity. This ensures baseflow maintenance

during dry spells and probably explains the superiority of GR2M-97 for low flow simulation in this perennial, dryland catchment.

Time instability of model parameters

Calibration-validation tests along the entire period of record (1916-1945) revealed that a) performance losses are most marked when model parameters are transferred from periods of higher flow, and b) such losses respond to overestimations in runoff predictions. Efficiency losses on high-flow periods were lower yet existed and were linked to underestimation of runoff volumes. Performance loss from calibration to validation responds to the combination of two aspects: a) model parameters compensate for problems in input data and structure-related model approximations that may change for different calibration periods, and b) the general idea of stability in catchment conditions, though meaningful differences may exist between the two periods (Coron *et al.*, 2012; Merz *et al.*, 2011). From both, the second aspect appears to be more meaningful in this highly variable dryland catchment, because if catchment conditions change, model parameters will also change. As argued by Brigode, Oudin, and Perrin (2013: 411): "different time periods used for calibration may provide quite different optimum parameter sets, depending on whether the period is dry or wet, for example, thus

providing an estimation of parameter uncertainty with respect to their lack of robustness”.

Reliable predictions of catchment runoff yields are required to help decision-makers on future water planning and management (Vaze *et al.*, 2011). Thus, the time (in)stability of parameters in hydrological modeling is the object of increasing research efforts worldwide, either in the context of climate variability (Coron *et al.*, 2012; Louvet, Paturel, Mahé, Rouché, & Koité, 2016; Niel, Paturel, & Servat, 2003) or climate change (Brigode *et al.*, 2013; Merz *et al.*, 2011; Vaze *et al.*, 2010). However, few studies have investigated how to handle the transferability of time-varying parameters to minimize performance loss in runoff predictions (Zeng, Xiong, Liu, Chen, & Kim, 2019). In addition, studies assessing the time (in)stability of model parameters in drylands are far less abundant than those assessing the efficiency of hydrological modeling on these distinct fluvial environments.

To improve the predictive performance of GR2M-97, this study used three regressions between model parameters and averaged hydroclimatic conditions by calibration period. This allowed model parameters to evolve over time, by varying, contrasting climate-driven flow conditions throughout the record. A similar approach was implemented by Wallner and Haberlandt (2015), although they used self-organized maps based on artificial neuron networks. Through this modification, the predictive efficiency of GR2M improved by 97 % concerning average efficiency losses from parameter transfer. Although model results are highly suitable in both absolute and relative terms, it should be noted that the model

applicability outside the range of flow conditions that occurred during the calibration and verification periods is uncertain.

Conclusions

This paper tested the applicability of a simple conceptual hydrological model (GR2M) to predict long-term monthly runoff in a poorly gauged dryland catchment and implemented a GSST procedure to determine the influence of parameter transfer on model predictions under varying catchment conditions. In addition, two different model versions were evaluated and compared to determine the parameters that are more sensitive to dryland catchment hydrology. Both model versions provided suitable runoff predictions, in accordance with the results obtained for other dryland catchments worldwide. However, results showed that a) the quality of model predictions are affected by the magnitude, variability, and constancy of prevailing flow conditions from one calibration period to another, and b) performance differences between both model versions are effectively linked to the model structure; GR2M-97 showing higher sensitivity to extreme flow conditions and greater adaptability to flow variability. Reliable runoff predictions under contrasting catchment conditions are essential in drylands because water scarcity has as many

implications on water resources planning and management as water excess. Although most models are currently available in literature will provide reliable results whether hydrological data for calibration are available, these findings outline the need for evaluating and comparing model parameters and approaches that best match hydrological processes within these distinct yet diverse fluvial environments.

In addition, this study showed that parameter transfer from calibration to validation may result in marked performance losses due to runoff overestimations on periods of lower flows than those observed on calibration, and vice versa. A simple method based on regression tree learning was proposed to overcome the timing instability of model parameters. Through this modification, model predictions improved notably. These results provide an important platform on which to base further investigations assessing the implications of climate-driven flow variability for future water resources planning and management. Yet the model applicability outside the range of flows that occurred over the period of record is highly uncertain. In this regard, further research efforts should center on evaluating the model's adaptability to current catchment conditions as well as its potential for transferability to other regional catchments.

Acknowledgments

The author thanks Professor Jean-Luc Peiry (CNRS, France) for his unconditional support in the process of testing and evaluating hydrological models that predict the extreme variability of the Sauce Grande River.

University of Delaware global climate data was provided by the NOAA/OAR/ESRL PSD (Boulder, Colorado, USA), available at <https://www.esrl.noaa.gov/psd/>. The GR2M-06 model was implemented using the Excel application provided by UR HBAN Hydrosystèmes et bioprocédés (Irstea, Antony, France; formerly CEMAGREF), available at <https://webgr.inrae.fr/en/models/monthly-model-gr2m/>. Funding was provided by the Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) postdoctoral grant. This paper would not have the present form without the valuable comments and suggestions of two anonymous reviewers.

References

- Bachir, S., Nouar, B., Hicham, C., Azzedine, H., & Larbi, D. (2015). Application of GR2M for rainfall-runoff modeling in Kébir Rhumel Watershed, northeast of Algeria. *World Applied Sciences Journal*, 33(10), 1623-1630.
- Beven, K. (2002). Runoff generation in semi-arid areas. In: Bull, L. J., & Kirkby, M. J. (eds.). *Dryland rivers: Hydrology and geomorphology of semi-arid channels* (pp. 57-105). Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- Boughton, W. (2004). The Australian waterbalance model. *Environmental Modelling & Software*, 19, 943-956. DOI: 10.1016/j.envsoft.2003.10.007

- Boughton, W., & Chiew, F. (2007). Estimating runoff in ungauged catchments from rainfall, PET, and the AWBM model. *Environmental Modelling & Software*, 22, 476-487.
- Brandizi, L., Sequeira, M., & Fernández, S. (2013). *Calibración del modelo hidrológico SWAT en la cuenca del río Sauce Grande, provincia de Buenos Aires*. Paper presented at the XXIVº Congreso Nacional del Agua 2013, San Juan.
- Brigode, P., Oudin, L., & Perrin, C. (2013). Hydrological model parameter instability: A source of additional uncertainty in estimating the hydrological impacts of climate change? *Journal of Hydrology*, 476, 410-425.
- Bunn, S. E., Thoms, M. C., Hamilton, S. K., & Capon, S. J. (2006). Flow variability in dryland rivers: Boom, bust and the bits between. *River Research and Applications*, 22, 179-186.
- Callow, J., & Boggs, G. (2013). Studying reach-scale spatial hydrology in ungauged catchments. *Journal of Hydrology*, 496, 31-46. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.05.030
- Carmona, D., Ramírez, G. D., González, M. R., Caciano, R. T., & Ávalos, J. E. (2013). Ajuste y validación del modelo hidrológico GR2M en la cuenca alta del río nazas. *Agrofaz: publicación semestral de investigación científica*, 13(2), 81-89.
- Casado, A. (2013). *Human impacts and fluvial metamorphosis. The effects of flow regulation on the hydrology, morphology and water temperature of the Sauce Grande River, Argentina* (Ph.D. Dissertation). Université Blaise Pascal Clermont-Ferrand II -

- Universidad Nacional del Sur, Clermont-Ferrand. Retrieved from http://hydrologie.org/THE/CASADO_A.pdf
- 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.
- Coron, L., Andréassian, V., Perrin, C., Lerat, J., Vaze, J., Bourqui, M., & Hendrickx, F. (2012). Crash testing hydrological models in contrasted climate conditions: An experiment on 216 Australian catchments. *Water Resources Research*, 48, W05552.
- Djellouli, F., Bouanani, A., & Baba-Hamed, K. (2015). Caractérisation hydrologique du bassin d'Oued Louza à l'aide d'un modèle pluie-débit global. *Larhyss Journal*, 23, 275-286.
- Feddema, J. J. (2005). A revised Thornthwaite-type global climate classification. *Physical Geography*, 26, 442-466.
- Folton, N., & Lavabre, J. (2007). Approche par modélisation PLUIE-DEBIT pour la connaissance régionale de la ressource en eau: application à la moitié du territoire français. *La Houille Blanche*, (3), 64-70.
- Gil, V. (2010). *Hidrogeomorfología de la cuenca alta del río Sauce Grande aplicada al peligro de crecidas*. (PhD Dissertation). Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. Retrieved from <http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/2069>
- Graf, W. L. (1988). *Fluvial processes in dryland rivers*. Caldwell, USA: The Blackburn Press.

- Ibrahim, A. B., & Cordery, I. (1995). Estimation of recharge and runoff volumes from ungauged catchments in eastern Australia. *Hydrological Sciences*, 40, 499-515.
- Jakeman, A., & Hornberger, G. (1993). How much complexity is warranted in a rainfall-runoff model? *Water Resources Research*, 29(8), 2637-2649.
- Klemeš, V. (1986). Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal*, 31(1), 13-24.
- Krause, P., Boyle, D., & Bäse, F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 5, 89-97.
- Lavabre, J., Cambon, J.-P., Folton, C., Makhlouf, Z., & Michel, C. (1997). LOIEAU: un logiciel pour l'estimation régionale de la ressource en eau-Application à la détermination des débits de référence de la région méditerranéenne française. *Ingénieries-EAT*, (12), 59-66.
- Louvet, S., Paturel, J.-E., Mahé, G., Rouché, N., & Koité, M. (2016). Comparison of the spatiotemporal variability of rainfall from four different interpolation methods and impact on the result of GR2M hydrological modeling—case of Bani River in Mali, West Africa. *Theoretical and Applied Climatology*, 123(1-2), 303-319.
- Makhlouf, Z., & Michel, C. (1994). A two-parameter monthly water balance model for French watersheds. *Journal of Hydrology*, 162, 299-318. DOI: 10.1016/0022-1694(94)90233-X

- McMahon, T. A., Peel, M. C., Vogel, R. M., & Pegram, G. G. S. (2007). Global streamflows. Part 3: Country and climate zone characteristics. *Journal of Hydrology*, 347, 272-291.
- Mebarki, A. (2010). Surface flows and hydrologic balance mapping: The case of the Eastern Algerian basins. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 21(4), 301-308.
- Merz, R., Parajka, J., & Blöschl, G. (2011). Time stability of catchment model parameters: Implications for climate impact analyses. *Water Resources Research*, 47(2), W02531.
- Mimikou, M., & Rao, A. R. (1983). Regional monthly rainfall-runoff model. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 109(1), 75-93.
- Mishra, S. K., & Singh, V. P. (2004). Long-term hydrological simulation based on the Soil Conservation Service curve number. *Hydrological Processes*, 18, 1291-1313. DOI: 10.1002/hyp.1344
- Mouelhi, S., Michel, C., Perrin, C., & Andréassian, V. (2006). Stepwise development of a two-parameter monthly water balance model. *Journal of Hydrology*, 318(1-4), 200-214. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2005.06.014
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. E. (1970). River flow forecasting through conceptual models. Part 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10, 282-290.
- Niel, H., Paturel, J.-E., & Servat, E. (2003). Study of parameter stability of a lumped hydrologic model in a context of climatic variability. *Journal of Hydrology*, 278(1-4), 213-230.

- Okkan, U., & Fistikoglu, O. (2014). Evaluating climate change effects on runoff by statistical downscaling and hydrological model GR2M. *Theoretical and applied climatology*, 117(1-2), 343-361.
- Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F., & Loumagne, C. (2005). Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model?: Part 2—Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling. *Journal of Hydrology*, 303(1-4), 290-306.
- Paturel, J., Servat, E., & Vassiliadis, A. (1995). Sensitivity of conceptual rainfall-runoff algorithms to errors in input data—case of the GR2M model. *Journal of Hydrology*, 168(1-4), 111-125.
- Perrin, C., Michel, C., & Andréassian, V. (2001). Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments. *Journal of Hydrology*, 242(3-4), 275-301.
- Perrin, C., Michel, C., & Andréassian, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 279(1-4), 275-289.
- Pilgrim, D. H., Chapman, T. G., & Doran, D. G. (1988). Problems of rainfall-runoff modelling in arid and semiarid regions. *Hydrological Sciences Journal*, 33(4), 379-400. DOI: 10.1080/02626668809491261
- Scian, B. (2000). Episodios ENSO y su relación con las anomalías de precipitación en la pradera pampeana. *Geoacta*, 25, 23-40.

- Scian, B., Labraga, J. C., Reimers, W., & Frumento, O. (2006). Characteristics of large-scale atmospheric circulation related to extreme monthly rainfall anomalies in the Pampa Region, Argentina, under non-ENSO conditions. *Theoretical and Applied Climatology*, 85(1-2), 89-106.
- Schefer, J. C. (2004). *Los recursos hídricos y el abastecimiento de agua*. Bahía Blanca, Argentina: Centro de Estudios y Participación para el Desarrollo Local y Regional.
- Thornthwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38, 55-94.
- Tooth, S. (2000). Process, form and change in dryland rivers: A review of recent research. *Earth Science Reviews*, 51, 67-107. DOI: PII: S0012- 825200.00014-3
- Tooth, S. (2013). Dryland fluvial environments: Assessing distinctiveness and diversity from a global perspective. In: Shroder, J. F. (ed.). *Treatise on Geomorphology* (pp. 612-644). San Diego, USA: Academic Press.
- Vaze, J., Chiew, F., Perraud, J.-M., Viney, N., Post, D., Teng, J.,... & Goswami, M. (2011). Rainfall-runoff modelling across southeast Australia: Datasets, models and results. *Australasian Journal of Water Resources*, 14(2), 101-116.
- Vaze, J., Post, D., Chiew, F., Perraud, J.-M., Viney, N., & Teng, J. (2010). Climate non-stationarity-validity of calibrated rainfall-runoff models for use in climate change studies. *Journal of Hydrology*, 394(3-4), 447-457.

- Wallner, M., & Haberlandt, U. (2015). Non-stationary hydrological model parameters: A framework based on SOM-B. *Hydrological Processes*, 29(14), 3145-3161.
- Willmott, C. J. (1981). On the validation of models. *Physical Geography*, 2(2), 184-194.
- Willmott, C. J., & Matsuura, K. (2001). *Terrestrial air temperature and precipitation: Monthly and annual time series (1950-1999)*. Retrieved from http://climate.geog.udel.edu/~climate/html_pages/README.ghcn_ts2.html
- Zeng, L., Xiong, L., Liu, D., Chen, J., & Kim, J.-S. (2019). Improving Parameter Transferability of GR4J Model under Changing Environments Considering Nonstationarity. *Water*, 11(10), 2029.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-05-07

Artículos

Calidad de agua de uso agrícola en la cuenca media del río Jequetepeque, Perú

Water quality for agriculture use in Jequetepeque middle river basin, Peru

Ana M. Guerrero-Padilla¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0008-3785>

Carlos F. Cabrera-Carranza², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5821-5886>

¹Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de Trujillo, Trujillo, Perú, mguerrero@unitru.edu.pe

²Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú, ccabrerac@unmsm.edu.pe

Autora para correspondencia: Ana M. Guerrero-Padilla, mguerrero@unitru.edu.pe

Resumen

La presente investigación tuvo como principal objetivo determinar la calidad del agua de uso agrícola en la cuenca media del río Jequetepeque, Perú. Se ubicaron seis estaciones de muestreo

(Puente Kuntur Wasi, Sector La Mónica, Sector La Capilla, Cacerío Yatahual, Cacerío El Pongo y Puente Yonan) en la cuenca media del río Jequetepeque. Se determinaron parámetros físico-químicos, bacteriológicos e índice RAS. La calidad del agua en la zona de estudio se encontró dentro de los estándares de calidad de agua D.S. N°004-2017-MINAM, Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales, y D1: Riego de vegetales, por lo que el agua puede ser usada sin restricciones para uso agrícola. Es importante indicar, en referencia a la evaluación bacteriológica, que los valores promedio de coliformes termotolerantes superaron los estándares de calidad de agua (1 000 NMP/100 ml) debido a las aportaciones o vertimientos de origen doméstico. En el índice de RAS se encontraron valores menores a tres; en consecuencia, no es limitante el uso del agua para la actividad agrícola. Es de gran importancia realizar estudios de calidad de agua de todas las cuencas hidrográficas en el país, en especial para determinar la calidad del agua para riego por el potencial efecto sobre la salud humana y los ecosistemas.

Palabras clave: calidad de agua, cuenca Jequetepeque, índice RAS.

Abstract

This research had the main objective to determine water quality for agriculture use in Jequetepeque middle basin river, Peru. Six sampling station were located (Kuntur Wasi bridge, La Monica sector, La Capilla sector, Yatahual village, El Pongo village and Yonan bridge). The physical-chemical, bacteriological parameters and SAR index was determined. The water quality in the study area was found within the Water Quality Standards by Supreme Decree N°004-2017-MINAM, according to Category 3: vegetable irrigation and animal drink, and

D1: vegetable irrigation, it used without restrictions for different crops. It is important in relation to bacteriological assessment, the average values of thermotolerant coliforms exceeded water quality (1 000 NMP/100 ml) and indicating low organic pollution as consequence of the contributions or discharges of domestic origin. The SAR index found values lower than 3, therefore it is not limiting for agricultural activity. It is great importance to carry out water quality studies of all river basin in the country, especially to assess water quality for irrigation due to potential effect on human health and ecosystem conservation.

Keywords: Water quality, Jequetepeque river, SAR index.

Recibido: 21/01/2020

Aceptado: 24/09/2020

Introducción

Los recursos hídricos juegan un rol vital en el desarrollo de la economía, agricultura, industria y progreso sostenible de los pueblos. La disponibilidad y calidad del agua superficial o subterránea se ha deteriorado por el incremento de la población, la industrialización y urbanización (Tyagi, Sharma, Singh, & Dobhal, 2013); en tal sentido, la disponibilidad y calidad de las aguas son indicadores empleados para calcular el índice de sostenibilidad ambiental, que considera la

habilidad de los países para proteger el medio ambiente en las próximas décadas (Balmaseda & García, 2013). El recurso agua está sometido a la presión de una demanda cada vez más exigente en cantidad y calidad, condicionada por aspectos sociales, políticos y ambientales (Roldan, Díaz, Pérez, & Moreno, 2010). Para lograr la gestión integrada del recurso hídrico se debe disponer de fuentes de información oportunas en cuanto a la calidad del agua (Bermejillo *et al.*, 2012).

Las características fisicoquímicas y biológicas del agua varían por la contaminación antrópica. Los procesos y fenómenos naturales hacen que sus propiedades fisicoquímicas y biológicas varíen ampliamente de tramo en tramo a lo largo de la cuenca (Sutadian, Muttill, Yilmaz, & Perera, 2016). Por la alta demanda de agua es relevante determinar su calidad para consumo humano, uso agrícola, industrial, acuícola, y conservación de la biodiversidad, y en actividades de recreación y aspectos estéticos (Rivera, Encina, Palma, & Mejias, 2009). En consecuencia, es importante tener presente que la calidad de los recursos hídricos está muy relacionada con el bienestar social y el desarrollo económico de los pueblos; de ello depende el desarrollo y bienestar de las generaciones actuales y futuras (Ocampo-Duque, Osorio, Piamba, Schuhmacker, & Domingo, 2013), así como el equilibrio de los ecosistemas de las diversas fuentes de agua, cuyos servicios ambientales permitirán la gestión integrada de los recursos hídricos, que incluye manejo, control y gestión del agua y sus usos, como actividades agropecuarias, silvicultura, ganadería, actividades industriales (Pawar, 2013; Gyawali, Techato, Yuangyai, & Musikavong, 2013).

Sutadian *et al.* (2016) y Medeiros *et al.* (2017 (citado en Pérez, Nardini, & Galindo, 2018) afirman que la calidad de agua es uno de los temas más importantes en la gestión de recursos hídricos, y su clasificación se basa en el grado de pureza y contaminación; para ello se deben evaluar características físicas, químicas y biológicas (Rangeti, DzwaibroBarratt, & Otieno, 2015, citado en Pérez *et al.*, 2018). Debido a la gran variedad de factores y parámetros que afectan la calidad de agua es compleja la evaluación final; en ese sentido, fue necesario usar indicadores de calidad de agua, los cuales son una herramienta muy útil para los programas de monitoreo, control y manejo del recurso hídrico. Diversos países utilizan los índices de calidad, lo cual varía enormemente de acuerdo con normatividades vigentes y/o programas o disposiciones que tienen que ver con las políticas de gobierno.

Estudios realizados en el río Amajac, México, presentaron valores superiores a la norma mexicana del índice de calidad de agua (ICA), como los resultados encontrados por Álvarez, Panta, Ayala y Acosta (2008) en sus valores para los sólidos solubles, sólidos totales, oxígeno disuelto, y coliformes totales y fecales. Asimismo, estudios realizados en el río Santa Cruz (RSC), Sonora, México, en la época de estiaje se reportaron concentraciones muy altas de los parámetros evaluados, excepto pH (referido a la norma mexicana). A diferencia de lo anterior, se consideró que la calidad del agua y la presencia de sedimentos en el río Santa Cruz, Sonora, fue buena en cuanto a concentraciones encontradas para los nitritos (Posada, Roldán, & Ramírez, 2000). Sarabia-Meléndez, Cisneros-Almazán, Aceves-De-Alba, Durán-García y Castro-Larragoitia (2011) encontraron que los dos parámetros más importantes en la determinación de la calidad de agua de uso agrícola son la conductividad eléctrica (CE) y el índice de la relación de

adsorción de sodio (RAS), estableciéndose la clasificación del agua de uso agrícola según las normas del Laboratorio de Salinidad de EUA.

Estudios realizados en Colombia en el año 2000 determinaron que los parámetros fisicoquímicos y biológicos evaluados en la cuenca Piedras Blancas, en Antioquia, presentaron bajas fluctuaciones a lo largo de la cuenca en estudio, con excepción del parámetro conductividad eléctrica y los sólidos totales, cuyas variaciones estuvieron relacionadas con la época de evaluación con la pluviosidad alta durante el periodo de ejecución del estudio (Solís, Israel, Nubes, Castillo, & Meraz, 2011).

En Chile, Peña (1993) manifiesta que la calidad del agua para uso agrícola se ha visto restringida debido a la cantidad de boro que presenta, sobre todo en la región Altiplánica (Norte Grande), donde con frecuencia las aguas superan niveles de boro tan altos como 5.0 mg/l, incidiendo principalmente a cultivos sensibles a este elemento (cítricos), los cuales son afectados por concentraciones de 0.3 mg/l. Asimismo, la zona del Norte Chico es afectada por contenido de boro en las aguas con valores cercanos a 1.5 mg/l, que siguen siendo elevados para producir limitaciones en el uso del recurso.

Reinaudi, Grégoire, Rosière, Nadal y Viñuela (1998) estudiaron la calidad del agua para riego en invernáculos de la Región Central de La Pampa, Argentina, y encontraron que la concentración de arsénico total era superior a lo permitido por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Asimismo, Báez (1999), en Buenos Aires, indicó la existencia de problemas más importantes asociados con la calidad de agua de riego: la salinización y sodificación del suelo, al generar deterioro de las propiedades del suelo, aunque algunos cultivos como *Triticum*

aestivum “trigo” produjo rendimientos aceptables incluso con niveles de salinidad relativamente elevados.

En el Perú, la Estrategia Nacional para la Gestión de los Recursos Hídricos Continentales establece la protección de la calidad de los recursos hídricos; es relevante la implementación de mecanismos necesarios para la protección de las cuencas hidrográficas y acuíferos. Se ha determinado de manera fehaciente que la calidad del agua es afectada en particular por el vertimiento de efluentes de relaves mineros, que contienen metales pesados, los cuales son evacuados directamente, sin tratamiento alguno, en las cuencas hidrográficas; así, algunas de esas cuencas tienen grandes problemas por lo difícil que resulta revertir el efecto e impacto negativo en los cuerpos de agua; las cuencas de los ríos Mantaro, Rímac, Santa e Ilo, entre otras, presentan gran contaminación química, que causa pérdida de la biodiversidad y deterioro de ecosistemas (INRENA, 2003). En la Región La Libertad, las cuencas con mayor deterioro o contaminación son las de los ríos Moche y Jequetepeque, con bioacumulación de contaminantes minero-metalúrgicos y sedimentos, y por el uso indiscriminado de agroquímicos, causantes de pérdida de cadenas tróficas, biodiversidad y disminución de la capacidad productiva de los suelos agrícolas de los valles Moche y Jequetepeque (Juarez, 2006).

Existen proyectos agrícolas de gran envergadura para el desarrollo del país, pero desafortunadamente carecen de un adecuado manejo de los proyectos de riego, lo cual trae consecuencias negativas a las comunidades, cuyo objetivo primordial era alcanzar el desarrollo sostenible desde el enfoque económico, social y ambiental. La complejidad de las interacciones de los procesos ambientales y el desarrollo de los sistemas de riego y drenaje presentan alta dificultad

de predicción de tipos de impacto y/o cambios en la naturaleza. Sin embargo, en la actualidad, con los estudios en detalle, estratégicos, económicos, ambientales, se podrían manejar y controlar las diferentes interacciones de las actividades humanas, áreas agrícolas y los recursos hídricos a ser usados en las diferentes actividades, evitando los posibles impactos negativos que podrían producirse en la zona de desarrollo.

Es necesario conocer el estado situacional de la cuenca del río Jequetepeque, con énfasis en la parte media, evaluando la oferta y demanda hídrica, calidad de agua en el escenario de eventos hidrológicos, cuyos resultados permitirá contar con información básica en la toma de decisiones de las autoridades a distintos niveles y proponer una gestión integrada de la cuenca del río Jequetepeque. Asimismo, determinar los impactos generados por las actividades desarrolladas que afecten la calidad del agua de uso agrícola; ello, con un enfoque a largo plazo, que garantice una visión completa e integrada del significado de las actividades agrícolas asociada con la calidad del agua, a fin de contribuir en el manejo de la calidad del agua de uso agrícola de la cuenca media del río Jequetepeque, Perú.

Materiales y métodos

Área de estudio

El río Jequetepeque nace en la pequeña laguna ubicada al pie del cerro Agopití, en la provincia y departamento de Cajamarca, a los 07° 20' latitud sur, y 78° 21' latitud oeste, a 4 000 msnm; la cuenca recorre unos 150 km de este a oeste, desde los 4 000 msnm; colecta en su trayecto el drenaje de más de 30 ríos secundarios, riachuelos y quebradas menores, y se embalsa en la represa Gallito Ciego. Los principales tributarios del río Jequetepeque se extienden entre los 600 y 2 500 msnm. Los constituyentes más determinantes del paisaje vegetal se encuentran aislados uno de otros, dejando espacio para multitud de pequeñas hierbas que brotan durante la corta estación de lluvias, donde también aparecen las hojas de los arbustos.

El río Jequetepeque es el resultado de la confluencia de los ríos Puclush y Magdalena, los mismos que se unen a la altura del pueblo de Llallán, en una cota aproximada de 710 msnm aguas abajo; recibe los aportes del río Pallac por la margen derecha y de la quebrada Chausis por la margen izquierda. El sistema hidrográfico de la subcuenca Puclush es la que aporta mayor cantidad de agua al río Jequetepeque debido a las precipitaciones de la parte alta, la presencia de lagunas y vegetación arbórea arbustiva y de pastos. El río Magdalena nace en las alturas de Huacrarucro; inicialmente recibe los aportes del río Chotén y el río Naranjo por la margen derecha, y del río Asunción por la margen izquierda; toma el nombre de río Magdalena a la altura de Choropampa, con una cota aproximada de 1 600 msnm; sus principales afluentes por la margen derecha son los ríos La Viña, Chetillano y Llaminchan o San Pablo; por la margen izquierda tiene los siguientes afluentes: río Chonta, río Huertas y río Contumazá.

Toma de muestras

La toma de muestras en las estaciones de muestreo correspondió en los periodos de cambios estacionales, de avenida y estiaje; la frecuencia de muestreo fue dos veces al mes, en cada una de las estaciones de muestreo, de acuerdo con lo establecido en la Resolución Jefatural N°010-2016-Autoridad Nacional del Agua: Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales (ANA, 2016). El estudio comprendió el periodo de muestreo (diciembre de 2018 a mayo de 2019), siguiendo las normas internacionales (GEMS, 1987). Se seleccionaron seis estaciones de muestreo (Tabla 1 y Figura 1) con base en las normas establecidas por Global Environmental Monitoring System (GEMS, 1987). Los equipos portátiles que se usaron en la presente investigación fueron los siguientes: equipo multiparámetro HI 991300 (marca HANNA), medidor de pH, conductividad eléctrica (CE), sólidos totales disueltos (TDS) y temperatura; equipo multiparámetro HI 9829 (marca HANNA), medidor de pH, mV, ORP, OD, CE, TDS, resistividad, salinidad, temperatura, presión atmosférica y turbidez.

Tabla 1. Georreferenciación y altitud en la ubicación de las estaciones de muestreo en la cuenca media del río Jequetepeque, Perú.

Estaciones de muestreo	Coordenadas UTM		Altitud (msnm)
	Este	Norte	
E-1 (Puente Kurtur Wasi)	7° 13' 23" S	78° 50' 51" W	837
E-2 (Sector La Mónica)	7° 13' 39" S	78° 54' 04" W	759
E-3 (Sector La Capilla)	7° 12' 16" S	78° 56' 21" W	689
E-4 (Cacerío Yatahual)	7° 10' 03" S	79° 01' 17" W	596
E-5 (Cacerío El Pongo)	7° 12' 22" S	79° 02' 52" W	552
E-6 (Puente Yonan)	7° 15' 17" S	79° 06' 03" W	448

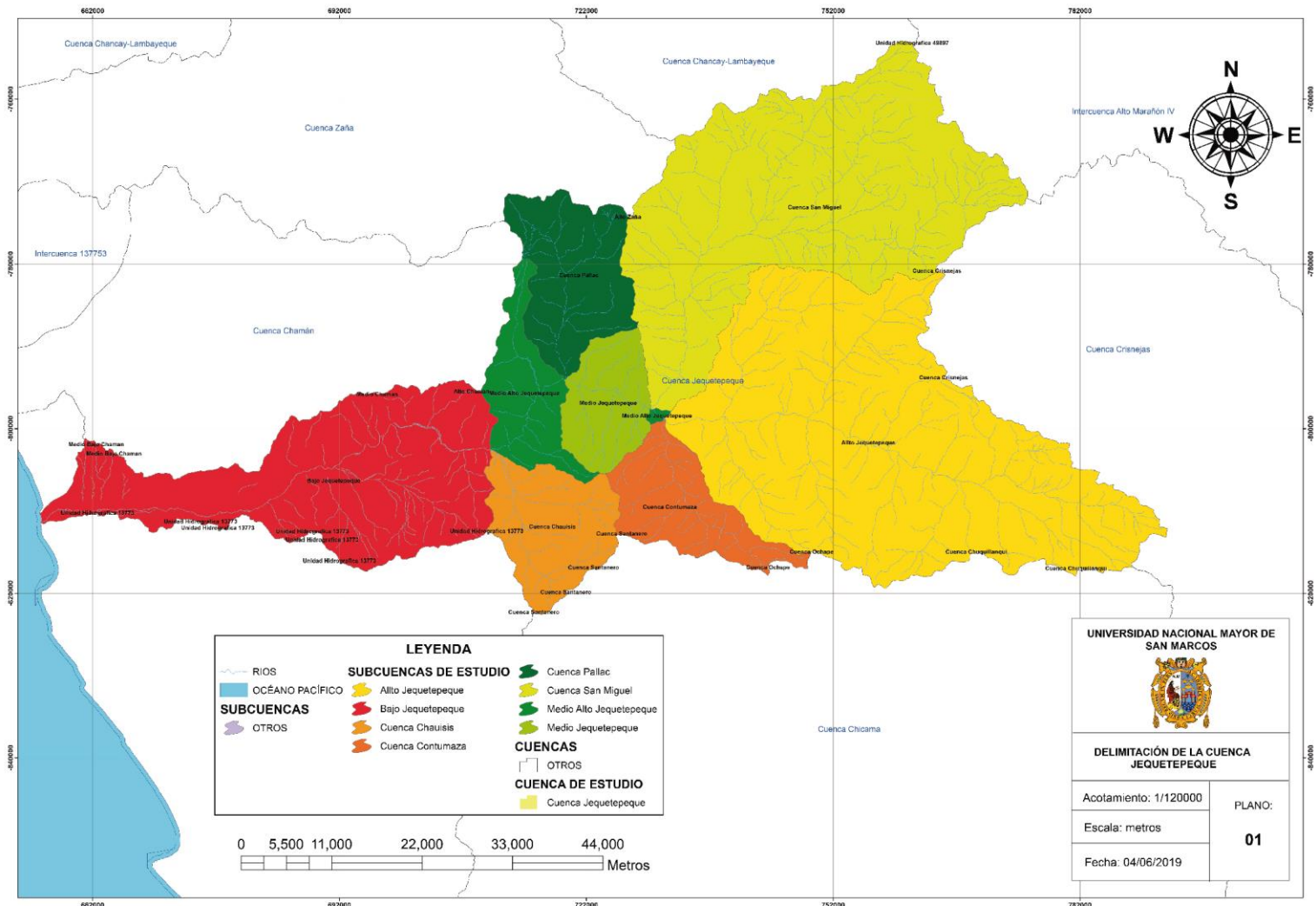


Figura 1. Delimitación de la cuenca media del río Jequetepeque, Perú.

La presente investigación fue de tipo longitudinal, con diseño de tendencia (Hernández, Fernández, & Baptista, 2010). La información correspondiente a la disponibilidad hídrica (oferta y demanda) de la cuenca del río Jequetepeque se registró en una base de datos en la aplicación de Test para normalidad multivariada, distribución normal bivalente; se empleó un coeficiente de correlación no paramétrico

como el de Spearman y la prueba de distribución bivalente de Wilcoxon (Hines & Montgomery, 1996) debido a que sí existe relación entre los volúmenes de agua por la cual discurre en la cuenca hidrológica y la calidad de agua, tan es así que en época de avenida se pueden encontrar mayores concentraciones de sólidos totales disueltos, y la posibilidad de mayor dilución o concentración de contaminantes como metales pesados.

El análisis estadístico Wilcoxon es una prueba no paramétrica que se usa al comparar el rango medio de dos muestras relacionadas y así determinar si existen diferencias entre ellas. Se utiliza como alternativa a la prueba t de *Student* cuando no se puede suponer la normalidad de dichas muestras. Es una prueba no paramétrica de comparación de dos muestras relacionadas y por lo tanto no necesita una distribución específica. En el caso de los volúmenes de las cuencas, como es el caso de la cuenca Jequetepeque, es muy irregular, por tanto se usa más bien el nivel ordinal de la variable dependiente. Se utiliza para comparar dos mediciones relacionadas y determinar si la diferencia entre ellas se debe al azar o no (en este último caso, que la diferencia sea estadísticamente significativa).

El empleo del coeficiente de correlación de Spearman (ρ) se usa para evaluar la asociación entre dos variables que tienen categorías ordinales. Las categorías ordinales tienen un orden natural. El coeficiente puede variar de -1 a $+1$. La interpretación ρ de Spearman concuerda en valores próximos a 1 ; indican una correlación fuerte y positiva. Valores próximos a -1 indican una correlación fuerte y negativa. Valores próximos a cero indican que no hay correlación lineal; puede que exista otro tipo de correlación, pero no lineal.

Se evaluaron parámetros físico-químicos de acuerdo con las normas APHA-AWWA-WEF (2012) y bacteriológicos (NMP/100 ml), cuyos métodos para cada uno de los parámetros evaluados se detalla en la Tabla 2; para uso agrícola, Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales, y D1: Riego de vegetales, con base en estándares de calidad de agua D.S. N°004-2017-MINAM; asimismo, se determinó el índice RAS (Ayers & Westcot, 1987; Rashidi & Seilsepour, 2011).

Tabla 2. Parámetros físico-químicos y bacteriológicos según métodos para su determinación en la evaluación de calidad de agua

Parámetros físico-químicos y bacteriológicos	Métodos	Año
Temperatura	Standard Methods for the analysis of water and wastewater, 22 ND edition. SM 2550 B	2012
Potencial de hidrógeno (pH)	Standard Methods for the analysis of water and wastewater, 22 ND edition. SM 4500-H+ -B	2012
Conductividad (CE)	Standard Methods for the analysis of water and wastewater, 22 ND edition. SM 2510 B	2012
Sólidos totales disueltos (STD)	Standard Methods for the analysis of water and wastewater, 22 ND edition. SM 2540 C	2012

Carbonatos (CO_3)	Standard Methods for the analysis of water and wastewater, 22 ND edition. SM 2320 B	2012
Bicarbonatos (HCO_3)	Standard Methods for the analysis of water and wastewater, 22 ND edition. SM 2320 B	2012
Cloruros (Cl^{-1})	Standard Methods for the analysis of water and wastewater, 22 ND edition. SM 4500-Cl- -B	2012
Oxígeno disuelto (O_2)	Standard Methods for the analysis of water and wastewater, 22 ND edition. SM 5210 B	2012
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5)	Standard Methods for the analysis of water and wastewater, 22 ND edition. SM 5210 B	2012
Coliformes totales (NMP/100 ml)	Standard Methods for examination of water and wastewater APHA, AWWA, WEF	2012
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	Standard Methods for examination of water and wastewater APHA, AWWA, WEF	2012
Parámetros químicos	Métodos	Año
Calcio (Ca^{+2})	Calcium. EDTA Titrimetric Method. 3500-Ca B. APHA-AWWA-WEF. 23rd Edition.	2017

Magnesio (Mg^{+2})	Magnesium. Calculation Method. 3500-Mg B. APHA-AWWA-WEF. 23rd Edition.	2017
Sodio (Na^{+1})	Metals by Flame Atomic Absorption Spectrometry. Direct Air-Acetylene Flame Method. 3111 B. APHA-AWWA- WEF. 23rd Edition.	2017
Plomo (Pb)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 3111 B, 23rd Ed. 2017 Metals by Flame Atomic Absorption Spectrometry. Direct Air-Acetylene Flame Method	2017
Cadmio (Cd)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 3111 B, 23rd Ed. 2017 Metals by Flame Atomic Absorption Spectrometry. Direct Nitrous Oxide-Acetylene Flame Method	2017

El agua de uso agrícola se evalúa por el riesgo potencial debido a que las aguas pueden ser consideradas potencialmente peligrosas si presentan concentraciones de sales, lo cual es perjudicial, y es evidente cuando las aguas riegan los suelos agrícolas, haciendo que estos suelos se salinicen y en consecuencia pierdan su productividad (FAO, 2002). Cuando se produce la evaporación, el porcentaje de retención de agua en el suelo disminuye y en consecuencia es menor la humedad del suelo, no se produce la eliminación de las sales, de manera que el suelo se saliniza y se produce pérdida de agua. Si el agua de riego tiene una concentración de sales (inicial), y ésta se encuentra en los límites

permisibles, puede haber mayor salinidad en el suelo por la evaporación del agua. Por otro lado, la concentración de las sales puede alcanzar el valor límite de solubilidad y, en consecuencia, las sales se precipitan; esto se determina por la presencia de cationes de calcio, magnesio y sodio, aniones (cloruros), que no se encuentran en equilibrio, y tienen una relación directa con el pH, alterando las concentraciones iniciales. Cuando sales de calcio están presentes se produce una baja solubilidad, en consecuencia, se incrementan las concentraciones de sodio, alterando el porcentaje del catión sodio intercambiable en el suelo (Romero, 2013).

Para evaluar el índice de relación de absorción de sodio (RAS), índice de relación de absorción de sodio ajustado (RAS ajustado), se requiere determinar el carbonato sódico residual, dureza del agua, cationes de calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}), los cuales son relacionados con la calidad de agua para uso agrícola, determinando finalmente el tipo de cultivos a desarrollar (Ayers & Westcot, 1987; Rashidi & Seilsepour, 2011). Para los parámetros a evaluar se tuvieron en cuenta los estándares de calidad ambiental para agua categoría III- Riego de vegetales y bebida de animales descritos en el Decreto Supremo N°004-2017-MINAM (MINAM, 2017).

Resultados y discusión

El balance hídrico de la cuenca del Jequetepeque se hizo con información de 2017-2018. Debido a que ocurrió el evento El Niño en la zona en estudio y la principal demanda es de uso agrícola, se emplea el aporte de lluvias estacionales y se complementa con el riego en época de estiaje. Como se puede observar, se presentó mayor oferta y demanda durante los meses de febrero, marzo y abril (Figura 2), lo cual va disminuyendo de mayo a julio. Se tiene mayor oferta al 75 % de persistencia de 749.96 hm^3 y oferta real de 142.35 hm^3 en marzo de 2018. En la Figura 3 se puede observar que la oferta ejecutada, 749.96 hm^3 , superó a la oferta programada de 142.35 hm^3 , haciendo una diferencial de 607.61 hm^3 para el año hídrico 2017-2018. La mayor demanda bruta programada fue 129.8029319 hm^3 y la ejecutada 111.1599072 hm^3 (Figura 4) para todos los usos fue en febrero, mientras que el mayor diferencial ocurrió en diciembre (32.66550747 hm^3) y marzo (34.49521828 hm^3) (Figura 5).

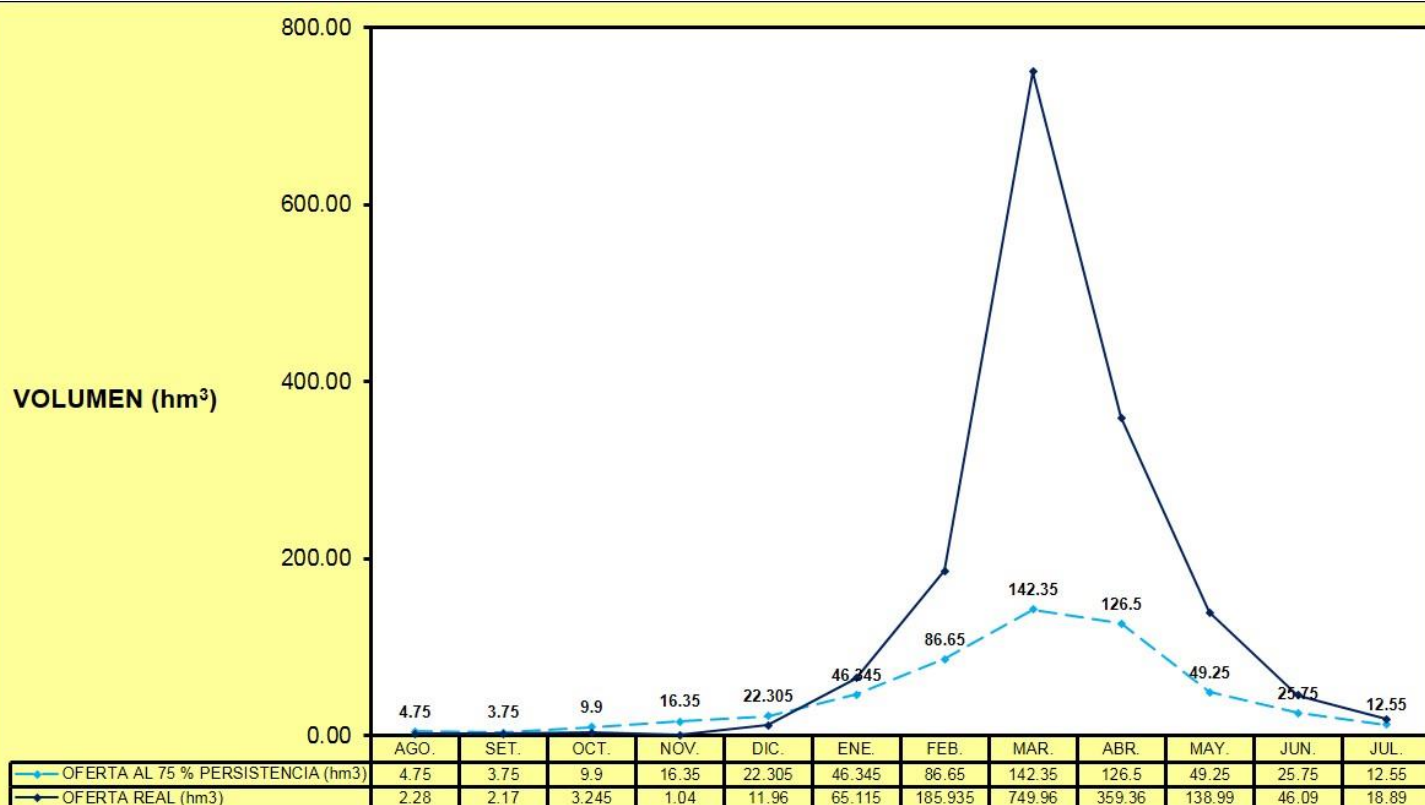


Figura 2. Oferta hídrica real al 75 % de persistencia en la cuenca del río Jequetepeque, Perú (agosto 2017-julio 2018).

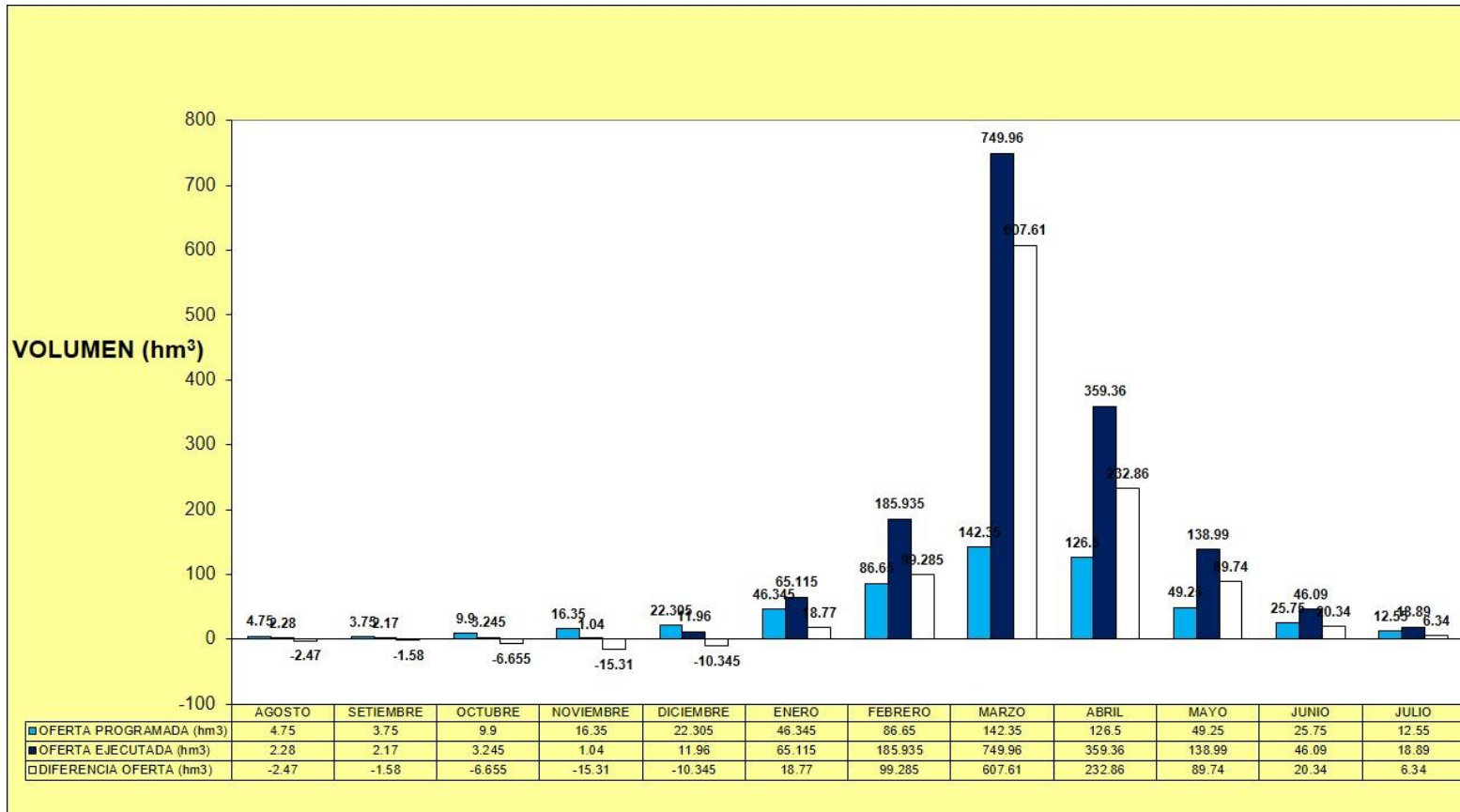


Figura 3. Oferta hídrica programada y ejecutada, y su diferencial en la cuenca del río Jequetepeque, Perú (agosto 2017-julio 2018).

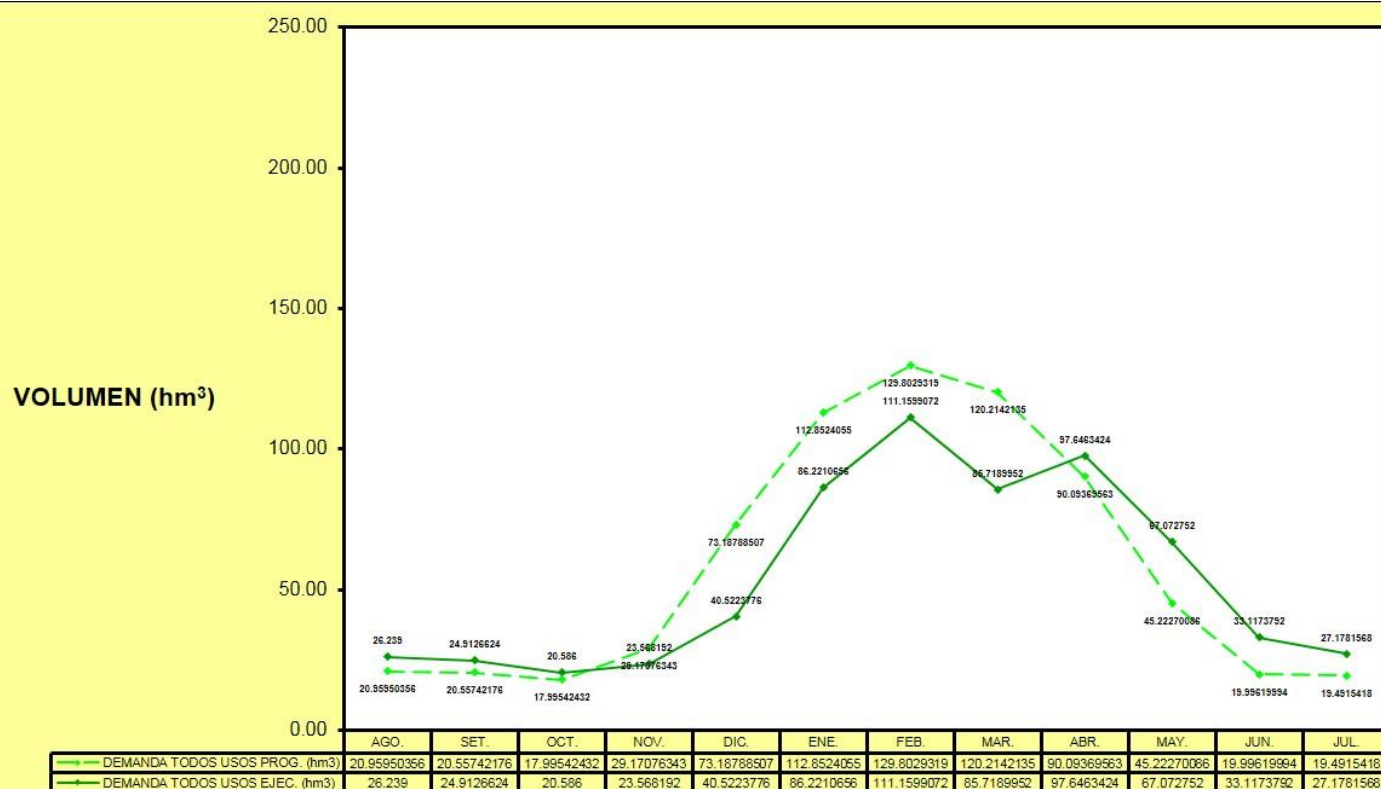


Figura 4. Demanda bruta programada y ejecutada en la cuenca del río Jequetepeque, Perú (agosto 2017-julio 2018).

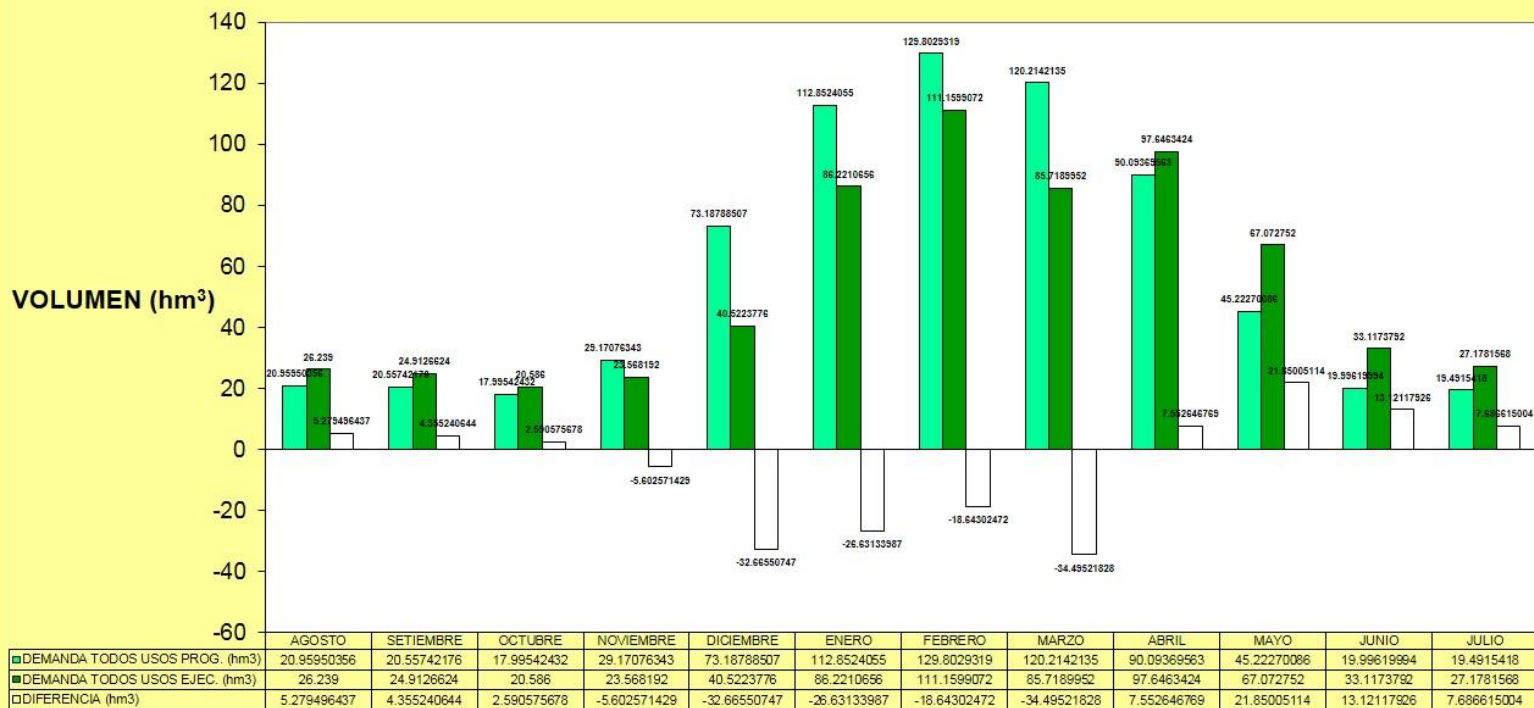


Figura 5. Demanda bruta programada y ejecutada, y su diferencial en la cuenca del río Jequetepeque, Perú (agosto 2017-julio 2018).

La más alta demanda agrícola (Figura 6) fue en el mes de febrero, programada (125.8572167 hm³) y ejecutada (106.8053472 hm³); mientras que el mayor diferencial se produjo en los meses de marzo (35.08446628 hm³) y diciembre (33.12083547 hm³) (Figura 7).

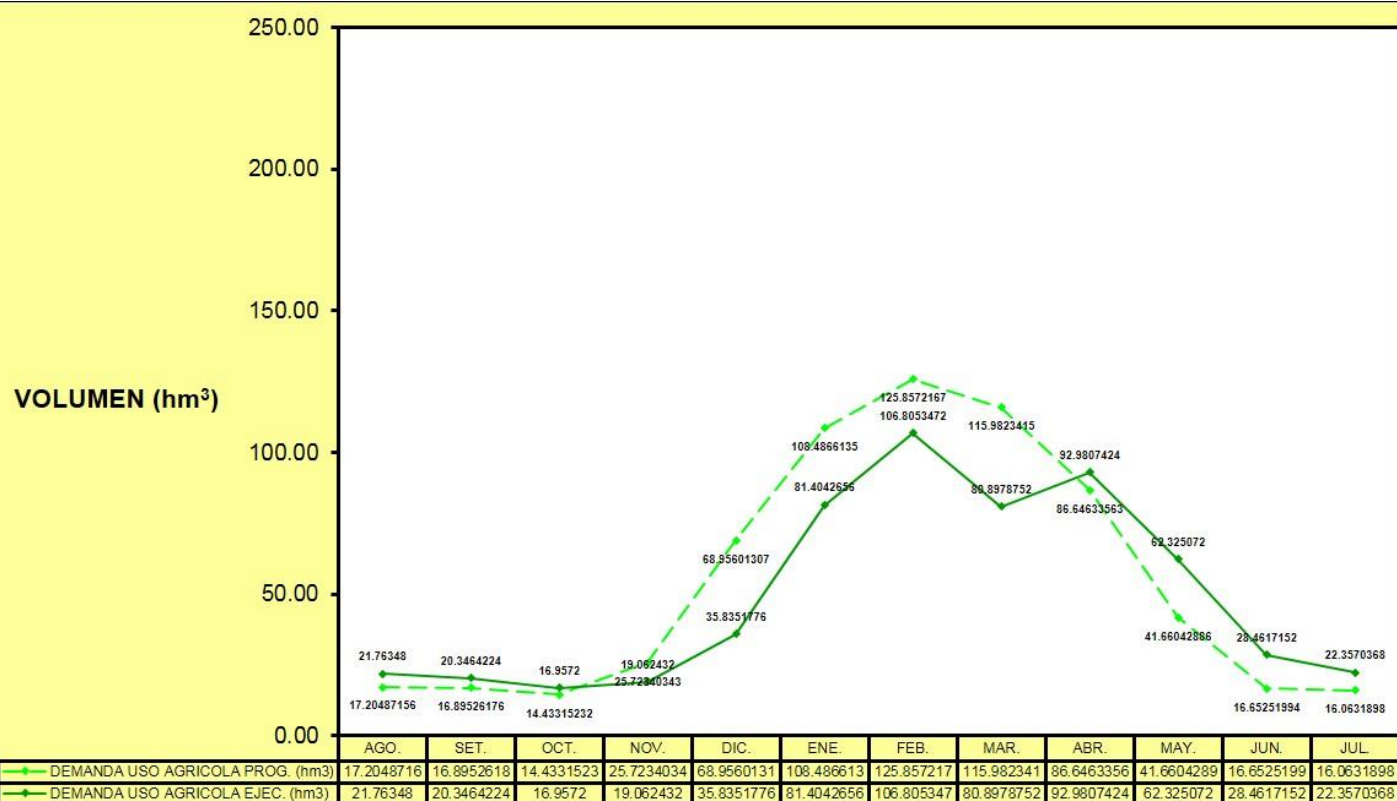


Figura 6. Demanda agrícola programada y ejecutada en la cuenca del río Jequetepeque, Perú (agosto 2017-julio 2018).

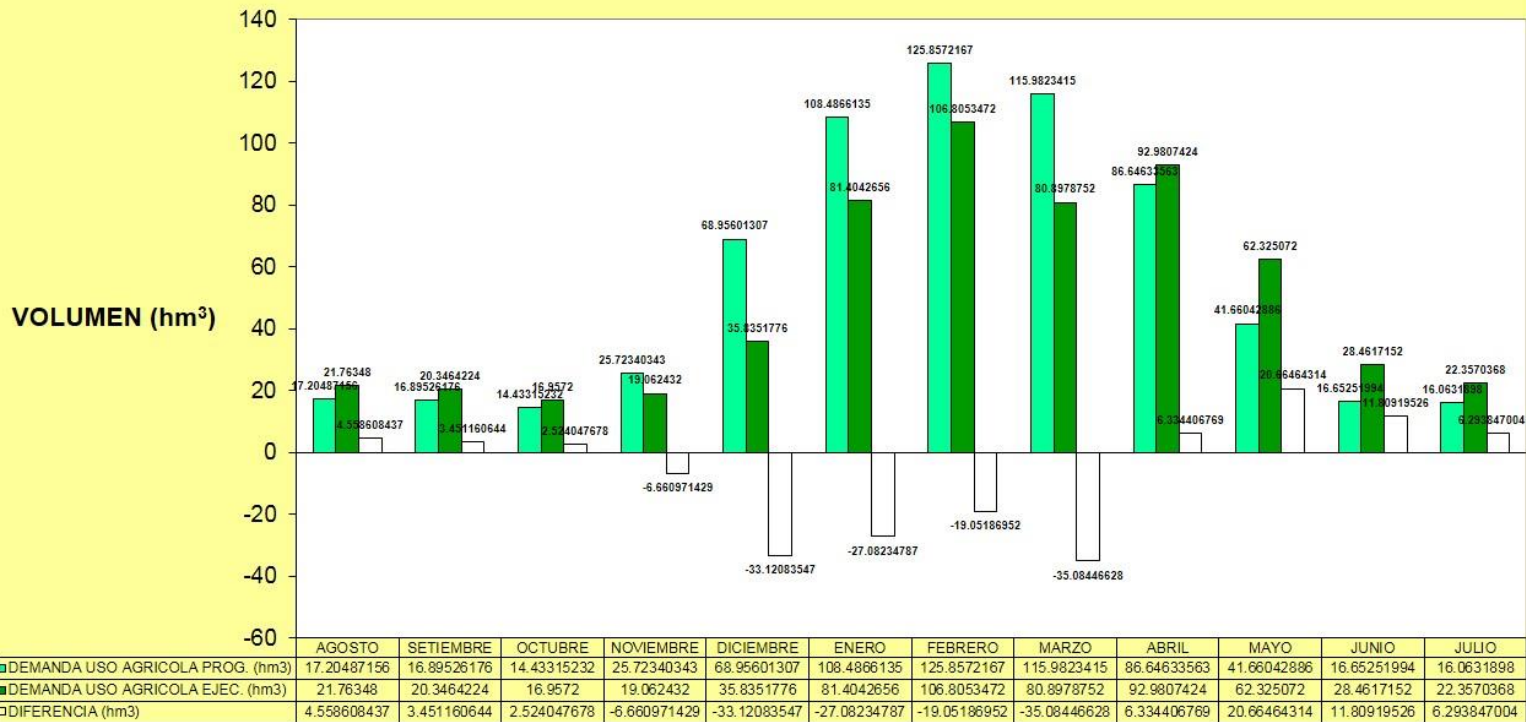


Figura 7. Demanda agrícola programada y ejecutada, y su diferencial en la cuenca del río Jequetepeque, Perú (agosto 2017-julio 2018).

La aproximación a la distribución hipergeométrica se presenta como la aproximación de Poisson a la distribución binomial. En esta sección se considerará la aproximación normal a la distribución binomial. Puesto que la binomial es una distribución de probabilidad discreta, esto puede parecer contrario a la intuición; sin embargo, está involucrada en un proceso límite, manteniendo fija la p de la binomial y dejando $n \rightarrow \infty$, lo que se conoce como la aproximación de DeMoivre-Laplace.

Para la determinación de la normalidad bivalente se requiere evaluar la relación entre la oferta y la demanda hídrica si ambas variables seguían una distribución normal. Si eran distribución normal bivalente (Tabla 3, Tabla 6, Tabla 9), era necesario el empleo de la correlación de Pearson, la cual indicó que no existía distribución normal bivalente, y en tal caso fue necesario el empleo de un coeficiente de correlación no paramétrico como el de Spearman. Cuando se evaluó mediante esta correlación de Spearman (Tabla 4, Tabla 7, Tabla 10), se encontraron dos variables que se relacionan muy fuertemente porque su valor fue $P < 0.05$. Asimismo, con la prueba de distribución bivalente de Wilcoxon (Tabla 5, Tabla 8, Tabla 11) se encontró significancia asintótica de 0.638 y 0.53 para la oferta y demanda hídrica, respectivamente (Tabla 6 y Tabla 7), en la cuenca del río Jequetepeque 2017-2018.

Tabla 3. Test para normalidad multivariada en relación con la oferta hídrica de la cuenca Jequetepeque durante 2017-2018.

Henze-Zirkler = 1.520446	Chi2(1) = 13.256	Prob > chi2 = 0.0003
Doomik-Hansen	Chi2(4) = 37.525	Prob > chi2 = 0.0000

Tabla 4. Programa de Spearman, stats (rho p) pw en relación con la oferta hídrica de la cuenca Jequetepeque durante 2017-2018.

Programa Spearman ejecutado, stats (rho p) pw	
Número de objetos	12

rho de Spearman	0.9161
Test de Ho: programa para ejecutar si son variables independientes	
Prob > t	0.0000

Tabla 5. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para muestras relacionadas según oferta hídrica de la cuenca Jequetepeque durante 2017-2018.

Datos	Resultados
Número total	12
Estadístico de contraste	60.000
Error estándar	12.748
Estadístico de contraste estandarizado	1.647
Sig. asintótica (prueba bilateral)	0.099

Tabla 6. Test para normalidad multivariada en relación con la demanda bruta de la cuenca Jequetepeque durante 2017-2018.

Henze-Zirkler = 0.8018365	Chi2(1) = 4.479	Prob > chi2 = 0.0343
Doomik-Hansen	Chi2(4) = 8.533	Prob > chi2 = 0.0739

Tabla 7. Programa de Spearman, stats (rho p) pw en relación con la demanda bruta de la cuenca Jequetepeque durante 2017-2018.

Programa Spearman ejecutado, stats (rho p) pw
--

Número de objetos	12
rho de Spearman	0.8392
Test de Ho: programa para ejecutar si son variables independientes	
Prob > t	0.0006

Tabla 8. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para muestras relacionadas según demanda bruta de la cuenca Jequetepeque durante 2017-2018.

Datos	Resultados
Número total	12
Estadístico de contraste	33.000
Error estándar	12.748
Estadístico de contraste estandarizado	-0.471
Sig. asintótica (prueba bilateral)	0.638

Tabla 9. Test para normalidad multivariada en relación con la demanda agrícola de la cuenca Jequetepeque durante el año 2017-2018.

Henze-Zirkler = 0.8085096	Chi2(1) = 4.563	Prob > chi2 = 0.0327
Doomik-Hansen	Chi2(4) = 8.554	Prob > chi2 = 0.0733

Tabla 10. Programa de Spearman, stats (rho p) pw en relación con la demanda agrícola de la cuenca Jequetepeque durante el año 2017-2018.

Programa Spearman ejecutado, stats (rho p) pw	
Número de objetos	12
rho de Spearman	0.8392
Test de Ho: programa para ejecutar si son variables independientes	
Prob > t	0.0006

Tabla 11. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para muestras relacionadas según demanda agrícola de la cuenca Jequetepeque durante 2017-2018.

Datos	Resultados
Número total	12
Estadístico de contraste	31.000
Error estándar	12.748
Estadístico de contraste estandarizado	-0.628
Sig. asintótica (prueba bilateral)	0.530

La calidad del agua está afectada por diversos factores, como usos del suelo; producción industrial y agrícola; tratamiento que se le da antes de ser vertida nuevamente a los cuerpos de agua, y a la cantidad misma del agua de los ríos y lagos, ya que de ésta depende su capacidad de purificación. Calidad del agua es un término ampliamente usado, sin embargo, la cuantificación científica resulta

bastante importante y esta solución es una estrategia básica en el desarrollo de los fundamentos para el manejo de los recursos hídricos (Parparov, Hambrigh, Hakanson, & Ostapenia, 2006). Existen muchos factores, físico-químicos y microbiológicos que permiten saber si determinados cuerpos de agua están contaminados o no. Esto significa que si hay alteración en los parámetros establecidos se presentan contaminación, aunque la sola presencia de una sustancia extraña en el agua no implica que exista alteración o contaminación del recurso hídrico, salvo que se produzca algún impacto sobre un ser vivo o material (Bonet & Ricardo, 2011; Guerrero, 2014).

La calidad de agua de riego es muy importante para disminuir el problema de la concentración total de sales solubles presentes en el agua; a mayor cantidad de sales menor calidad de agua (Guerrero, 2016). Los factores que influyen sobre la calidad de agua en la zona son el pH, la presencia de cationes [calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2})] y la conductividad eléctrica (Palancar, 2006; Cortés-Jiménez, Troyo-Diéguez, & Murillo-Amador, 2009; Lingaswamy & Saxena, 2015).

Los parámetros físico-químicos y microbiológicos, como: temperatura (t); potencial de hidrógeno (pH); conductividad eléctrica (CE); sólidos totales disueltos (SDT); oxígeno disuelto (OD); demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5); calcio (Ca^{+2}); magnesio (Mg^{+2}); sodio (Na^{+1}); carbonatos (CO_3^{-2}); bicarbonatos (HCO_3^{-1}); cloruros (Cl^{-1}); metales, entre ellos, plomo (Pb) y cadmio (Cd); y coliformes totales y termotolerantes (NMP/100 ml) en las diferentes estaciones de muestreo se presentan en la Figura 8, Figura 9 y Figura 10. Estos resultados se compararon con los estándares de calidad de aguas, según ECA D.S. N°004-2017-MINAM y las Normas de Calidad Ambiental (NCA) de la Unión Europea (UE, 2013).

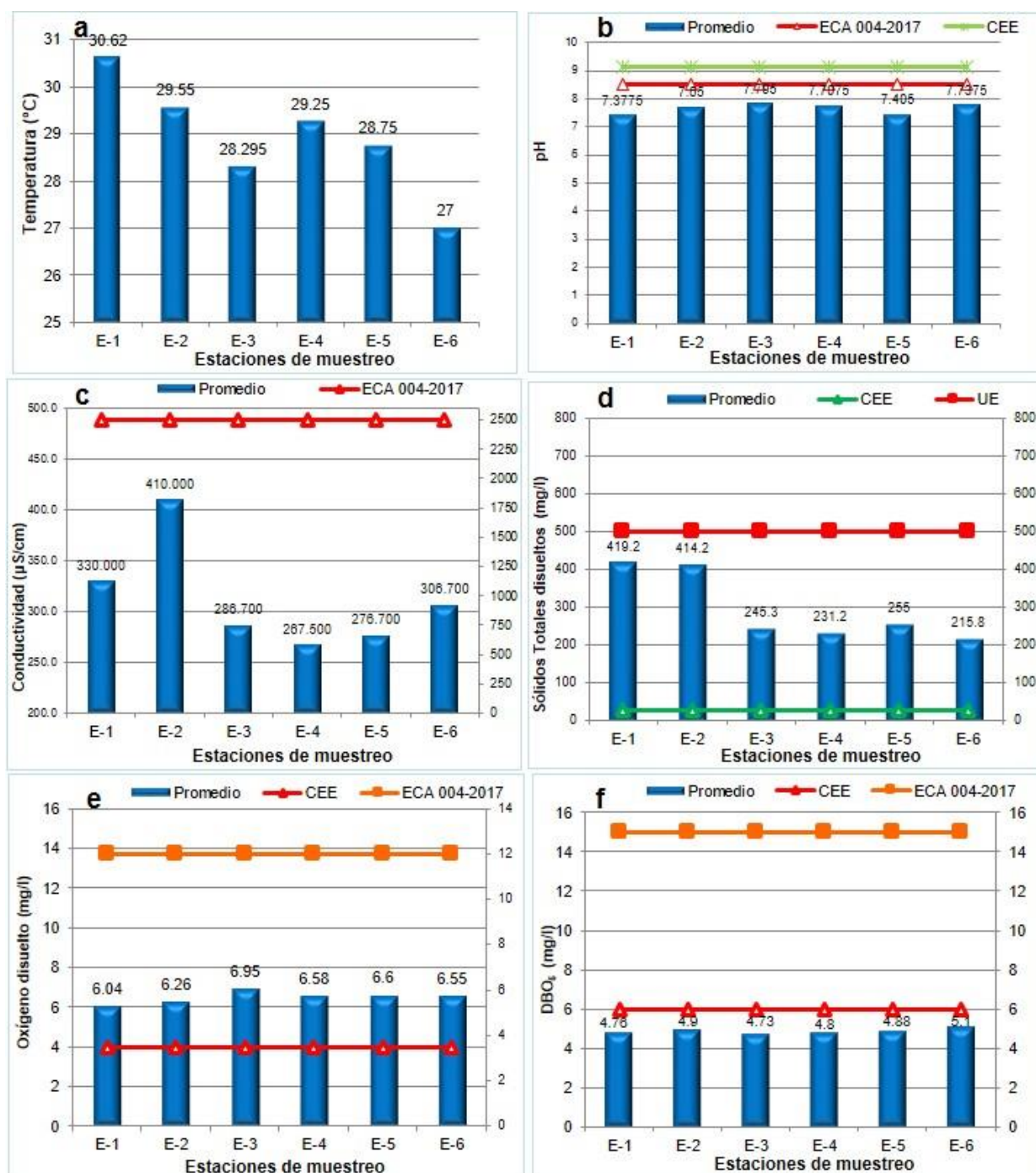


Figura 8. Evaluación de parámetros físico-químicos: a) temperatura; b) pH; c) conductividad; d) sólidos totales disueltos; e) oxígeno disuelto; f) demanda bioquímica de oxígeno en la cuenca media del

río Jequetepeque, Perú. ECA = estándares de calidad ambiental del agua-Perú (D.S. N°004-2017-MINAM). CEE = Comunidad Económica Europea (Directiva 2008/105/CE DEL Parlamento Europeo y del Consejo de 16 de diciembre de 2008. UE = Unión Europea (UE, 2013) (Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de agosto de 2013).

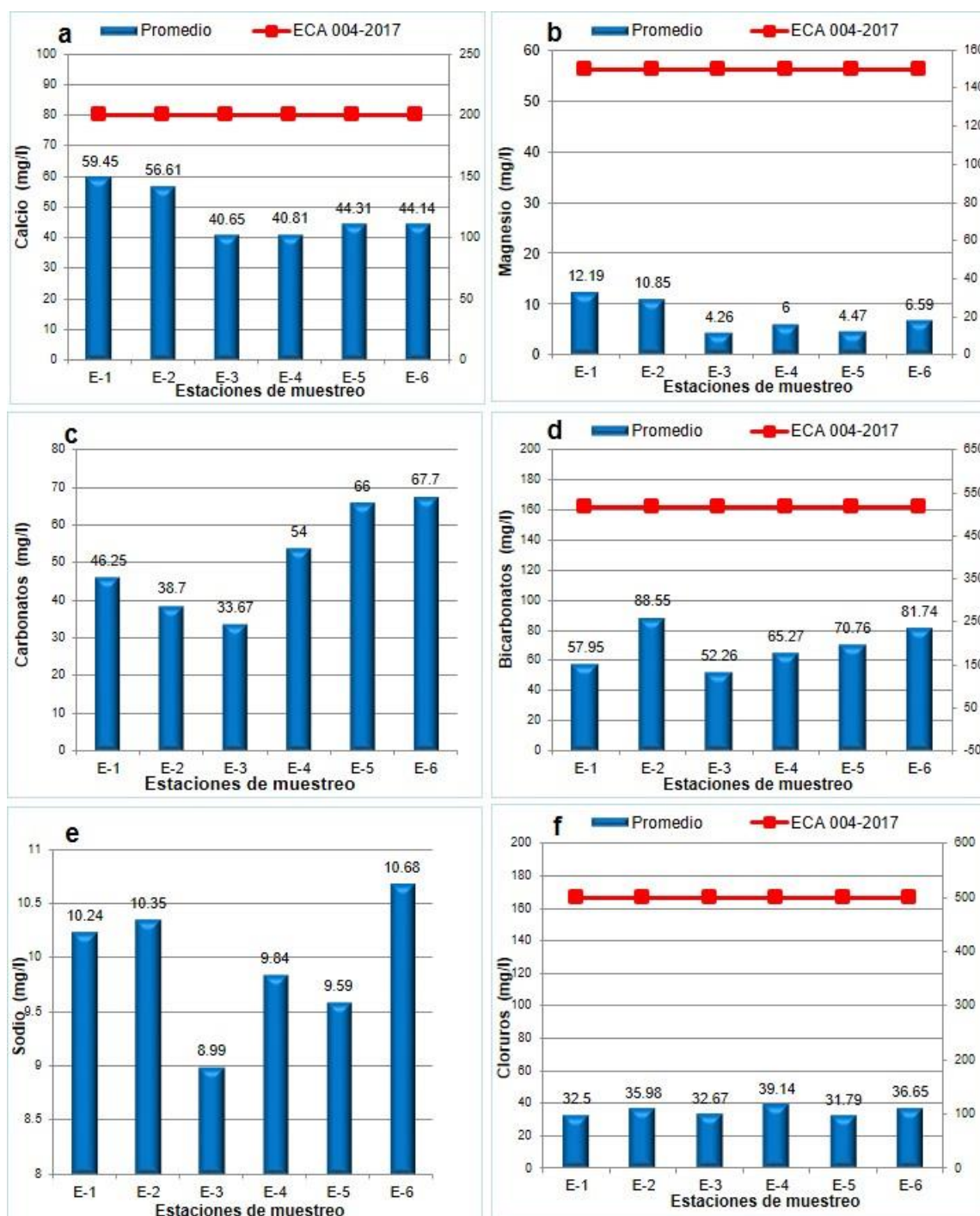


Figura 9. Evaluación de parámetros químicos: a) calcio; b) magnesio; c), carbonatos; d), bicarbonatos; e) sodio, y f) cloruros en la cuenca media del río Jequetepeque, Perú. ECA = estándares de calidad ambiental del agua-Perú (D.S. N°004-2017-MINAM).

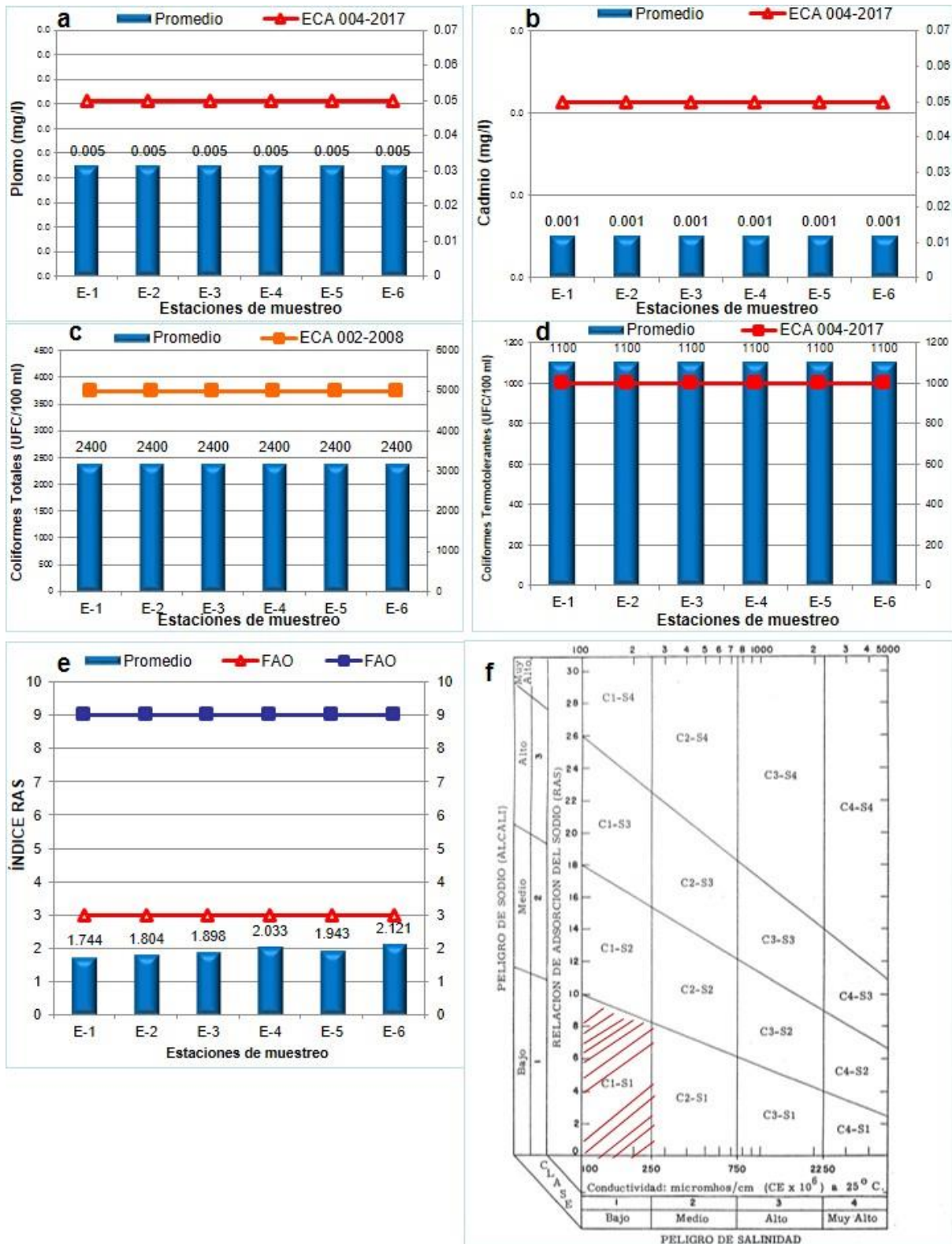


Figura 10. Evaluación de parámetros químicos y bacteriológicos: a) plomo; b) cadmio; c) coliformes totales; d) coliformes termotolerantes, y e) y f) determinación de índice y diagrama de RAS en la cuenca media del río Jequetepeque, Perú. ECA = estándares de calidad ambiental del agua-Perú (D.S. N°002-2008-MINAM) (MINAM, 2008). ECA = estándares de calidad ambiental del agua-Perú (D.S. N°004-2017-MINAM). FAO = Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Soil erosion (FAO, 2019).

Todos los parámetros evaluados estaban dentro de los valores estándares de calidad de agua, excepto en los parámetros bacteriológicos coliformes totales y termotolerantes, que superaron las normas ECA D.S. N°004-2017-MINAM, lo cual no es equivalente a las normas de la Unión Europea (UE, 2013); no existe equivalencia en ninguno de los casos.

Castañé, Topolián, Cordero y Salibián (2003), citados por Salas (2014), clasifican Hg, As, Cr, Pb, Ni y Zn como los metales de mayor efecto toxicológico y ecotoxicológico en ambientes acuáticos; en tanto Prieto, González, Román y Prieto (2009) consideran Hg, Cd, As, Cr, Tl y Pb. Sin embargo, es pertinente mencionar que el cobre ($\text{Cu}^{1,2}$) es un elemento esencial, requerido por las plantas y animales, y en altas concentraciones tiene efecto citotóxico (Gaete, Aránguiz, Cienfuegos, & Tejos, 2007), mientras que los otros metales mencionados líneas arriba no tienen funciones metabólicas, como el cobre, por lo que no se biodegradan y bioacumulan en los tejidos, y podrían afectar el sistema nervioso central y/o llegar a ser cancerígenos. El valor promedio de plomo (Pb) encontrado en todas las estaciones de monitoreo de la cuenca media del río Jequetepeque fue de 0.005 mg/l

(Figura 10a). El plomo no se encuentra en los cuerpos de agua de forma natural, proviene de contaminación por arsenato de plomo y otras sales, especialmente de efluentes mineros. El plomo se bioacumula en huesos, puede producir daño al sistema nervioso central, y por consumo prolongado de aguas contaminadas con plomo tiene efectos letales.

El valor promedio de cadmio encontrado en todas las estaciones de monitoreo de la cuenca media del río Jequetepeque fue de 0.001 mg/l (Figura 10b). El cadmio es elemento metálico soluble en agua, como los cloruros, nitratos y sulfatos, poco común en aguas naturales. Además de causar náuseas y vómitos, se bioacumula en el hígado, páncreas, tiroides y riñones; se considera elemento cancerígeno. Su presencia en aguas por lo general proviene de contaminación con residuos de la industria de galvanoplastia. Buenfil-Rojas y Flores-Cuevas (2007) afirman que la contaminación del río Hondo por metales pesados (As, Cd, Pb y Hg) provienen de los ingenios azucareros por el uso de plaguicidas y fertilizantes, así como por las descargas directas de aguas residuales en diferentes puntos de la ribera y por los residuos de la pequeña industria.

La determinación de coliformes totales (Figura 10c) no ha sido considerada en la normatividad peruana, Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales y D1: Riego de vegetales (D.S. N°004-2017-MINAM) (MINAM, 2017), cuyo parámetro fue considerado en D.S. N°002-2008-MINAM (MINAM, 2008); sin embargo, actualmente el mencionado decreto supremo fue derogado. Sin embargo, los coliformes termotolerantes (Figura 10d) en las seis estaciones de monitoreo superaron el valor estándar (1000 UFC/100 ml) según la

Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales y D1: Riego de vegetales (D.S. N°004-2017-MINAM).

La temperatura, los sólidos totales disueltos, así como la materia orgánica, se encuentran en relación directa con la supervivencia y tasas de proliferación de los microorganismos, entre ellos los coliformes totales y fecales, estos últimos asociados con bacterias patógenas. Asimismo, es pertinente mencionar que en la zona de estudios se presentan pequeños centros poblados, cuyos vertimientos domésticos descargan directamente en la cuenca del río Jequetepeque; como consecuencia de ello se encontró que los coliformes termotolerantes (Figura 10d) superaron los estándares de calidad (ECA) para uso agrícola (D.S. N°004-2017-MINAM). Sin embargo, estudios realizados por Lessard y Sieburth (1983), Rozen y Belkin (2001), y Cabral (2010) afirman que la temperatura no está relacionada con la supervivencia y proliferación de microorganismos, tal como lo demostraron Davies y Evison (1991), al no encontrar diferencias significativas en la tasa de supervivencia de *Salmonella montevideo* sometida a temperaturas de 5, 15 y 25 °C.

El índice RAS se usa en la relación de absorción de sodio (Can-Chulim, Ramírez-Ayala, Ortega-Escobar, Trejo-López, & Cruz-Díaz, 2008), que expresa la relación entre los iones de sodio, y la relación con los cationes de calcio y magnesio. En la Figura 10e se observa que el valor menor (1.744) se encontró en la estación Puente Kuntur Wasi (E-1), mientras que el mayor valor promedio (2.121) se encontró en la estación Puente Yonan (E-6). Los valores encontrados en todas las estaciones fueron menores a 3; según las normas de FAO (Ayers & Westcot, 1987), no existe ninguna restricción del uso de agua para riego (Figura 10f). Asimismo, estudios realizados en calidad del agua

de riego en la Sierra Norte de Puebla, México, encontraron valores promedio de 1.0 para la relación de absorción de sodio con relación entre iones de sodio y cationes de calcio y magnesio (RAS), y concluyeron que es óptimo para uso agrícola (Can-Chulim, Ortega-Escobar, Sánchez-Bernal, & Cruz-Crespo, 2014).

Sin embargo, es importante resaltar que la agricultura aporta de manera constante diferentes tipos de contaminantes (sales procedentes del riego, pesticidas, fertilizantes, entre otros), por lo que la evaluación del aprovechamiento del agua en este sector requiere considerar otros aspectos, además de los puramente cuantitativos (Söderbaum & Tortajada, 2011). Las aguas de retorno (aguas de escorrentía y percolación), por su elevada salinidad y contenido en nutrientes pueden producir un impacto medioambiental negativo sobre las masas de agua (superficiales o subterráneas) que las reciben, condicionando la calidad de las aguas de ríos y acuíferos tanto para el riego como para otros usos (Thayalakumaran, Bethune, & McMahon, 2007).

Conclusiones

La calidad del agua de la cuenca media del río Jequetepeque se encontró dentro de la Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales, y D1: Riego de vegetales; según los estándares de calidad

ECA D.S. N°004-2017-MINAM puede usarse sin restricciones para los diferentes cultivos de la zona de estudio. Mediante el coeficiente de correlación no paramétrica de Spearman se encontró $P < 0.05$. Asimismo, con la prueba de distribución bivalente de Wilcoxon se encontró significancia asintótica de 0.638 y 0.53.

El índice de absorción de sodio (RAS) encontró valores menores a 3, lo cual indica que no es limitante para la actividad agrícola; puede usarse sin restricciones para los diferentes cultivos de la zona de estudio.

La calidad del agua de la cuenca es alterada de forma moderada por las aportaciones o vertimientos de origen doméstico a lo largo de la cuenca. Sin embargo, es importante indicar que los valores promedios de coliformes termotolerantes superaron los estándares de calidad ambiental del D.S. N°004-2017-MINAM (MINAM, 2017).

Agradecimientos

Especial agradecimiento por el apoyo brindado para el desarrollo de la presente investigación de dos importantes universidades del Perú: la Universidad Nacional de Trujillo y la Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Referencias

Álvarez, J., Panta, J., Ayala, C., & Acosta, E. (2008). Calidad integral del agua superficial en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México. *Información Tecnológica*, 19(6), 21-32.

- APHA-AWWA-WEF, American Public Health Association-American Water Works Association-World Economic Forum. (2012). *Standard methods for examination of water and wastewater*. (22nd ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association.
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (11 de enero, 2016). Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos. Resolución Jefatural N°010-2016 ANA. *El Peruano*. Normas Legales, 575300-575301.
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1987). La calidad del agua y su uso en la agricultura. *Riego y Drenaje, Food and Agriculture Organization of the United Nations*, 29(1), 81.
- Báez, A. (1999). *Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo* (monografía para optar el grado académico de especialista en Producción Vegetal). Universidad Nacional de Mar del Plata. Buenos Aires, Argentina. Recuperado de <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/pdf/TesisBaez.pdf>
- Balmaseda, C., & García, Y. (2013). Calidad de las aguas de la Cuenca del río Naranjo, Municipio Majibacoa, provincial Las Tunas para el riego. *Cultivos Tropicales*, 34(4), 68-73.
- Bermejillo, A., Martí, L., Cónsoli, D., Salcedo, C., Llera, J., Valdés, A., Vernier, M., & Troilo, S. (2012). Aptitud para riego del agua subterránea basada en la salinidad y sodicidad en las perforaciones realizadas entre 2004 y 2014 en los Oasis Norte y Centro de Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo*, 44(2), 221-240.

- Bonet, C., & Ricardo, M. (2011). Calidad de riego y su posible efecto en los rendimientos agrícolas en la empresa de cultivos varios sierra de Cubitas. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 20(3), 19-23.
- Buenfil-Rojas, M., & Flores-Cuevas, N. (2007). Determinación de metales pesados (As, Cd, Hg y Pb) presentes en el río Hondo, Quintana Roo. *Memorias en extenso* (pp. 435-439). VI Congreso Internacional y XII Nacional de Ciencias Ambientales, Chihuahua, México.
- Cabral, J. (2010). Water microbiology. Bacterial pathogens and water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(10), 3657-3703.
- Can-Chulim, A., Ortega-Escobar, H. M., Sánchez-Bernal, E. I., & Cruz-Crespo, E. (2014). Calidad del agua para riego en la Sierra Norte de Puebla, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(5), 77-96.
- Can-Chulim, Á., Ramírez-Ayala, C., Ortega-Escobar, M., Trejo-López, C., & Cruz-Díaz, J. (2008). Evaluación de la relación de adsorción de sodio en las aguas del río Tulancingo, estado de Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana*, 26(3), 243-252.
- Castañé, M., Topolián, L., Cordero, R., & Salibián, A. (2003). Influencia de la especiación de los metales pesados en el medio acuático como determinante de su toxicidad. *Revista de Toxicología*, 20, 13-18.
- Cortés-Jiménez, J. M., Troyo-Diéguez, E., & Murillo-Amador, E. (2009). Índices de calidad del agua del acuífero del valle del Yaqui Sonora. *Terra Latinoamericana*, 27(2), 133-141.

- Davies, C., & Evison, L. (1991). Sunlight and the survival of enteric bacteria in natural waters. *Journal of Applied Microbiology*, 3(70), 265-274.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2019). Soil erosion: The greatest challenge to sustainable soil management. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2002). *Agricultural drainage water management in arid and semiarid areas* (Paper N° 61). Rome, Italy: FAO Irrigation and Drainage.
- Gaete, H., Aránguiz, F., Cienfuegos, G., & Tejos, M. (2007). Metales pesados y toxicidad de aguas del río Aconcagua en Chile. *Química Nova*, 30(4), 885-891.
- GEMS, Global Environmental Monitoring System. (1987). *GEMS/Water Operational Guide*. Geneva, Italy: Prepared under the joint sponsorship of the United Nations Environmental Programme. World Health Organization, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Meteorological Organization, World Health Organization.
- Guerrero, A. M. (2016). Análisis de calidad de agua de la cuenca hidrográfica Chicama, Perú. *Gestión Ambiental*, 31, 51-62.
- Guerrero, A. M. (2014). Gestión integrada de recursos hídricos de la cuenca del río Jequetepeque, Perú. *Sciende*, 17(2), 92-116.
- Gyawali, S., Techato, K., Yuangyai, C., & Musikavong, C. (2013). Assessment of relationship between land uses of riparian zone and water quality of river for sustainable development of river basin,

a case study of U-Tapao River Basin, Thailand. *Procedia Environmental Sciences*, 17, 291-297.

Hakanson, L., Parparov, A., Ostapenia, A., Boulion, V., & Hambrig, K. D. (2000). *Development of a system of water quality as a tool for management. Final report to INTAS*. Upsala, Sweden: Uppsala University, Department of Earth Science.

Hernández, R., Fernández, C., & Baptista, M. (2010). *Metodología de la investigación* (5ª ed.). México, DF, México: McGraw-Hill/Interamericana Editores, S.A. de C.V.

Hines, W., & Montgomery, D. (1996). *Probabilidad y estadística para ingeniería y administración* (3ª ed.). México, DF, México: Compañía Editorial Continental, S.A. de C.V.

INRENA, Instituto Nacional de Evaluación de Recursos Naturales. (2003). *Evaluación y ordenamiento de los recursos hídricos en la cuenca del río Chicama. Hidrología. Estudio Hidrológico*. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura, Instituto Nacional de Evaluación de Recursos Naturales.

Juarez, H. (2006). *Contaminación del río Rímac por metales pesados y efecto en la agricultura en el cono este de Lima metropolitana*. Lima, Perú: Universidad Agraria La Molina.

Lessard, E. J., & Sieburth, J. (1983). Survival of natural sewage populations of enteric bacteria in diffusion and batch chambers in the marine environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 45(3), 950-959.

Lingaswamy, M., & Saxena, P. R. (2015). Water quality of Fox Sagar Lake, Hyderabad, Telangana State, India, its suitability for

irrigation purpose. *International Journal of Advanced Research in Science, Engineering and Technology*, 4(8), 490-494.

Medeiros, A., Freitas, K. R., Freitas, K., Do, C., Da-Silva, I., De-Oliveira, M., Guimarães, R., & Mendonça, N. (2017). Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Pará, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1-2), 156-164.

MINAM, Ministerio del Ambiente. (7 de junio, 2017). Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias. Decreto Supremo N°004-2017-MINAM. *Diario "El Peruano"*, 10-19.

MINAM, Ministerio del Ambiente. (30 de julio, 2008). Aprueban los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para el Agua y Disposiciones Complementarias Transitorias. Decreto Supremo N°002-2008-MINAM. *Diario "El Peruano"*, Perú, 12 pp.

Ocampo-Duque, W., Osorio, C., Piamba, C., Schuhmacker, M., & Domingo, J. (2013). Water quality analysis in rivers with non-parametric probability distributions and fuzzy inference systems: application to the Cauca River, Colombia. *Environment International*, 52, 17-28.

Pawar, P. R. (2013). Monitoring of impact of anthropogenic inputs on water quality of mangrove ecosystem of Uran, Navi Mumbai, west coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 75(1-2), 291-300.

Palancar, T. (2006). *Compresibilidad y resistencia al corte de suelos salinizados y sodificados por irrigación* (tesis doctoral). Universidad Nacional de la Plata, La Plata-Argentina. Recuperado de <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/1939>

- Peña, H. (1993). Caracterización de la calidad de las aguas naturales y contaminación agrícola en Chile. En: *Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines. Anales de la Consulta de Expertos Organizada por la FAO*. Santiago, Chile: Editorial de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- Pérez, J., Nardini, A., & Galindo, A. (2018). Análisis comparativo de índices de calidad del agua aplicados al río Ranchería, La Guajira - Colombia. *Información Tecnológica*, 29(3), 47-58.
- Posada, J., Roldán, G., & Ramírez, J. (2000). Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedra Blancas, Antioquia. Colombia. *Revista Biolotrop V*, 48(1), 0034-7744.
- Prieto, J., González, C., Román, A., & Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10, 29-44.
- Rangeti, I., Dzwauro, B., Barratt, G., & Otieno, F. (2015). Ecosystem-specific water quality indices. *African Journal of Aquatic Science*, 40(3), 227-234.
- Rashidi, M., & Seilsepour, M. (2011). Prediction of soil sodium adsorption ratio base on soil electrical conductivity. *Middle-East Journal of Scientific Research*, 8(2), 379-383.
- Reinaudi, N., Grégoire, H., Rosière, J., Nadal, D., & Viñuela, R. (1998). *Calidad del agua para riego en invernáculos de la Región Central de la Pampa*. Santa Rosa La Pampa, Argentina: Facultad de

Agronomía. Recuperado de
<http://libnet.unse.edu.ar/5Con/Rhid/T/03021.PDF>

- Rivera, N., Encina, F., Palma, R., & Mejias, P. (2009). La calidad de las aguas en el curso superior y medio del río Traiguén, IX Región-Chile. *Información Tecnológica*, 20(4), 75-84.
- Roldan, J., Díaz, M., Pérez, R., & Moreno, M. (2010). Mejora de la gestión del agua de riego mediante el uso de indicadores de riego. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza, Argentina*, 42(1), 104-124.
- Romero, J. (2019). *Calidad del agua*. Edición 3R/2019. Bogotá, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Rozen, Y., & Belkin, S. (2001). Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiology Reviews*, 25(1), 513-529.
- Salas, F. (2014). Determinación de metales pesados en las aguas del río Ananea debido a la actividad minera aurífera, Puno-Perú. *Revista de Investigaciones*, 5(4), 47-53.
- Sarabia-Meléndez, I. F., Cisneros-Almazán, R., Aceves-De-Alba, J., Durán-García, H. M., & Castro-Larragoitia, J. (2011). Calidad de agua de riego en suelos agrícolas y cultivos del valle de San Luis Potosí, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(2), 103-113.
- Söderbaum, P., & Tortajada, C. (2011). Perspectives for water management within the context of sustainable development. *Water International*, 36(7), 812-827.
- Solís, G., Israel, A., Nubes, G., Castillo, J., & Meraz, F. (2011). Fisicoquímica del agua superficial y sedimento en el río Santa Cruz, Sonora. México. *Revista Biotecnología*, 13(1), 3-9.

- Sutadian, A. D., Muttill, N., Yilmaz, A. G., & Perera, B. J. C. (2016). Development of river water quality indices-a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 58.
- Thayalakumaran, T., Bethune, M. G., & McMahon, T. A. (2007). Achieving a salt balance- Should it be a management objective? *Agricultural Water Management*, 92, 1-12.
- Tyagi, S., Sharma, P., Singh, P., & Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), 34-38.
- UE, Unión Europea. (2013). *Normas de calidad ambiental aplicables a las aguas superficiales (UE). Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de agosto de 2013*. Recuperado de <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:001>

**Influencia del ángulo y perímetro de impacto de las
aspas en un aireador de eje horizontal sobre la
transferencia de oxígeno disuelto**

**Influence of the angle and perimeter of contact of the
blades in a horizontal axis aerator on the transfer of
dissolved oxygen**

César René Blanco-Zúñiga¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9181-4944>

Nicolas Rojas-Arias², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3358-2484>

¹Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja-Boyacá,
Colombia, cesar.blanco@uptc.edu.co

²Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja-Boyacá,
Colombia/Graduate Program in Materials Science and Engineering,
Department of Materials Engineering, Federal University of São Carlos,
São Carlos, Brazil, nicolas.rojas@estudante.ufscar.br

Autor para correspondencia: Nicolas Rojas-Arias,
nicolas.rojas@estudante.ufscar.br

Resumen

El oxígeno disuelto (OD) es un parámetro fundamental en los cuerpos de agua que puede suministrarse por medio de agitadores mecánicos de eje horizontal. Sin embargo, la geometría de las aspas y las condiciones operativas pueden influir sobre los costes del proceso. En este trabajo se estudia el efecto del perímetro y ángulo de impacto de las aspas sobre el agua en un prototipo de aireación mecánica de eje horizontal, partiendo del análisis de transferencia de OD. Las mediciones se realizaron en muestras de agua anóxica utilizando dos tipos de aspas con una misma área, variando su perímetro y ángulo de impacto. Otros parámetros que influyen en el proceso de transferencia de OD se controlaron en este estudio. Los resultados muestran que el incremento del perímetro y ángulo de impacto de las aspas con el cuerpo de agua genera una reducción en la eficiencia de aireación estándar (SAE) en el proceso de hasta un 30 % en este estudio, obteniendo los mejores resultados para el prototipo de aspas Tipo II con un valor K_{La} de 3.69 h^{-1} y una SAE de $0.47 \text{ kgO}_2 \cdot \text{kW}^{-1} \text{h}^{-1}$ al usar un ángulo de impacto de 13.5° . De manera general, la geometría de las aspas es un parámetro fundamental de diseño, el cual influye en la transferencia de oxígeno disuelto en el agua. Los resultados de este estudio pueden contribuir en mejorar la eficiencia en estos sistemas mecánicos, disminuyendo el consumo de energía asociado con los procesos de oxigenación.

Palabras clave: aireador mecánico de eje horizontal, oxígeno disuelto (OD), coeficiente de transferencia de oxígeno, eficiencia de aireación estándar (SAE), geometría de las aspas.

Abstract

Dissolved oxygen (DO) is a fundamental parameter in water bodies that can be supplied using horizontal axis mechanical agitators. However, blade geometry and operating conditions can influence the process cost. In this work, it is studied the effect of the perimeter and angle of impact of the blades on the water in a prototype of horizontal axis mechanical aeration, starting from the DO transfer analysis. Measurements were made on anoxic water samples using two types of blades with the same area, varying their perimeter and angle of impact. Other parameters that influence the DO transfer process were controlled in this work. The results show the increase in the perimeter, and blade impact angle with the water body, which generates a reduction in the standard aeration efficiency (SAE) up to 30 % in the process. In that way, it is obtained the best results for the prototype Type II blades with a K_{La} value of 3.69 h^{-1} , and a SAE of $0.47 \text{ kgO}_2 \cdot \text{kW}^{-1} \text{h}^{-1}$ when using an impact angle of 13.5° . In general, the geometry of the blades is a fundamental design parameter, which influences the transfer of dissolved oxygen in the water. The results of this study can contribute to improving the efficiency of these mechanical systems, reducing the energy consumption associated with oxygenation processes.

Keywords: Horizontal shaft mechanical aerator, dissolved oxygen (DO), oxygen transfer coefficient, standard aeration efficiency (SAE), blade geometry.

Recibido: 19/08/2020

Aceptado: 12/10/2020

Introducción

Los aireadores mecánicos de eje horizontal son sistemas ampliamente utilizados para generar circulación y transferencia de oxígeno disuelto (OD) en cuerpos de agua. Su principal uso se enfoca en lagunas aireadas, zanjas de oxidación y canales de aireación (Tchobanoglous, Louis-Burton, & Stensel, 2004), aunque también ha sido muy usado en procesos de acuicultura (United States Department of Agriculture & Service, 2011) y tratamientos de aguas residuales (Barreto *et al.*, 2018; Rojas-Romero, 2010).

Los aireadores mecánicos poseen un cilindro con cerdas, ángulos o láminas de acero o plástico, que promueven la circulación de aire

introduciéndolo dentro de un cuerpo de agua; presenta una tasa de transferencia que varía entre 1.5 y 2.1 $\text{kgO}_2 \cdot \text{kW}^{-1} \text{h}^{-1}$ en condiciones estándar, y de 0.5 a 1.1 $\text{kgO}_2 \cdot \text{kW}^{-1} \text{h}^{-1}$ en condiciones de campo (Tchobanoglous *et al.*, 2004). Durante este proceso, el dispositivo es capaz de proporcionar la cantidad suficiente de oxígeno en el medio para mantener las condiciones necesarias para generar la aireación (Barreto *et al.*, 2018; Tahri, Bahafid, Sayel, & El-Ghachtouli, 2013).

El OD es probablemente el elemento más crítico de la calidad del agua en diferentes procesos debido a la necesidad de su existencia para la supervivencia de organismos acuáticos (United States Department of Agriculture & Service, 2011). Sin embargo, el consumo energético que conllevan las etapas de aireación durante el tratamiento de aguas implica un costo entre 50 y 90 % del requerimiento total de energía del proceso (Daw, Hallett, DeWolfe, & Venner, 2012). Asimismo, la transferencia de OD se ve afectada por diversos factores ambientales (Itano *et al.*, 2019; Ren, Chai, Xue, Anderson, & Chavez, 2018); físicos (Bao, Peng, Zhou, Zhu, & Ye, 2018), y microbianos (Torres, Quintero, & Atehortúa, 2018), entre otros, dificultando la transferencia del oxígeno de atmósfera hacia los cuerpos de agua (Arora & Keshari, 2018; Bao *et al.*, 2018).

Las características del sistema de aireación como la geometría, tipo y disposición de las aspas también tienen una gran influencia sobre la transferencia de OD (Bahri, Setiawan, Hermawan, & Junior, 2015), por ejemplo, los tamaños de aspas más grandes, aunque tienden a generar una mayor aireación, requieren mayor consumo de potencia debido a una mayor fuerza de arrastre, lo que aumenta el costo operativo del proceso,

incluyendo electricidad y consumo de combustible (Qiu *et al.*, 2018; Samsul-Bahri & Wawan-Hermawan, 2015).

El objetivo de este trabajo se enfoca en estudiar la influencia del perímetro de impacto, manteniendo un mismo valor de área, de dos diferentes tipos de aspas, controlando la velocidad de rotación (RPM), así como el ángulo de impacto sobre el cuerpo de agua. Los ensayos son realizados a una escala de laboratorio, centrándose principalmente en el efecto que puede generar la variación del perímetro del aspa sobre la transferencia de OD.

Materiales y métodos

Los ensayos se llevaron a cabo en condiciones controladas usando muestras de 44 l de agua potable, manteniendo un área de contacto con la atmósfera de 0.1924 m² y una profundidad de 0.24 m. La concentración de saturación de oxígeno en las muestras de agua fue de 7.5 mg·l⁻¹ (C_s), obtenida mediante oxímetro Hach-flexi HQ30d-US a una temperatura ambiente de 17 °C, presión atmosférica de 740 hPa y una altura de 2 800 msnm. Este valor es comparable con la temperatura y presión atmosférica en la zona de medición (Sander, 2015). Otros parámetros propios del

agua, como conductividad, salinidad, temperatura y pH se controlaron en un proceso experimental. La remoción del OD se hizo mediante la aplicación de 3.35 g de sulfito de sodio (Na_2SO_3) y $0.05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ de cloruro de cobalto anhidro (CoCl_2) como agente catalizador (Engineers, A. S. of C., 2007; Uby, 2019). Los pesos se midieron en una balanza Ohaus SPX123 con precisión de 0.001 g. El fluido se agitó a 10 RPM hasta asegurar la remoción total de oxígeno.

El montaje de aireación se presenta en la Figura 1. Fue utilizado un soporte de aspas intercambiable construido por impresión 3D, utilizando PETG (tereftalato de polietileno glicol). El sistema se puso en marcha usando un motorreductor Greartisan DC de 12 V con una velocidad de rotación máxima de 50 RPM. Las aspas utilizadas en el ensayo fueron de lámina de zinc galvanizado con espesor de 0.6 mm. El primer tipo de aspa se compone de tres secciones de $18 \times 2.2 \text{ cm}$ cada una (Tipo I) y un perímetro de impacto de 114.6 cm. El segundo tipo de aspa es de una sola pieza con dimensión de $18 \times 6.6 \text{ cm}$ y un perímetro de impacto con el agua de 42.6 cm (Tipo II). La configuración del sistema se realizó para impactar las aspas con la superficie del agua a 180° (paralelo con la superficie del agua) y 13.5° , variando el sentido de rotación. La potencia máxima necesaria para la operación del sistema se calculó a partir de una velocidad de rotación de $20 \pm 1 \text{ RPM}$, buscando evitar pérdidas del fluido por efectos de derrames o salpicaduras, poco eficaces en los procesos de transferencia de OD (Bahri, Jufriadi, Hamdani, & Anwar, 2019).

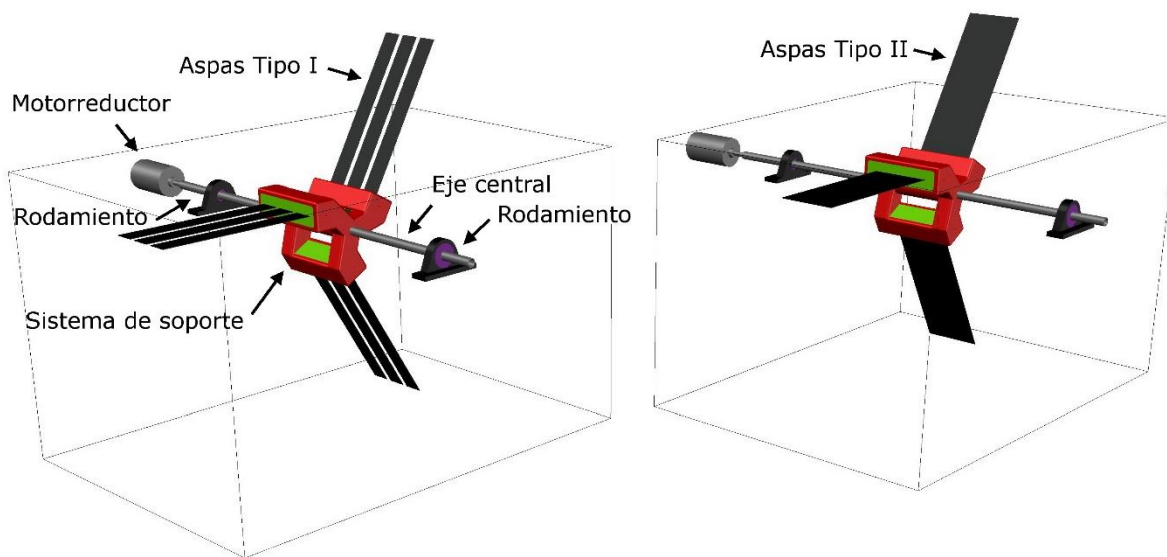


Figura 1. Esquema de los aireadores mecánicos de eje horizontal utilizados en este estudio usando el sistema de aspas Tipo I (izquierda) y el sistema de aspas Tipo II (derecha).

La concentración de OD en las muestras de agua se midió con oxímetro en intervalos de cinco minutos durante una hora y después en intervalos de 15 minutos hasta alcanzar una concentración de saturación del 98 % de la concentración inicial (Engineers, A. S. of C., 2007). Las mediciones se realizaron en las diagonales opuestas del montaje para cada tiempo de medida a una profundidad de 5 cm. Se hicieron seis réplicas para cada ensayo, con el fin de asegurar la validez y replicabilidad del proceso.

Los datos obtenidos en este estudio se analizaron mediante modelos de regresión no lineal; se evaluó el rendimiento del proceso de aireación.

La tasa de transferencia de OD (SOTR), el coeficiente de transferencia ($K_L a$), y la eficiencia estándar de aireación (SAE, por sus siglas en inglés) se llevaron a cabo mediante los cálculos presentados por Rojas-Romero (2010), y Roy, Moulick y Mal (2017), utilizando un factor de corrección de temperatura para el valor de $K_L a$. La transferencia se puede expresar de la siguiente manera:

$$\frac{dC}{dt} = K_L a (C_{\infty}^* - C) \quad (1)$$

Donde:

$K_L a$ = coeficiente de transferencia de masa volumétrico (1/T).

C_{∞}^* = concentración final promedio de OD alcanzada en un tiempo infinito ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$).

C = concentración promedio efectiva de OD en la fase líquida.

La forma integrada se convierte en:

$$\ln \frac{C_{\infty}^* - C_0}{C_{\infty}^* - C} = K_L a (t - t_0) \quad (2)$$

$$C = C_{\infty}^* - (C_{\infty}^* - C_0) \cdot \exp[K_L a (t - t_0)] \quad (3)$$

Donde:

C_0 = concentración inicial de OD, cuando $t = t_0$.

Las ecuaciones (2) y (3) se utilizan para pruebas en agua limpia, en estado no estacionario, para determinar la capacidad de transferencia de equipos de aireación y pueden ser aplicadas a diferentes sistemas de aireación (Liu, Shi, Wang, Fan, & Shi, 2013). Debido a que la temperatura varía durante el proceso de experimentación, el coeficiente de transferencia de masa volumétrico $K_L a$ debe ser convertido a temperatura estándar ($T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$) por medio de la Ecuación (4):

$$K_L a_{20} = 1.024^{(20-t)} \quad (4)$$

La tasa de transferencia estándar de oxígeno ($\text{SOTR}_{20} \text{ kgO}_2 \cdot \text{h}^{-1}$) señala la cantidad de oxígeno transferido por hora en condiciones estándar, la cual puede calcularse con base en la siguiente ecuación:

$$\text{SOTR} = K_L a_{20} \cdot C_{s,20} \cdot V \quad (5)$$

Donde:

$K_{La_{20}}$ = coeficiente de transferencia de masa volumétrico (1/T), a una temperatura de 20 °C.

$C_{s,20}$ = concentración de saturación para un estado estable a una temperatura de 20 °C.

V = volumen del líquido.

La eficiencia estándar de aireación (SAE) se expresa como la transferencia de oxígeno por unidad de potencia, tal y como se señala en la siguiente ecuación:

$$SAE = \frac{SOTR}{\text{Potencia de entrada}} \quad (6)$$

Donde:

SOTR = tasa de transferencia estándar de oxígeno ($\text{kgO}_2 \cdot \text{h}^{-1}$).

Potencia de entrada = potencia consumida en kilovatios (kW).

La potencia en vatios [kW] del motorreductor se calculó como el producto de la tensión eléctrica (voltaje) multiplicada por la intensidad de la corriente eléctrica (amperaje) con base en la siguiente ecuación:

$$P = V \cdot A \quad (7)$$

Donde:

P = potencia expresada en vatios.

V = voltaje.

A = amperaje.

Resultados y discusión

Se hicieron mediciones de transferencia de OD en cuerpos de agua anóxica utilizando dos tipos de aspa que contenían una misma área superficial, pero un perímetro de contacto diferente, con un ángulo de impacto de 180° y 13.5°. Los resultados obtenidos permitieron el análisis de los datos a partir de gráficos y relaciones matemáticas que determinan la eficiencia del proceso de transferencia realizado para cada tipo de muestra.

Se observa una alta tasa de transferencia de OD durante los primeros minutos en las muestras de agua, reduciéndose gradualmente hasta llegar a un valor máximo de saturación generando una fase de estabilización. El manejo de muestras de agua en condiciones de anoxia e hipoxia experimentará una mayor velocidad de saturación con oxígeno en su etapa inicial debido a la diferencia existente entre la presión parcial de OD en el agua y el O₂ atmosférico (Abdelrahman & Boyd, 2018; Sander, 2015). Al llegar al punto de concentración máxima de saturación del OD en el agua, la velocidad transferencia del oxígeno se verá reducida, generando un comportamiento tipo Arrhenius hasta llegar a un punto de equilibrio, penalizando el consumo de energía del sistema aireador (Bahadori & Vuthaluru, 2010).

La Figura 2 muestra la variación de la concentración del OD del agua en función del tiempo de agitación. Las aspas giran e impactan el agua con un ángulo de entrada de 13.5° y 180°. Se obtuvieron valores cercanos al 95 % de la concentración inicial de OD durante los primeros 60 minutos, para luego generar una atenuación gradual en la tasa de transferencia de OD hasta lograr 98 % (7.35 mg·l⁻¹) de la concentración inicial a los 120 minutos de iniciar el experimento.

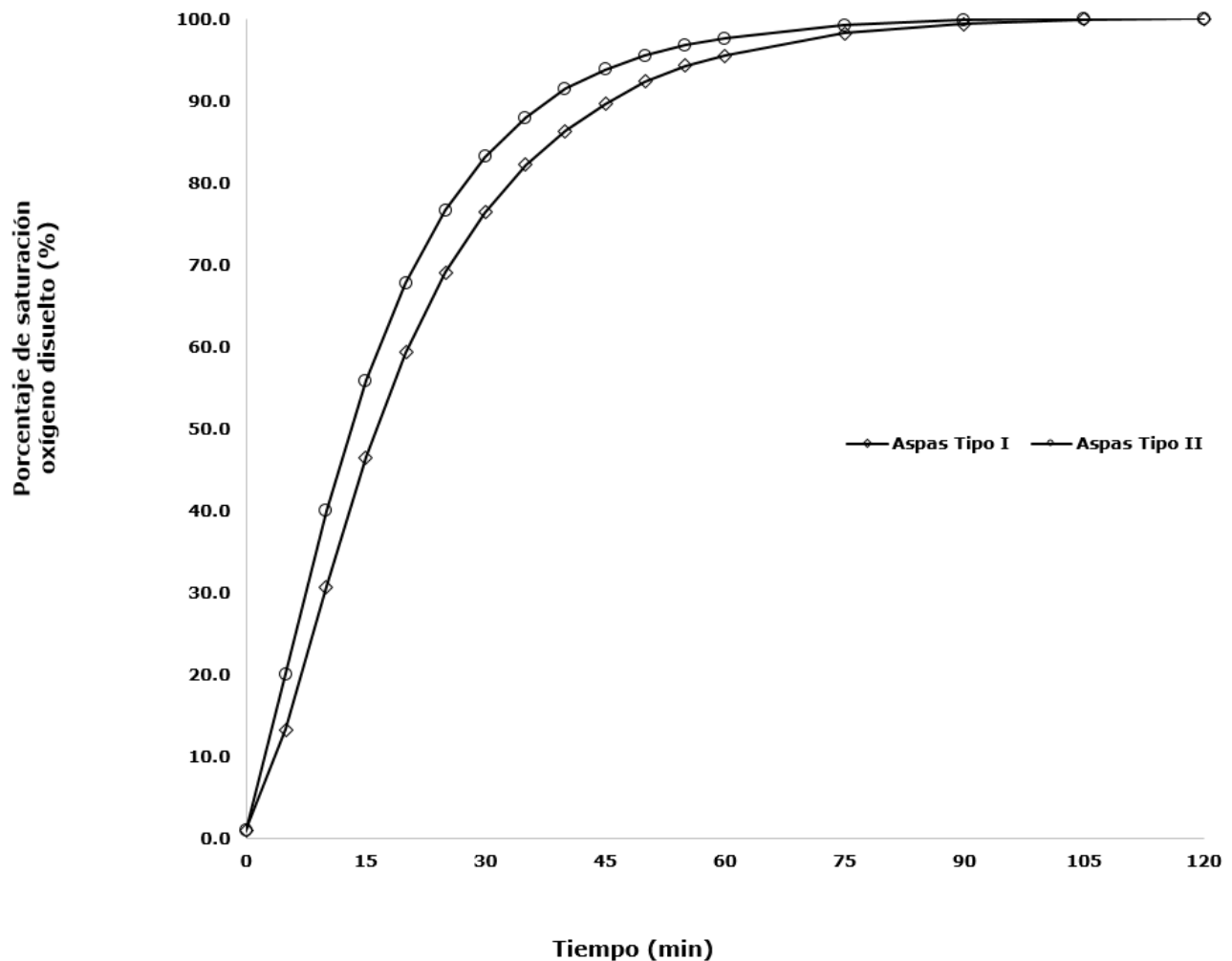


Figura 2. Curvas de porcentaje de saturación del OD en las muestras de agua trabajadas con un ángulo de impacto de 13.5° y 180° .

Al usar un ángulo de 180° , las aspas Tipo II generan un mayor desplazamiento de agua al sumergirse. Esta situación favorece una mayor agitación, atrapamiento y transporte de aire dentro del cuerpo de agua,

cómo se observa en la Figura 2. Por otra parte, la aplicación de aspas con un mayor perímetro de contacto reduce la posibilidad de atrapar y transportar una mayor cantidad de aire hacia el interior del cuerpo de agua, reduciendo la tasa de transferencia de OD por unidad de tiempo.

La reducción del ángulo en el que las aspas impactan el agua permite un aumento en la tasa de transferencia de OD en el fluido. La relación de transferencia de OD en función del tiempo puede observarse en la Figura 3. La fuerza ejercida por unidad de área se reduce al impactar parcialmente las aspas con el cuerpo de agua, requiriendo un menor suministro de energía para mantener el sistema trabajando a una velocidad de rotación constante. Una inclinación de las aspas puede contribuir a un mayor atrapamiento de aire dentro del sistema de forma comparable a lo presentado por Tian, Xu, Chen, Liu y Zhang (2018). Esta reducción en la fuerza ejercida se ve reflejada en la energía requerida por el sistema para mantener una velocidad de rotación estable (Bahri *et al.*, 2015; Bahri *et al.*, 2019).

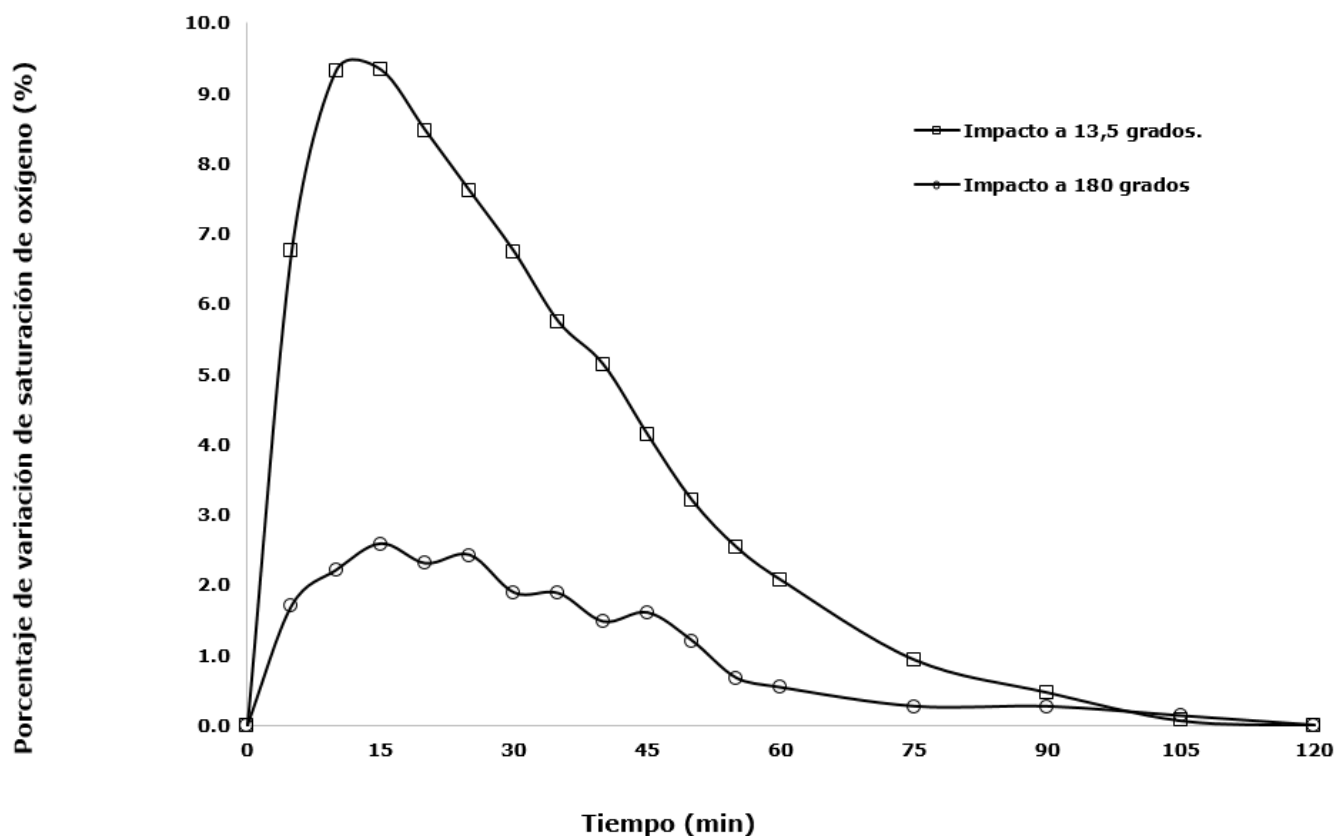


Figura 3. Variación en el porcentaje de transferencia de OD por tiempo de medición entre los dos sistemas trabajados con ángulo de impacto del aspa de 13.5° y 180°, respectivamente.

Los coeficientes de transferencia de masa volumétrica K_{La} (h^{-1}) se calcularon utilizando el método de regresión no lineal (Engineers, A. S. of C., 2007). Estos datos permitieron determinar la eficiencia del proceso de transferencia en función del consumo energético. El resumen de los valores obtenidos en este estudio se presenta en la Tabla 1. Se observa

un coeficiente K_{La} para el sistema de aspas Tipo I con un valor equivalente de 3.00 h^{-1} y 2.87 h^{-1} con un ángulo de impacto de 13.5° y 180° , respectivamente. Los valores de K_{La} obtenidos usando las aspas de Tipo II muestran un valor de 3.69 h^{-1} (23 % mayor) y 3.06 h^{-1} (6.6 % mayor) con relación al primer dispositivo. Independientemente de la variación de potencia suministrada, la geometría de las aspas es un parámetro de diseño muy importante que puede influir de manera trascendental en la agitación del agua y en transferencia de oxígeno disuelto.

Tabla 1. Resumen de los datos obtenidos en este estudio para los sistemas de aireación con aspas Tipo I y Tipo II.

Ángulo de impacto	Aspa Tipo I		Aspa Tipo II	
	13.5°	180°	13.5°	180°
Voltaje (V)	6	6	6	6
Amperaje (A)	0.46	0.53	0.53	0.63
Potencia (W)	2.76	3.18	3.18	3.78
$K_{La} (\text{h}^{-1})$	3.00	2.87	3.69	3.06
Velocidad de rotación (RPM)	21	20	21	20
$dc/dt (\text{g} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-3})$	27.62	26.41	33.98	28.19
SOTR ($\text{kgO}_2 \cdot \text{h}^{-1}$)	1.22	1.16	1.49	1.24
SAE ($\text{kgO}_2 \cdot \text{kW}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	0.44	0.37	0.47	0.33

Los valores de SAE también se obtuvieron en este estudio al observar el efecto en la variación del perímetro y ángulo de impacto de las aspas sobre consumo energético que conlleva transferir OD a los cuerpos de agua. El área superficial de las aspas para las dos situaciones experimentales fue la misma; sin embargo, las aspas Tipo II requirieron un mayor consumo de energía al momento de impactar y romper la superficie del agua. Este consumo de energía se ve reducido al utilizar un ángulo de impacto de 13.5° , logrando valores de potencia similares a los alcanzados en el sistema con aspas Tipo I y ángulo de impacto a 180° .

La reducción en la fuerza y torque ejercido para mantener una velocidad de rotación constante se redujo de modo considerable, mejorando la SAE en un 19 y 42 % para los sistemas con aspas Tipo I y Tipo II, respectivamente, al reducir el ángulo de impacto. Se presume que los espacios intermedios que separan las aspas Tipo I permiten una menor resistencia al avance del flujo del agua durante el momento del impacto. Esta situación reduce la fuerza necesaria para que estas aspas penetren la superficie del agua, disminuyendo así el consumo de energía asociado con esta situación mientras se mantiene una velocidad de rotación constante del sistema.

La SOTR depende del número de aspas y se incrementa con un aumento de estas, así como de la velocidad de rotación del aireador (Roy *et al.*, 2017). Sin embargo, en este caso podemos observar que el tipo y geometría del aspa pueden afectar este valor. Los valores de SAE muestran que el mejor comportamiento se obtuvo para la configuración de aspas Tipo II con un ángulo de impacto de 13.5° ; mientras el peor

comportamiento puede observarse en el mismo sistema al variar el ángulo a 180° .

El estudio permitió observar el comportamiento de las aspas al sumergirse en el cuerpo de agua. Se observa un atrapamiento de aire durante la inmersión de las aspas dentro del cuerpo de agua. Las imágenes obtenidas se presentan en la Figura 4. Este comportamiento se mantiene independiente del ángulo de impacto del aspa, teniendo una mayor importancia la forma del aspa trabajada.

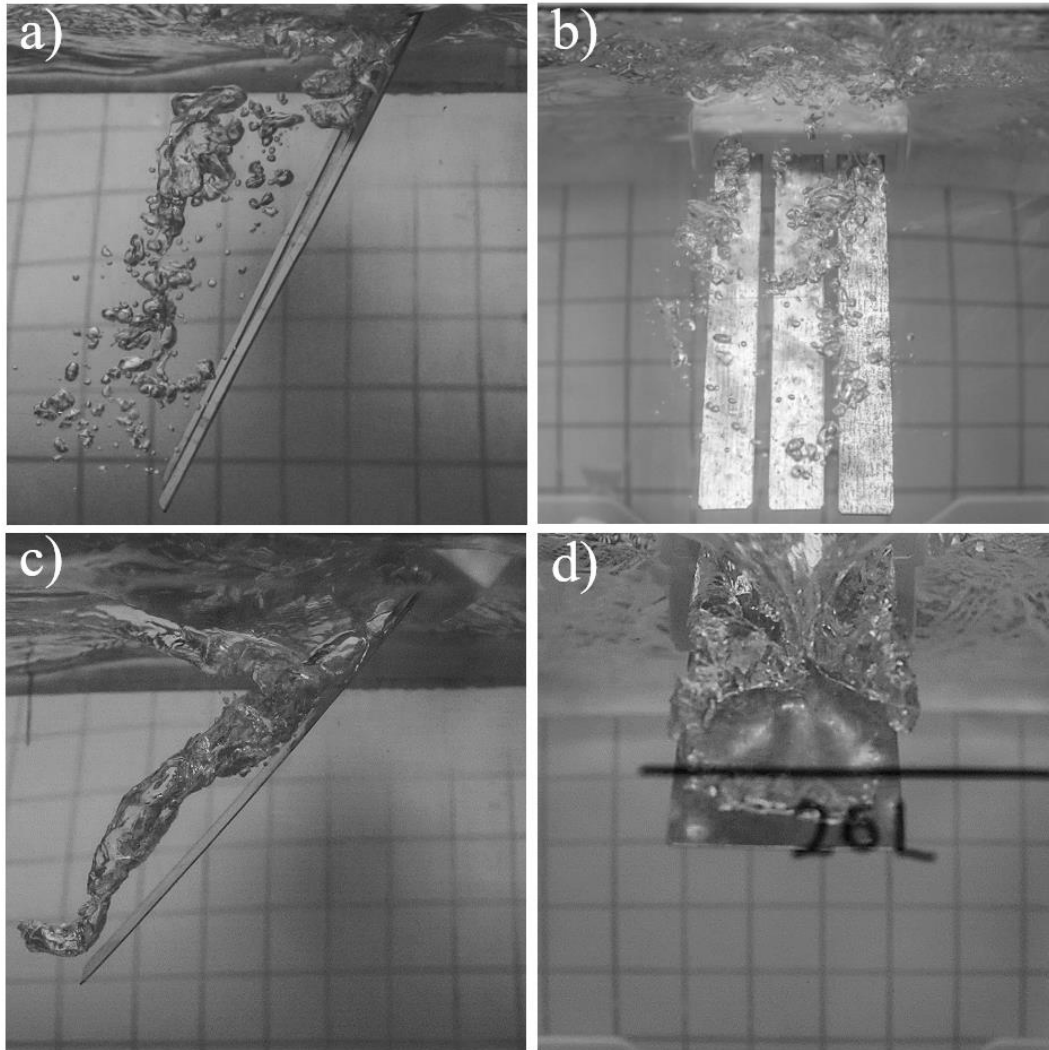


Figura 4. Comportamiento del aire atrapado bajo el agua en los sistemas de aspas trabajados. a-b) sistemas de aspas Tipo I; c-d) sistema de aspas Tipo II.

Dependiendo del tipo de aspa utilizado, este comportamiento presenta una variación en el atrapamiento de aire, por ejemplo, en la

Figura 4 (c y d) se aprecia un atrapamiento en forma de vórtice al aplicar un sistema con aspas Tipo II. Estas aspas, al poseer un mayor ancho, generan más depresión al momento de impactar y sumergirse en el cuerpo del agua, concentrando el retorno del agua a su estado original a través de los bordes laterales. Por otra parte, el aire retenido toma forma de varios vórtices que se ubican en los extremos de las aspas. Los vórtices son desplazados dentro del agua por el movimiento inercial de rotación que mantiene el sistema. En el caso del sistema de aspas Tipo I (Figura 4 (a y b)), el aire atrapado termina por colisionar, desintegrándose a sí mismo, para conformar cúmulos de burbujas, las cuales terminan por alcanzar la superficie del agua. Un mejor entendimiento de esta situación puede favorecer el diseño de sistemas aireadores mecánicos más eficaces frente al consumo de energía y con una mayor tasa de transferencia de OD.

Conclusiones

Se ha estudiado el efecto del borde y ángulo de contacto en dos tipos de aspa utilizados en un sistema de aireación mecánico de eje horizontal en cuerpos de agua anóxica. Se observó que la importancia de la geometría

y variación del perímetro de contacto del aspa, así como el ángulo al momento de impactar con el cuerpo de agua presentan una gran influencia sobre el proceso de transferencia del OD, así como la eficiencia energética, en términos de cantidad de OD transferido por consumo de energía durante el proceso de aireación.

La transferencia de oxígeno atmosférico en OD se generó solo por los fenómenos de agitación de la superficie y el atrapamiento de aire dentro del cuerpo de agua. Se eliminaron los efectos de transferencia dados por levantamiento y la salpicadura del fluido por encima de la superficie del agua al mantener una velocidad de rotación baja. La geometría de las aspas en un aireador mecánico de eje horizontal puede generar un comportamiento predecible del aire atrapado dentro de un cuerpo de agua incluso cuando se presenta agitación o turbulencia sobre la misma superficie del fluido.

El efecto del perímetro y ángulo de impacto de las aspas sobre el cuerpo de agua se ve reflejado en la eficiencia y consumo energético del proceso. La reducción del ángulo de contacto genera una mejora en el proceso en costes energéticos, principalmente en sistemas de aspas Tipo II. Además, se observó la formación de vórtices y atrapamiento de burbujas de aire dentro de los cuerpos de agua, los cuales pueden contribuir en el proceso de transferencia. Se espera estudiar más a profundidad este efecto en investigaciones futuras.

Los autores expresan su motivación en el desarrollo de esta investigación por las afectaciones que el cambio climático puede ejercer sobre los cuerpos de agua, como es la desoxigenación por aumento de la

temperatura. Este problema podría afectar fuertemente ecosistemas acuáticos en diferentes entornos, así como las actividades comerciales que se realizan en estanques y lagunas, como es el caso de los procesos de acuicultura. La investigación y el desarrollo de nuevas tecnologías puede favorecer la mitigación de esta problemática asociada con los cuerpos de agua.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer al Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia por su participación en este trabajo. Uno de los autores (NRA) desea agradecer especialmente a esta institución por su invitación para contribuir en este trabajo.

Referencias

- Abdelrahman, H. A., & Boyd, C. E. (2018). Effects of mechanical aeration on evaporation rate and water temperature in aquaculture ponds. *Aquaculture Research*, 49(6), 2184-2192. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/are.13674>
- Arora, S., & Keshari, A. K. (2018). Estimation of re-aeration coefficient using MLR for modelling water quality of rivers in urban environment. *Groundwater for Sustainable Development*, 7, 430-435. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.11.006>

- Bahadori, A., & Vuthaluru, H. B. (2010). Simple Arrhenius-type function accurately predicts dissolved oxygen saturation concentrations in aquatic systems. *Process Safety and Environmental Protection*, 88(5), 335-340. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.psep.2010.05.002>
- Bahri, S., Jufriadi, Hamdani, & Anwar. (2019). The ineffectiveness of water splash on paddlewheel aerator. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 268, 012162. Recuperado de <https://doi.org/10.1088/1755-1315/268/1/012162>
- Bahri, S., Setiawan, R. P. A., Hermawan, W., & Junior, M. Z. (2015). Simulation on blade geometry and operational condition toward torque requirement and drag force in paddle wheel aerator. *International Journal of Scientific & Engineering Research*, 6(2), 812-816.
- Bao, W., Peng, Z., Zhou, D., Zhu, S., & Ye, Z. (2018). *Performance evaluation of an intensive pond aquaculture system for commercial freshwater fish production*. Recuperado de <https://doi.org/10.13031/aim.201801093>
- Barreto, C. M., Ochoa, I. M., Garcia, H. A., Hooijmans, C. M., Livingston, D., Herrera, A., & Brdjanovic, D. (2018). Sidestream superoxygenation for wastewater treatment: Oxygen transfer in clean water and mixed liquor. *Journal of Environmental Management*, 219, 125-137. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.035>

- Daw, J., Hallett, K., DeWolfe, J., & Venner, I. (2012). *Energy efficiency strategies for municipal wastewater treatment facilities* (Technical Report NREL/TP-7A30-53341 January 2012). Golden, USA: National Renewable Energy Laboratory. Recuperado de <https://www.nrel.gov/docs/fy12osti/53341.pdf>
- Engineers, A. S. of C. (2007). ASCE Standar: Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water (2-06). Reston, USA: Engineers, A. S. of C.
- Itano, T., Inagaki, T., Nakamura, C., Hashimoto, R., Negoro, N., Hyodo, J., & Honda, S. (2019). Water circulation induced by mechanical aerators in a rectangular vessel for shrimp aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 85, 106-113. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2019.03.006>
- Liu, Y., Shi, H., Wang, Z., Fan, L., & Shi, H. (2013). Approach to enhancing nitrogen removal performance with fluctuation of influent in an oxidation ditch system. *Chemical Engineering Journal*, 219, 520-526. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.09.085>
- Qiu, Y., Zhang, C., Li, B., Li, J., Zhang, X., Liu, Y., Liang, P., & Huang, X. (2018). Optimal surface aeration control in full-scale oxidation ditches through energy consumption analysis. *Water (Switzerland)*, 10(7). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w10070945>
- Ren, A. S., Chai, F., Xue, H., Anderson, D. M., & Chavez, F. P. (2018). A sixteen-year decline in dissolved oxygen in the Central California current. *Scientific Reports*, 8(1), 1-9. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/s41598-018-25341-8>

- Rojas-Romero, J. A. (2010). *Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño* (3ª ed.). Escuela Colombiana de Ingeniería. Recuperado de papers://73c07e2e-9294-4a94-b11e-b804a5393384/Paper/p187
- Roy, S. M., Moulick, S., & Mal, B. C. (2017). Design characteristics of spiral aerator. *Journal of the World Aquaculture Society*, 48(6), 898-908. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/jwas.12410>
- Samsul-Bahri, R. P. A. S., & Wawan-Hermawan, M. Z. J. (2015). Design and simulation of paddle wheel aerator with movable blades. *International Journal of Engineering Research and Technology (IJERT)*, 4(2), 994-999.
- Sander, R. (2015). Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(8), 4399-4981.
- Tahri, N., Bahafid, W., Sayel, H., & El-Ghachtouli, N. (May, 2013). Biodegradation: Involved microorganisms and genetically engineered microorganisms. Biodegradation. *Life of Science*,. Recuperado de <https://doi.org/10.5772/56194>
- Tchobanoglous, G., Louis-Burton, F., & Stensel, H. D. (2004). *Wastewater engineering treatment and reuse* (4th ed.). Boston, USA: McGraw Hill.
- Tian, L., Xu, Z., Chen, L., Liu, Y., & Zhang, T. (2018). Study on oxygen gas holdup and kinetics using various types of paddles during marmatite leaching process. *Hydrometallurgy*, 180, 158-171. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2018.06.011>

- Torres, A., Quintero, J., & Atehortúa, L. (2018). Determination of the specific oxygen uptake rate in microorganisms including electrode time response. *Revista de la Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia*, 43, 33-41.
- Uby, L. (2019). Next steps in clean water oxygen transfer testing - A critical review of current standards. *Water Research*, 157, 415-434. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.063>
- United States Department of Agriculture & Service, N. R. C. (July, 2011). Aeration of ponds used in aquaculture. Technical Note, *Agricultural Engineering*, (AEN 3), 1-15.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-05-09

Notes

Improving urban water supply in the United Kingdom: A literature review

Mejora del suministro de agua urbana en el Reino Unido: una revisión de la literatura

Jorge Silva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0961-4696>

¹Instituto Politécnico Nacional, CIIEMAD, Mexico City, Mexico,
j.a.silva@outlook.com

Corresponding author: Jorge Silva, j.a.silva@outlook.com

Abstract

A key characteristic of the United Kingdom is universal access to water in urban and rural areas across three administrative regions: England and Wales; Scotland; and Northern Ireland. Urban supply has been excellent, but historically, there have been issues with water quality, charges, and efficiency due to ineffective institutional arrangements. This review looks at changes in these arrangements, the improvements made as to the result of new policies and improved oversight of providers – and important literature covering all this. No significant difference in the varying

approaches was noted, recommended improvements are mainly relating to pricing, efficiency, and customer service.

Keywords: England and Wales, Northern Ireland, urban water supply, sanitation services, Scotland, United Kingdom, water services.

Resumen

Una característica clave del Reino Unido es el acceso universal al agua en las zonas urbanas y rurales en tres regiones administrativas: Inglaterra y Gales; Escocia; e Irlanda del norte. El suministro urbano ha sido excelente, pero históricamente ha habido problemas con la calidad del agua, los cargos y la eficiencia debido a arreglos institucionales ineficaces. Esta revisión analiza los cambios en estos arreglos; las mejoras realizadas como resultado de nuevas políticas y una mejor supervisión de los proveedores, y literatura importante que cubre todo esto. No se observaron diferencias significativas en los diferentes enfoques; las mejoras recomendadas se relacionan principalmente con los precios, la eficiencia y el servicio al cliente.

Palabras clave: Inglaterra y Gales, Irlanda del Norte, suministro de agua urbana, servicios de saneamiento, Escocia, Reino Unido, servicios de agua.

Received: 06/07/2020

Accepted: 30/09/2020

Introduction

This paper is a selective review of the literature existing about the current circumstances around urban water supply in the United Kingdom (UK). The author assesses the steps taken by the UK to improve urban water supply over the years; the results of public policies implemented; past and present administrative, bureaucratic, and policy failures in this respect; past and present problems negatively affecting the best possible supply of water to the public and private buildings in urban areas; and the most important literature available covering these steps.

Both urban and rural public water supply and sanitation (WSS) in the UK are distinguished by universal access and excellent service quality (OECD, 2016). Based on the elaboration of the latest United Nations (UN) data, as of Monday 20th April 2020, the population of the UK is 67 822 849. Of that figure, around 83.2 % (56 495 180) live in urban areas, while 16.8 % (11 327 669) live in rural areas (UN, 2020).

According to the Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) (OECD, 2016), there is no notable difference in WSS services between urban and rural areas in the UK. The high percentage of the population supplied with WSS services, on top of a strong

regulatory and legislative framework, means that small towns and rural settlements can benefit from the same level of WSS services as urban areas.

Although somewhere very close to 100 % of the urban and rural populations in the UK have access to improved water supply under normal circumstances, some operational issues do surface now and then, so the UK's approach to water supply management doesn't manage to escape criticism completely.

Before moving forwards, it is crucial to note that the UK is a unitary parliamentary democracy, with different constituent parts (or administrative divisions): England and Wales (E&W); Scotland; and Northern Ireland (NI). Bogdanor (2001) states that, while each is ruled by a single entity (a central government), other than England, they all have their devolved governments, each with varying powers delegated by the Parliament of the UK.

For this reason, the UK's water sector differs from that in many other developed countries. Atkinson, Penning-Rowell, and Parker (1985) note that there exists a diversity of institutional arrangements between these distinct divisions, meaning the supply of WSS services in each is handled in varying ways. In E&W, the sector is fully privatized, whereas, in NI and Scotland, a national operator in each country provides water services: Northern Ireland Water for NI and Scottish Water for Scotland (OECD, 2016).

This diversity of institutional arrangements does not amount to a problematic degree of fragmentation, but as will be discussed, it is the

fragmentation of institutional responsibilities which has been most problematic to water supply in the past, thus the need for subsequent improvements in this respect. That said, there has long been a shared regulatory and legislative framework in place concerning WSS services, and cooperation and coordination between different stakeholders within and between regions have always been sufficient (OECD, 2016).

In the case of the UK, the success of the WSS sector has as much to do with its complex history of institutional arrangements as it does the decisions made within those institutions. For that reason, this paper will assess the varying arrangements, changes in those arrangements over the years, and the literature available on such changes, in three defined sections: E&W; Scotland; and NI.

The state of affairs in each is relatively similar, but there are some minor differences, so comparisons will be made between all three countries, followed by an overall assessment of which has developed the most effective approach to date.

Methodology

The difference in institutional arrangements between E&W, Scotland, and NI, in addition to the varying stages of water services and quality

development within these countries, led the author to define different periods for assessing literature pertinent to each in this selective review. This literature is mostly academic material, including textbooks and journal articles, and official documents, such as whitepapers, reports, and so on.

All three regions are characterized by distinct historic periods, in addition to a contemporary period. This review is concerned with improvements made across both the historical periods and the contemporary periods. However, it should be noted that the contemporary improvements have been made within official frameworks still in place today and are how E&W, Scotland, and NI managed to arrive at the stage of universal access and generally excellent service and water quality they enjoy today.

For E&W, Hassan (2008) outlines the historical period, beginning with the de-fragmentation of the water sector, as 1979-1989, with the contemporary period, beginning with the privatization of water companies, falling between 1989-2002. For Scotland, Agthe, Billings, and Buras (2003) outline the historical period, beginning with the provision of water by local authorities, as 1945-2002, with the contemporary period, beginning with the creation of a single water company (Scottish Water), falling between 2002-2020. And for NI, Brandt, Johnson, Elphinston, and Ratnayaka (2017) outline the historical period, beginning with the transfer of responsibility for providing water services to the Department of the Environment, as 1973 to 2007, with the contemporary period, beginning with the creations of its own government-owned water company (Northern Ireland Water Limited), falling between 2007-2020.

Tools, searches, and data collection

The PRISMA guidelines were used as the framework for this review, with the PRISMA Statement (2017) followed alongside practical suggestions for reporting offered by Liberati *et al.* (2009). All research was sourced during electronic searches on various databases like Web of Science, HERO, and Science Direct, as well as Google Scholar and Google Books, and basic online searches were also conducted to find official government documents. The search terms were: 'water supply,' 'urban water supply,' 'water access,' 'urban water access' 'water provision' or 'urban water provision' with any of these added on the end: United Kingdom, Northern Ireland, Scotland, England and Wales.

Results

Using the PRISMA flow chart, a total of 78 documents were identified. 9 were duplicates and were subsequently removed. The titles, keywords, and abstracts of the remaining 69 were screened, and 12 were excluded. The full texts of the remaining 57 documents were assessed for eligibility through a semi-close reading, and a further 16 were excluded. Overall, 41 main documents have been included as seen in Table 1.

Table 1. Literature analyzed.

England and Wales (E&W) (1973-1989)			
Authors	Title	Type	Description
Howsam and Carter (1996)	<i>Water policy: Allocation and management in practice</i>	Textbook	Discusses the point at which regulators and the regulated were truly separated in E&W
Bakker (2003)	<i>An uncooperative commodity: Privatizing water in England and Wales</i>	Textbook	Looks at the controversial topic of water privatization in E&W, as well as its uniqueness and results
Dore, Kushner, and	<i>Privatization of water in the UK and</i>	Journal article	Assesses whether privatization of the water industry in

Zumer (2004)	<i>France – What can we learn?</i>		E&W benefitted supply
Hassan (2008)	<i>A history of water in modern England and Wales</i>	Textbook	Details the historical development of the institutional arrangements for water in E&W
England and Wales (E&W) (1989-2020)			
UK Parliament (2006)	<i>Science and technology – Eighth report</i>	Report	Discusses the difference in water scarcity across E&W
Herrington (2007)	<i>Waste not, want not? Water tariffs for sustainability</i>	Report	Evaluated charging for water in E&W, and also discusses the controversial shift to metering
Ofwat (2008)	<i>Service and delivery – Performance of the Water Companies in England and Wales 2007-08</i>	Report	An assessment by the water regulator of the performance of the many water providers in E&W
EA (2008)	<i>The costs & benefits of moving to</i>	Report	A report explaining why we should seek

	<i>full water metering</i>		to increase the numbered of households metered in E&W
OECD (2011)	<i>Water Governance in OECD Countries: A Multilevel Approach</i>	Report	Lists all the relevant bodies in the water sector in E&W
Kendon, Marsh, and Parry (2013)	<i>The 2010-2012 drought in England and Wales</i>	Journal article	Reviews the development, severity, and impacts of the drought
UK Government (2015)	<i>2010 to 2015 government policy: water and sewerage services</i>	Policy document	Details, why water systems need to be updated as the population of E&W, grows
Lauruschkus and Rehrberg (2015)	<i>Comparison of European water and wastewater prices</i>	Textbook	Looks at the VEWA study comparing water supply in various European Union (EU) countries, including E&W

Brandt <i>et al.</i> (2017)	<i>Twort's water supply</i>	Textbook	Discusses the fragmentation of the water sector in E&W
OECD (2016)	<i>Sustainable business models for water supply and sanitation</i>	Report	Discusses how to finance and maintain better WSS systems in small towns and rural areas
Rieu-Clarke, Allan, and Hendry (2017)	<i>Routledge handbook of water law and policy</i>	Textbook	Equates a rise in tariffs with improved WSS service quality
Ofwat (2019)	<i>Service and delivery report: Ofwat</i>	Report	Report from the water regulator in E&W of the 2015-2020 price control period
DWI (2020)	<i>Drinking-water quality in England and Wales as the EU exits from the European Union</i>	Position paper	Explains water quality won't change once the UK exits the EU, and that it will be under new regulations

Ofwat (2020b)	<i>Ofwat's forward programme 2020- 21</i>	Report	Report from the water regulator in E&W detailing its ambitions for the next year
Scotland (1945-2002)			
Sewell, Coppock, and Pitkethly (1985)	<i>Institutional innovation in water management: The Scottish experience</i>	Textbook	Looks at the Scottish Water experience over the years
Bailey (1995)	<i>Public sector economics: Theory, policy, and practice</i>	Textbook	Discusses the refusal of the Scottish people to allow privatization of their water industry
Ironside and Seifert (2000)	<i>Facing up to Thatcherism: The history of NALGO, 1979-1993</i>	Textbook	Again, discusses the refusal of the Scottish people to allow privatization of their water industry
Agthe <i>et al.</i> (2003)	<i>Managing Urban Water Supply</i>	Textbook	Details the historical development of the institutional

			arrangements for water in Scotland
Clarke and Pitelis (2005)	<i>The political economy of privatization</i>	Textbook	Once again, discusses the refusal of the Scottish people to allow privatization of their water industry
Oliver, Prosser, and Rawlings (2010)	<i>The regulatory state: Constitutional implications</i>	Textbook	Looks at progress in the institutional arrangements for water in Scotland
Hendry (2015)	<i>Frameworks for water law reform</i>	Textbook	Again, looks at progress in the institutional arrangements for water in Scotland
Gunawansa and Bhullar (2013)	<i>Water Governance: An evaluation of alternative architectures</i>	Textbook	Again, details the historical development of the institutional arrangements for water in Scotland
Scotland (2002-2020)			

Scottish Water (2015)	<i>Sustainability report 2015</i>	Report	Details how many people, households and businesses Scotland's provider supplies water to and the assets it is responsible for
Decker (2015)	<i>Modern economic regulation: An introduction to theory and practice</i>	Textbook	Explores the opening up of WSS services in Scotland to competition
Scotland on Tap (2020)	<i>Competition in the water industry</i>	Report	Considers the improvements since Scotland opened its WSS services to competition
WICS (2020a)	<i>Our work</i>	Website	Sets out the responsibilities of Scotland's water regulator
WICS (2020b)	<i>Price-setting 2015-2021</i>	Website	Details the water regulator for Scotland's current plan for price setting

Northern Ireland (NI) (1973-2007)			
Carter y Parker (1989)	<i>Contemporary perspectives on a land and its people</i>	Textbook	Details the historical development of the institutional arrangements for water in NI
Schouten (2009)	<i>Strategy and performance of water supply and sanitation providers. Effects of two decades of neo-liberalism</i>	Textbook	Details the historical development of the institutional arrangements for water in NI
Birrell (2012)	<i>Comparing devolved governance</i>	Textbook	Details the creation of Northern Ireland Water
Northern Ireland (NI) (2007-2020)			
UREGNI (2008)	<i>2007/2008 Cost and performance report. An assessment of Northern Ireland water's cost and</i>	Report	Assesses the improvements made by NI water to close its performance gap with providers in E&W

	<i>performance in 2007/2008</i>		
Adeyeye (2014)	<i>Water efficiency in buildings: Theory and practice</i>	Textbook	Looks at the changes to charging for water in NI
UREGNI (2018)	<i>Water and sewerage services. Cost and performance report for 2016-17</i>	Report	Assesses the improvements made by NI water to close its performance gap with providers in E&W
Northern Ireland Water (2019)	<i>Delivering what matters: annual report & accounts 2018/19</i>	Report	A strategic report explaining how NI supplies its citizens with water
Northern Ireland Water (2020c)	<i>Price control</i>	Website	Discusses the price control process used by NI's provider
NI Government (2018)	<i>Drinking-water quality remains high across NI</i>	Website	Looks at the high quality of drinking water in NI, taking into account a report by DWI

Source: Own elaboration.

Discussion

England and Wales (E&W)

According to Hassan (2008), in E&W, there are three defined periods of water services provision: (1) local government service provision (before 1973); (2) public regional companies (1973-1989); and (3) privatization (1989 onwards). Even though the water supply in the UK has been excellent for a long time, each of these periods has affected the water supply in E&W in varying ways.

Before 1973, the sector was highly fragmented and in need of a considerable overhaul. Water was supplied by organizations known as “water undertakings,” which had administrative boundaries comparable to those of local governments (Brandt *et al.*, 2017). Until the 1950s, there were over a thousand of these water undertakings, but by the beginning of the 1970s, they were slowly reduced in number to 198 to realize economies of scale (Brandt *et al.*, 2017). 64 of these were operated by local authorities (LAs); 101 by the board that was comprised of more than

one LAs; and 33 were statutory water companies in the private sector, many of which had been around since Queen Victoria's reign as the British sovereign (Gourvish & O'Day, 1988). This move had the impact of making rural water supply more consistent across the country.

By way of the Water Act 1973, whose key aim was to reorganize the water, sewage, and river management sector in E&W (UK Government, 2020), the government at the time set up 10 public Regional Water Authorities (RWAs) so they were able to achieve even greater economies of scale than they managed to accomplish by reducing the number of water undertakings previously (Hassan, 2008), and so they could make water supply even more consistent. The 1979 Act also technically allowed for the contracting out of WSS services to LAs.

The statutory water companies in the private sector, which supplied water to a quarter of the population at the time (Foreman-Peck, 2003), escaped a similar reorganization and continued as before (Gourvish & O'Day, 1988). The water sector in E&W saw its biggest change in history when Margaret Thatcher was elected Prime Minister in 1979 – a change that remains today. At that stage, WSS services stayed in the public domain for a while, but it wasn't long before Thatcher's Conservative government pushed them in a more commercial direction, with an increase in tariffs (Dore *et al.*, 2004). Other elements of the controversial Prime Minister's strategy simply served to further centralize the sector (Dore *et al.*, 2004) – a polarizing outcome.

In 1989, Thatcher's government went one step further, privatizing the 10 public RWAs established in the 70s – although their functions

related to water resources management remained public (Bakker, 2003). At the same time, Ofwat, the Water Services Regulation Authority, was established as the government body responsible for economically regulating the privatized water industry in E&W and comprehensively monitoring water services across the country, creating a clear separation between the regulated and the regulators (Howsam & Carter, 1996).

Ofwat operates independently of several other bodies with differing responsibilities, including: (1) the government's Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), established in 2001 and responsible for policy in WSS; (2) the EA, a non-departmental public body sponsored by DEFRA, established in 1995 and responsible for environmental regulation and the protection and enhancement of the environment in England (and until 2013, also Wales); and (3) the Drinking Water Inspectorate (DWI), a section of DEFRA, established in 1990 and responsible for regulating the public water supply companies in E&W, as well as drinking water quality (OECD, 2011).

In E&W, the following WSS companies now exist Anglian Water; Dŵr Cymru Welsh Water; Northumbrian Water; Severn Trent Water; Southern Water; South West Water; Thames Water; United Utilities; Wessex Water; Yorkshire Water; and Hafren Dyfrdwy). The following mostly smaller "water only" companies also exist: Affinity Water; Albion Water; Bournemouth Water; Bristol Water; Cambridge Water Company; Cholderton and District Water Company; Essex and Suffolk Water; Hartlepool Water; Portsmouth Water; South East Water; Sutton and East Surrey Water; and Youlgrave Waterworks (Ofwat, 2016).

Although privatization acted as the foundation of today's water sector in E&W, since then, there has been a substantial increase in water tariffs in rural areas, and they are now among the highest in the world. Essentially, this means improved access comes at a cost. However, in 2020, it was announced that the average annual WSS bill in E&W would fall by £17 (4 %) in 2020/2021 from £413.33 to £396.60, although this will vary depending on the provider (Water UK, 2020). Taking inflation into account, this means average bills are around the same level they were a decade ago, in contrast with the significant increases in bills in other areas, including electric energy (Water UK, 2020).

Ofwat (2020a) says that in E&W metered connections are charged at a volumetric rate, while unmetered connections are charged at a flat rate based on the rateable value of the property. The rateable value system was intended as a cross-subsidy from wealthier to poorer households, but it failed to work in that way (Ofwat, 2020c). With meters in more highly rated households, flat rates for unmetered customers increase to make up for lost revenue, and so the system develops glaring holes (Ofwat, 2020c). An independent review in 2009 recommended a package of assistance to ensure the switch to metering didn't cause financial hardships to poorer households (Walker, 2009), but in 2011, the Fairness on Tap coalition – comprised of 12 leading environmental organizations – still believed the entire system of water charging remained unfair, with poorer households subsidizing the water bills of the more affluent up to the sum of £400 million each year (WWF, 2011).

Water tariffs are regulated by Ofwat, which sets maximum caps for tariff changes over five-year periods. Different review periods have

featured varying rules. For example, between 2000-2007, Ofwat mandated an average annual reduction of tariffs of 1.6 %, but between 2006-2010, it allowed an average annual increase of 4.2 % (Herrington, 2007). Both tariff and metering rates are uniform in the entire service area, with no difference between rural and urban areas, but there are some differences in rates depending on the zone (OECD, 2016). Tariff increases have meant the cost of water supply in the UK, overall, is considerably higher than in the majority of other key countries in the EU, but according to both the aforementioned water companies and Ofwat, such increases run parallel to improvements in service quality over the same period (Rieu-Clarke *et al.*, 2017). Ofwat statistics from 2019 show that, as a result, the past four decades have witnessed a decline in the number of unplanned interruptions, properties suffering from low pressure; and public complaints not being answered with haste (Ofwat, 2019).

In addition to universal access, the quality of drinking water in the UK is also universally high (Ballance & Taylor, 2005). That said, there have been isolated incidents where quality has dropped to unusually low levels, one of which was in June 2008, when around 250 000 people in Northamptonshire (just over 1/3 of the total population of the mostly rural East Midlands county) were told they should boil tap water before drinking (BBC, 2008). The warning followed routine tests by Anglian Water when it found that a bug called *cryptosporidium* – which causes stomach upsets and diarrhea among other symptoms – had contaminated supplies (BBC, 2008).

Before Brexit (the UK's famous exit from the EU), the former's drinking water standards were determined by the latter. While each EU member state is responsible for its water WSS services, union-wide policies are in effect, and each member state has enacted national legislation following these. The Water Supply (Water Quality) Regulations 2016 (England) (as amended) and the Water Supply (Water Quality) Regulations 2018 (Wales), made under the Water Industry Act 1991, set out the regulatory requirements for the quality of public drinking water supplies. These standards were originally transposed from a European Directive, the European Council Directive 98/83/EC (more commonly known as the 'Drinking Water Directive') (European Commission, 2020). In response to concerns as to what might come of drinking water standards in the UK after Brexit, the DWI (2020) states that these standards remain unaffected by the transition. The Floods and Water (Amendment etc.) (EU Exit) Regulations 2019, came into force at the end of January 2020, ensuring that all relevant drinking water legislation continues to operate effectively in the UK (DWI, 2020).

In 2009, the European Environmental Agency (EEA) found that one European in ten suffers a situation of water scarcity. While it is easy to compare UK water tariff prices with those in other EU countries – or any other countries, for that matter – an accurate comparison of service quality between the UK and other countries is, at best, difficult, and at worst, close to impossible. The reason for this is that many countries worldwide do not release water service quality data as thorough as that published by Ofwat (EEA, 2009).

Even though the physical assets of private WSS service companies in E&W are extensive, the availability of water across E&W to satisfy the needs of citizens varies enormously from region to region, season to season, and year to year (UK Parliament, 2006). Parts of the country have plentiful supplies of water, while water is scarce in others, especially Eastern and Southeastern England, prone to seasonal droughts and often be drier than parts of the hottest countries in the world (Kendon *et al.*, 2013). This is a situation only worsened by climate change (EA, 2006). Even so, these seasonal droughts do not last long on average, and paired with the most efficient management of water resources, do not pose a substantial threat as they do in other European countries – Italy and Spain, for instance (OECD, 2016). The fact that water is scarce in some regions of the UK is often the basis of arguments for various new measures, one of which is charging water companies more for abstracting water from the rivers and aquifers in drier parts of the country, with cheaper rates where water is more abundant and higher rates during droughts (Kendon *et al.*, 2013).

Another measure necessitated by water scarcity is the shift from voluntary to compulsory metering. As mentioned previously, most users in E&W are not billed on a volumetric basis (Ofwat, 2020a), and thus have no financial incentive to conserve water (WWF, 2011). This could explain why over the past three decades efforts have been made to meter an increasing number of households. According to the EA (2008), domestic water metering can lead to a 5-15 % reduction in household water use, with larger peak savings. This is why the Fairness on Tap coalition, for example, requested the government install water meters in a minimum

of 80 % of households in England by 2020 (WWF, 2011). The EA (2008) also made a similar call, saying they would like to see 75 % of households metered by 2025. By 2014, the number of households with a water meter increased from 30 to 50 % (Christie, 2014), and as of 2020, the target of 80 % has been met (Ofwat, 2020a). Compulsory metering is highly controversial though, and as mentioned previously, many consumer groups have suggested it penalizes poorer families, with lots of children, and the disabled, who use more water (WWF, 2011; Walker, 2009).

A major criticism levied against water companies, often by organizations that oppose water services privatization, is around cutting off services for non-payment of bills – a move that can put public health in jeopardy (Gudorf & Hutchinson, 2010). However, when it was introduced, the Water Industry Act 1999 banned the disconnection of WSS services for non-payment by domestic customers. In 2020, it was announced that, on top of reductions in average bills, customers who find it difficult to pay for WSS services would get more help (Water UK, 2020). Water companies plan to almost double the number of people getting help with their bills every year, up from 760,000 customers now to at least 1.4 million by 2025 (Water UK, 2020). Help for such customers comes in several ways, one of which is through social tariffs. These are special discounts for people on a low income or receiving specific benefits (Water UK, 2020). Each company has its support scheme, and some also run or assist charities that provide additional help, such as Water Sure, which enables water companies to cap bills for low-income customers who use a lot of water for essential family or health reasons (Water UK, 2020).

A key issue around the supply of WSS services in E&W relates to efficiency or, in other words, water losses through leakages. The VEWA study found that average water losses in the distribution network in E&W have been estimated at 19 %, which is lower than in France, Italy, and Germany (Lauruschkus & Rehberg, 2015). Leakages in E&W have declined over the past two decades, albeit with fluctuations. According to the EA (2006), one significant decline, by a third overall, was between 1995 and 2006 alone. Many companies in all parts of the UK, and not just E&W, have reduced their water losses to the economic level of leakage because they managed to detect and address the most obvious causes of leakage (Ofwat, 2008). However, problems in this sense persist. The OECD (2016) states that the condition of the infrastructure in E&W is far from optimal, requiring significant rehabilitation to reduce water losses in small towns, not only in small towns and rural areas but also in many urban areas.

Scotland

Unlike in E&W, WSS services in Scotland were never privatized (Agthe *et al.*, 2003). Before 1945, there were 210 separate organizations involved in drinking water supply in Scotland, much of which were rural, but there was no mandatory requirement for such provision until 1946 when LAs

were required to provide a water supply to their communities (Agthe *et al.*, 2003).

The first key justification for the shift in the system took place as a result of the Water (Scotland) Act 1967, which created 13 Regional Water Boards, drawing together all the smaller suppliers (Smith, 1972). Although these were successful in technical terms, funding remained a serious issue (Countryside Commission for Scotland, 1971). For this reason, and because the price of supplying potable water in new ways often fell outside of the abilities of LAs, the Central Scotland Water Development Board was also created by the 1967 Act, and they were given this responsibility (Cook, 2017).

When the Local Government (Scotland) Act 1973 was passed, bigger regions in the country were created, and both water supply and a range of other local services were placed under the responsibility of nine regional councils of Highland, Grampian, Tayside, Fife, Lothian, Borders, Central, Strathclyde, and Dumfries and Galloway (Sewell *et al.*, 1985). A tenth Island Area included Shetland, Orkney, and the Western Isles, but that region carried on acting on an independent basis (Sewell *et al.*, 1985).

Unlike in E&W, the water sector assets were owned by LAs, many of which were not controlled by the government when water was privatized in E&W in 1989 (Gunawansa & Bhullar, 2013). However, when the Local Government etc. (Scotland) Act 1994 came into force, all of the WSS responsibilities of the councils were blended by Thatcher's government into three RWAs – the North of Scotland Water Authority; the

West of Scotland Water Authority; and the East of Scotland Water Authority (Hendry, 2015). The key rationalization of this was preparing for water services to be privatized as they had been in E&W, thus homogenizing the water industries in the UK's different countries (Oliver *et al.*, 2010). The proposals were met with initial public bewilderment, and even though subsequent advertising campaigns designed to alter such perceptions attracted a good deal of attention, the general consensus was that privatization had already gone as far as it should across the UK (Clarke & Pitelis, 2005).

According to Bailey (1995), in 1994, Strathclyde Regional Council held an unofficial postal referendum on whether control of WSS services should be privatized, with 97 % of 1.2 million respondents voting against the proposals (Hassan, 2008). On top of this, there was a broader *Save Scotland's Water* campaign, whose slogan was "Turn the Tide (Ironside & Seifert, 2000). Ultimately, in the face of overwhelming public outcry, Scotland's water industry remained in the public sector (Bailey, 1995). Agthe *et al.* (2003) argue the Scots were simply unprepared to go down the same privatization path as their southern neighbour, primarily because they were concerned about the commercialization of a natural monopoly.

In 2002, the Scottish Parliament, which is the legislature of Scotland, passed the Water Industry (Scotland) Act 2002, serving to merge the three providers (the North of Scotland Water Authority, the West of Scotland Water Authority, and the East of Scotland Water Authority) into the one single provider that still exists today: Scottish water (Oliver *et al.*, 2010). In their 2015 sustainability report, Scottish

Water stated that it provides drinking water to 2.46 million households and 150 000 businesses in Scotland, supplying 1.34 billion litres of clean and fresh drinking water every day. The company also claims that the quality of drinking water received at customers' taps is at an all-time high and that they delivered one of the largest investments programs in the UK water industry between 2010 and 2015 (Scottish Water, 2015).

The economic water industry regulator, and thus the regulator of Scottish Water, is the WICS, established in 2005 (Marques, 2010). The WICS is under a statutory duty to "promote the interests of WSS customers in Scotland by making sure that householders and businesses receive a high-quality service and value for money by setting prices, monitoring Scottish Water's performance and facilitating competition in the water industry" (WICS, 2020a). According to WICS (2020b), its price-setting process occurs in blocks of six years and involves setting prices for WSS services at "the lowest reasonable overall cost." It does so by benchmarking with the private water companies in E&W listed earlier (WICS, 2020b). WICS gives Scottish Water targets to meet and monitors performance with regards to some factors —such as customer service, costs, and leakage— to ensure the company actively strives to meet its targets (Owen, 2018). It assesses Scottish Water's service quality using an Overall Performance Assessment (OPA) index, considering various things, including unplanned supply interruptions, pressure, drinking water quality, responses to written complaints, and ease of telephone contact (Owen, 2018).

The contemporary legislative setup in Scotland has made Scottish Water much more efficient over the years. For instance, Scottish Water's

OPA score was increased from a mere 162 in 2003–2004 to an impressive 400 in 2014–2015 (Water Commission, 2015). Moreover, the efforts of WICS have helped to keep Scottish Water's bills low. Average household water bills in lower in Scotland than they are in E&W. In 2019/2020, the average Combined Services charge (the charges covering water supply and wastewater collection services) was £369, or around £1 per day (Scottish Water, 2020). However, as with E&W (and NI, discussed shortly), there is still significant room for improvement in terms of efficiency, but such improvement would require higher water tariff rates, which could be blocked by WICS (OECD, 2016).

While combined services remain in the public sector, unlike in E&W, WICS is also responsible for ensuring the possibility of "retail services," —including metering, billing, and customer service— in Scotland's water sector (Decker, 2015). In 2008, Scotland became the first country in not just the UK, but also the world, to facilitate competition in WSS services for non-household customers —under the Water Services, etc. (Scotland) Act 2005— including public, not-for-profit, and business organizations (Estache, 2011). This means such organizations can select their provider. WICS licenses all participants operating in the retail WSS services market, which purchase water at around three times less than the retail price and then trying to sell it at the retail price to customers (Decker, 2015). Since the introduction of such competition, there have been significant improvements for customers, with more options and better services (Scotland on Tap, 2020).

Northern Ireland (NI)

Before 1973, water services in NI in any urban and rural areas outside the capital city of Belfast were the responsibility of LA's (Schouten, 2009). After that point, responsibility for providing water services in NI was transferred to the Department of the Environment (DOE), which was a department in the Northern Ireland Executive (the devolved government of NI and an administrative branch of the legislature, the Northern Ireland Assembly, referred to in the UK and NI simply as Stormont) (Carter & Parker, 1989). Within the DOE, a new Water Executive was given responsibility for the management and administration of water services, and when water companies were privatized in E&W in 1989, water services remained public in NI just as they did in Scotland (Van-Der-Beken, 2009). In 1996, the Water Executive became an executive agency, the Northern Ireland Water Service, and, in 1999, responsibility for water transferred to the Department for Regional Development, which has been called the Department for Infrastructure (DfI) since May 2016.

Historically, unlike in E&W and Scotland, domestic water services in NI have been provided without charges to customers, with only non-household customers receiving water bills (Adeyeye, 2014). However, in December 2002 it was announced that this would change when NI's water services became self-financing, a move that included significant reforms

like the introduction of meters in new homes and WSS charges for domestic customers (Adeyeye, 2014). This plan was included in the Water and Sewerage Services (Northern Ireland) Order 2006, but a 2007 campaign against the shift killed it (Adeyeye, 2014).

At the same time, Northern Ireland Water Limited (a public company operating under company legislation) was created (Birrell, 2012). The company now sits as an Agency within the DfI, providing 575 million litres of clean water a day for 680 000 households and businesses across NI, and for over 1.8 million people (Northern Ireland Water, 2020a). Of that 1.8 million, around 37 % (666 000) live in urban areas, while the other 63 % (1 134 000) live in rural areas (NISRA, 2020). Across the entire country, the company is responsible for 27 000 km of water mains, as well as 23 water treatment works and 355 pumping stations (Northern Ireland Water, 2019). It costs around £460 million each year to deliver water services across NI, but Northern Ireland Water has been historically underfunded, resulting in curbs to economic development affecting over 70 towns throughout the province. The organization has stated it requires £2.5 billion for its next funding period from 2021-2027 (Madden, 2020).

In 2007, the same year Northern Ireland water was established as NI's single water provider, a system of economic regulation was set up, similar to the existing system in E&W with Ofwat, and placed under the responsibility of the Northern Ireland Authority for Utility Regulation (Adeyeye, 2014). Performance benchmarking highlighted that there was a considerable gap in performance between NI and E&W in many respects,

including the quality of drinking water, leakage, customer service, and efficiency (UREGNI, 2008).

In the few years following the report that came after that benchmarking exercise, the quality of drinking water in NI steadily improved, as did levels of efficiency, especially compared to other water utilities, including Scottish Water and the many providers in E&W (Agthe *et al.*, 2003). Since then water quality has improved further, and they remain high across NI (NI Government, 2018). According to a recent report by DWI, overall compliance in NI in 2017 was 99.88 %, but because NI still faces significant challenges, good operational practice, risk management and investment in infrastructure must be applied at all stages of water provision (NI Government, 2018). Customer satisfaction has also improved, raising from an OPA of 98 in 2007/2008 to 228 in 2016/17 (UREGNI, 2018). By that point, Northern Ireland Water had invested close to £2 billion in NI's WSS infrastructure since its formation, managing to reduce the efficiency gap with the leading water utilities in E&W by more than half (Northern Ireland Water, 2020a).

Water charges in NI are paid through the domestic rates system (Northern Ireland Water, 2020b), which is the local government's domestic property taxation in the country. Rates, set annually based on the capital value of a residential property, consist of two components – (1) a regional rate set by Stormont, and (2) a district rate set by LAs – which is in contrast to the non-domestic rates on businesses, which are based on rental value (Northern Ireland Water, 2020b).

Northern Ireland Water is now in the fifth year of its six-year price control, PC15 which runs from 2015–2021 (Northern Ireland Water, 2020c). Through this period, the organization's goal has been to build on the progress made since 2007, and 60 % of its investment has been targeted at maintaining and improving high levels of service (Northern Ireland Water, 2020c). Key targets include keeping drinking water quality high, reducing leakage, improving the measurement of customer satisfaction, improving water pressure, and decreasing supply interruptions (Northern Ireland Water, 2020c).

As with E&W and Scotland, efficiency is not yet perfect, but again, getting the infrastructure up to scratch to minimize water losses in both urban and rural areas would entail increased water tariff rates, which would likely be met with criticism from the Northern Ireland Authority for Utility Regulation (OECD, 2016).

Conclusions

The UK enjoys universal access to water, and about access in urban and rural areas, there is no significant distinction between the two. This leaves very little room for improvement in this respect. However, each of the UK's constituting parts (that is, E&W, Scotland, and NI) has its

institutional arrangements for the supply of water to their citizens, and these varying arrangements, both historically and recently, have led to several areas that saw significant improvements over the years, and in which further improvements are required moving into the future.

In E&W, the water industry has been privatized, a move that was met with much public criticism. That said, when compared with the water industries in Scotland and NI, which, by way of public demand, remain in the public sector – although, in NI, the single provider (Northern Ireland water) operates under company legislation – privatization does not appear to have held the industry back. It has led to substantial improvements in many areas, including pricing, efficiency (leakages), and water quality – as is also the case with the public approach in Scotland and NI. This can be explained by the fact that, although the different regions have different providers – just one each in NI and Scotland and several in E&W – they are under similar economic regulation. Despite this, and universal access to water across the UK, there is still scope for improvement in each of these areas across not only E&W but also Scotland and NI.

Water quality

Water quality across the UK is excellent, affected only by infrequent incidents affecting public health. The majority of these occur in E&W, but there have been some in Scotland and NI. The UK's water quality used to fall under EU legislation, and while there were concerns quality could diminish after Brexit in January 2020, the DWI – referring to Scotland and NI as well as E&W – reassured the public quality will remain unaffected under British responsibility. Water quality in Scotland is at an all-time high, but in NI, although high, there is room for improvement.

Efficiency

Evidence suggests that water efficiency across the UK is also excellent, with fewer leakages in E&W, Scotland, and NI than in many European countries. Leakages in E&W have decreased over the years, despite fluctuations. To get a bigger picture with regards to E&W in specific, it would be ideal to compare efficiency figures between countries with Ofwat figures, but unfortunately, the body does not use percentage figures when it assesses leakage levels, and it assesses only leakage rather than broader losses – thus, it is difficult to make such a comparison. In all three countries, companies have reduced water losses to the economic level of leakage, but water losses do still occur. For that reason, the UK's water infrastructure requires significant rehabilitation, but doing so may

increase water tariffs, which would be less than ideal. Water meters are widely seen as a measure for increasing efficiency, but they are highly controversial, with many arguing they serve to disadvantage poorer households. They have even been called a tax on family life.

Pricing

Water charges have varied over the years in all three countries, where WSS services are charged together – via the council tax system in E&W and Scotland, and via the equivalent domestic rates system in NI. In E&W, tariffs have increased over the years, but they have remained consistent for years now. They do, however, vary depending on which of the many providers a customer uses. At present, the average WSS bill is lowest in Scotland, amounting to around £1 per day, but this is not significantly lower than in E&W and NI. Providers used to be able to cut off services to those who cannot pay, but this has since become illegal, and there are now various assistance schemes for poorer households.

References

Adeyeye, K. (ed.). (2014). *Water efficiency in buildings: Theory and practice*. Chichester, UK: John Wiley & Sons.

- Agthe, D. E., Billings, R. B., & Buras, N. (eds.). (2003). *Managing urban water supply*. New York, USA: New Springer.
- Atkinson, B. W., Penning-Rowell, E. C., & Parker, D. (1985). *Weather & Water*. Oxford, UK: Pergamon Press.
- Bailey, S. J. (1995). *Public sector economics: Theory, policy and practice*. London, UK: Macmillan Press.
- Bakker, K. (2003). *An uncooperative commodity: Privatizing water in England and Wales*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Ballance, T., & Taylor, A. (2005). *Competition and economic regulation in water*. London, UK: IWA Publishing.
- BBC, British Broadcasting Corporation. (June 25, 2008). Sickness bug found in tap water. *BBC News*. Recovered from <http://news.bbc.co.uk/1/hi/england/northamptonshire/7472619.stm>
- Birrell, D. (2012). *Comparing devolved governance*. Basingstoke, UK: Palgrave Macmillan.
- Bogdanor, V. (2001). *Devolution in the United Kingdom*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Brandt, M. J., Johnson, K. M., Elphinston, A. J., & Ratnayaka, D. D. (2017). *Twort's water supply* (7th ed.). Oxford, UK: Elsevier.
- Carter, R. W. G., & Parker, A. J. (eds.). (1989). *Contemporary perspectives on a land and its people*. London, UK: Routledge.
- Christie, S. (September 5, 2014). Won over by water meters: 10 m sign up but does everyone save? *The Telegraph*. Recovered from

<https://www.telegraph.co.uk/finance/personalfinance/household-bills/11062074/Won-over-by-water-meters-10m-sign-up-but-does-everyone-save.html>

Clarke, T., & Pitelis, C. (2005). *The political economy of privatization*. London, UK: Routledge. DOI: 10.4324/9780203984048

Cook, H. F. (2017). *The protection and conservation of water resources*. (2nd ed.). Chichester, UK: Wiley Blackwell. DOI: 10.1002/9781119334316

Countryside Commission for Scotland. (1971). *Third report*. Perth, Scotland: Countryside Commission for Scotland.

Decker, C. (2015). *Modern economic regulation: An introduction to theory and practice*. Cambridge, UK: Cambridge University Press DOI: 10.1017/CBO9781139162500

Dore, M. H. I., Kushner, J., & Zumer, K. (2004). Privatization of water in the UK and France – What can we learn? *Utilities Policy*, 12(1), 41-50. DOI: 10.1016/j.jup.2003.11.002

DWI, Drinking Water Inspectorate. (2020). *Drinking water quality in England and Wales as the EU exits from the European Union*. Recovered from http://dwi.defra.gov.uk/stakeholders/Position-statements/EU_exit.pdf

EA, Environment Agency. (2006). *The impact of climate change on severe droughts: Major droughts in England and Wales from 1800 and evidence of impact*. Recovered from https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290832/scho1206blsm-e-e.pdf

- EA, Environmental Agency. (2008). *The costs & benefits of moving to full water metering*. (Report n° SC070016/SR1 (WP2)). Recovered from https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290983/scho0508bobn-e-e.pdf
- Estache, A. (ed.). (2011). *Emerging issues in competition, collusion, and regulation of network industries*. London, UK: Centre for Economic Policy Research.
- European Commission. (2020). *The directive overviews*. Recovered from https://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/legislation_en.html
- EEA, European Environment Agency. (2009). *Water resources across Europe – confronting water scarcity and drought*. Recovered from <https://www.eea.europa.eu/publications/water-resources-across-europe>
- Foreman-Peck, J. (ed.). (2003). *New perspectives on the late Victorian economy: Essays in quantitative economic history, 1860-1914*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Gourvish, T. R., & O'Day, A. (eds.). (1988). *Later Victorian Britain, 1867-1900*. London, UK: Macmillan Education.
- Gudorf, C. E., & Hutchinson, J. E. (2010). *Boundaries: A casebook in environmental ethics*. (2nd ed.). Washington, DC, USA: Georgetown University Press.
- Gunawansa, A., & Bhullar, L. (2013). *Water governance: An evaluation of alternative architectures*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing.

- Hassan, J. (2008). *A history of water in modern England and Wales*. Manchester, UK: Manchester University Press.
- Hendry, S. (2015). *Frameworks for water law reform*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Herrington, P. (2007). *Waste not, want not? Water tariffs for sustainability*. Recovered from http://assets.wwf.org.uk/downloads/water_tariffs_report01.pdf
- Howsam, P., & Carter, R. (1996). Water policy: Allocation and management in practice. In: *Proceedings of International Conference on Water Policy* (pp. 1-384). London, UK: E & FN SPON.
- Ironside, M., & Seifert, R. V. (2000). *Facing up to Thatcherism: The history of NALGO, 1979-1993*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Kendon, M., Marsh, T., & Parry, S. (2013). The 2010-2012 drought in England and Wales. *Weather*, 68(4), 88-95. DOI: 10.1002/wea.2101
- Lauruschkus, F., & Rehberg, J. (2015). *Comparison of European water and wastewater prices*. Recovered from http://www.lebensraumwasser.com/wp-content/uploads/2019/10/BDEW_VEWA_Study_English_20150423.pdf
- Liberati, A., Altman, D. G., Tetzlaff, J., Mulrow, C., Gøtzsche, P. C., Ioannidis, J. P. A., Clarke, M., Devereaux, P. J., Kleijnen, J., & Moher, D. (2009). The PRISMA statement for reporting systematic reviews and meta-analyses of studies that evaluate healthcare

interventions: explanation and elaboration. *BMJ*, 339. DOI:
<https://doi.org/10.1136/bmj.b2700>

Madden, A. (January 21, 2020). NI Water Warns Half Northern Ireland Treatment Plants Will Reach Full Capacity by 2027. *Belfast Telegraph*. Recovered from
<https://www.belfasttelegraph.co.uk/news/northern-ireland/ni-water-warns-half-northern-ireland-treatment-plants-will-reach-full-capacity-by-2027-38881726.html>

Marques, R. C. (2010). *Regulation of water and wastewater services: An international comparison*. London, UK: IWA Publishing.

NISRA, Northern Ireland Statistics and Research Agency. (2020). *Urban-rural classification*. Recovered from
<https://www.nisra.gov.uk/support/geography/urban-rural-classification>

NI Government, Northern Ireland Government. (2018). *Drinking water quality remains high across NI*. Recovered from
<https://www.northernireland.gov.uk/node/35041>

Northern Ireland Water. (2019). *Delivering what matters: Annual report & accounts 2018/19*. Recovered from
<https://www.niwater.com/annual-report-2019/files/assets/common/downloads/northern-ireland-water-annual-report-and-accounts-2018-19.pdf>

Northern Ireland Water. (2020a). *About us*. Recovered from
<https://www.niwater.com/about-us/>

Northern Ireland Water. (2020b). *Your bill and our charges*. Recovered from <https://www.niwater.com/your-bill-and-our-charges/>

Northern Ireland Water. (2020c). *Price control*. Recovered from <https://www.niwater.com/price-control/>

OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development. (2016). *Sustainable business models for water supply and sanitation*. Paris, France: OECD Publishing.

OECD, Organisation for Economic Cooperation and Development. (2011). *Water governance in OECD countries: A multilevel approach*. Paris, France: OECD Publishing.

Ofwat. (2020a). *Metering*. Recovered from <https://www.ofwat.gov.uk/households/your-water-bill/metering/>

Ofwat. (2020b). *Ofwat's forward programme 2020-21*. Recovered from <https://www.ofwat.gov.uk/wp-content/uploads/2020/03/Ofwat-Forward-Programme-2020-21.pdf>

Ofwat. (2020c). *How non-household customers are charged*. Recovered from <https://www.ofwat.gov.uk/nonhouseholds/yourwaterbill/hownonhousehold/>

Ofwat. (2019). *Service and delivery report: Ofwat. January 2019*. Recovered from <https://www.ofwat.gov.uk/wp-content/uploads/2019/01/Service-Delivery-Report-20190110-Final.pdf>

- Ofwat. (2016). *Water 2020: Our regulatory approach for water and wastewater services in England and Wales*. Recovered from https://www.ofwat.gov.uk/wp-content/uploads/2015/12/pap_pos20150520w2020.pdf
- Ofwat. (2008). *Service and delivery – Performance of the water companies in England and Wales 2007-08*. Recovered from <https://www.ofwat.gov.uk/wp-content/uploads/2017/01/FOI-123102016-report.pdf>
- Oliver, D., Prosser, T., & Rawlings, R. (2010). *The regulatory state: Constitutional implications*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Owen, D. A. L. (2018). *Smart water technologies and techniques: Data capture and analysis for sustainable water management*. DOI: 10.1002/9781119078678
- PRISMA Statement. (2017). *Why should you use PRISMA?* Recovered from <http://www.prisma-statement.org/>
- Rieu-Clarke, A., Allan, A., & Hendry, S. (2017). *Routledge handbook of water law and policy*. New York, USA: Routledge.
- Schouten, M. (2009). *Strategy and performance of water supply and sanitation providers. Effects of two decades of neo-liberalism*. Boca Raton, USA: Taylor & Francis.
- Scotland on Tap. (2020). *Competition in the water industry*. Recovered from <https://www.scotlandontap.gov.uk/>

- Scottish Water. (2020). *About your charges 2019-2020*. Recovered from <https://www.scottishwater.co.uk/Your-Home/Your-Charges/Your-Charges-2019-2020>
- Scottish Water. (2015). *Sustainability report 2015*. Recovered from <https://docs.google.com/viewerng/viewer?url=www.scottishwater.co.uk/-/media/ScottishWater/Document-Hub/Key-Publications/Energy-and-Sustainability/310719SustainabilityReport2015.pdf>
- Sewell, W. R. D., Coppock, J. T., & Pitkethly, A. (eds.). (1985). *Institutional innovation in water management: The Scottish experience*. London, UK: Routledge.
- Smith, K. (1972). *Water in Britain: A study in applied hydrology and resource geography*. London, UK: Macmillan.
- UK Government. (2020). *Water Act 1973*. Recovered from <http://www.legislation.gov.uk/ukpga/1973/37/contents>
- UK Government. (2015). *2010 to 2015 government policy: Water and sewerage services*. Recovered from <https://www.gov.uk/government/publications/2010-to-2015-government-policy-water-and-sewerage-services/2010-to-2015-government-policy-water-and-sewerage-services>
- UK Parliament. (2006). *Science and technology – Eighth report*. Recovered from <https://publications.parliament.uk/pa/ld200506/ldselect/ldsctech/191/19102.htm>

UN, United Nations. (2020). *United Kingdom – Country profile*. Recovered from

http://data.un.org/CountryProfile.aspx/_Images/CountryProfile.aspx?crName=United%20Kingdom

UREGNI, Utility Regulator. (2018). *Water and sewerage services. Cost and performance report for 2016-17. An assessment of NI water's costs and performance*. Recovered from

<https://www.uregni.gov.uk/sites/uregni/files/media-files/2016-17%20Cost%20and%20Performance%20Report.pdf>

UREGNI, Utility Regulator. (2008). *2007/2008 cost and performance report. An assessment of Northern Ireland water's cost and performance in 2007/2008*. Recovered from

https://www.uregni.gov.uk/sites/uregni/files/media-files/NI_Water_Cost_and_Performance_report_0.pdf

Van-der-Beken, A. (ed.). (2009). *Water-related education, training and technology transfer*. Oxford, UK: EOLSS.

Walker, A. (2009). *The independent review of charging for household water and sewerage services*. Recovered from https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69459/walker-review-final-report.pdf

WaterCommission. (2015). *Performance report 2010-15*. Recovered from <https://www.watercommission.co.uk/UserFiles/Documents/Performance%20Report%202010-15.pdf>

Water UK. (2020). *Average water and sewerage bills for England and Wales to fall by £17 in 2020/21*. Recovered from <https://www.water.org.uk/news-item/average-water-and-sewerage-bills-for-england-and-wales-to-fall-by-17-in-2020-21/>

WICS, Water Industry Commission for Scotland. (2020a). *Our work*. Retrieved from https://www.watercommission.co.uk/view_Our_Work.aspx

WICS, Water Industry Commission for Scotland. (2020b). *Price-setting 2015-2021*. Recovered from https://www.watercommission.co.uk/view_Price%20Setting_2015-21.aspx

WWF, World Wildlife Fund. (2011). *Government fails to include metering policy in water bill consultation*. Recovered from <https://www.wwf.org.uk/updates/government-fails-include-metering-policy-water-bill-consultation>

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-05-10

Notas

Aquappolis: aplicación móvil para la captación de agua de lluvia en la CDMX

Aquappolis: Mobile application for rainwater harvesting in Mexico City

Carlos Sánchez-Vargas¹

José Luis Salinas-Estévez²

¹Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, CSanchezV@iingen.unam.mx

²Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, JSalinasE@iingen.unam.mx

Autor para correspondencia: José Luis Salinas-Estévez, JSalinasE@iingen.unam.mx

Resumen

La captación de agua pluvial se ha convertido en una acción indispensable alrededor del mundo para satisfacer las necesidades de grandes ciudades donde el acceso a este recurso es limitado (Shivakumar, 2017), tal es el

caso de la Ciudad de México, donde la demanda rebasa la capacidad de las fuentes de abastecimiento y donde además se presentan diversos problemas relacionados con el uso del agua (Arto-Olaizola et al., 2016). Aquappolis es una aplicación móvil destinada a calcular la cantidad de agua de lluvia que puede ser captada en una determinada zona. La información que usa esta aplicación es obtenida de los datos recaudados por la amplia red de sensores de las estaciones del Observatorio Hidrológico del Instituto de Ingeniería (II-UNAM) en la Ciudad de México. En este trabajo se proporciona una muestra de cómo la innovación tecnológica y la información instantánea puesta al alcance de las autoridades encargadas de la toma de decisiones, así como de la población en general, son indispensables para lograr un manejo responsable, cuidadoso y sustentable de los recursos hídricos disponibles en la Zona Metropolitana del Valle de México.

Palabras clave: tecnología, innovación, aplicación móvil, *smartphone*, captación de agua, lluvia, gestión del agua.

Abstract

Rainwater harvesting has become a necessary action around the world to satisfy the big cities needs where the water access is restrained (Shivakumar, 2017), which is the case of Mexico City where the water demand exceeds the supply sources, and many other problems are related to water (Arto-Olaizola et al., 2016). Aquappolis is a mobile application intended to compute the amount of rainwater that can be harvested from specific zones in Mexico City. The app information is

provided from extensive rain gauge network data collected from Hydrological Observatory stations across Mexico City. This paper provides an example of how the technological innovation and instant information available for decision maker authorities and general population are indispensable to achieve a responsible, careful, and sustainable management of available water resources in Mexico's Valley.

Keywords: Technology, innovation, application mobile, smartphone, rainwater harvesting, rainfall, water management.

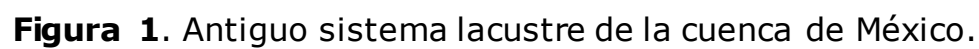
Recibido: 08/01/2020

Aceptado: 08/10/2020

Introducción

En épocas recientes, la Ciudad de México ha presentado una problemática considerable respecto al manejo del agua. Inundaciones, escasez de agua y un rebase de la capacidad del sistema de drenaje en ciertas temporadas del año son cada vez más frecuentes e impactan en las actividades de la ciudad y en la calidad de vida de sus habitantes, propiciando situaciones de riesgo para la población.

La Ciudad de México fue asentada hace siglos sobre lo que era en ese entonces un sistema de lagos interconectados: Texcoco, Xochimilco, Chalco y Zumpango, que ocupaban un área aproximada de 114 mil hectáreas, como se muestra en la Figura 1. Estos lagos eran abastecidos por aguas de una gran cantidad de ríos provenientes de las cadenas montañosas circundantes. El Eje Neovolcánico, que cruza todo el país desde el Golfo de México hasta el océano Pacífico, generó la topografía montañosa en la región; asimismo, las constantes emanaciones volcánicas proveyeron de material arcilloso a la zona y se acumuló en el lecho de los lagos.



La antigua ciudad de Tenochtitlan se asentó sobre un islote del lago de Texcoco y desarrolló su agricultura mediante chinampas, suelo artificial para cultivo sobre el agua. También contaba con un sistema de diques que permitían controlar el nivel variable del lago, para así evitar inundaciones; como función adicional tenía separar el agua dulce del agua salada. A partir de la época colonial, los lagos del Valle de México experimentaron un proceso de desecación con el fin de evitar inundaciones, sin embargo, seguían ocurriendo, por lo que durante el Porfiriato comenzó la construcción de un sistema de drenaje de aguas negras y de agua pluvial que tenía la función de llevar tales líquidos al estado de Hidalgo. Con el paso del tiempo, por la urbanización y los asentamientos en la ciudad, el volumen de aguas a evacuar cada año fue creciendo, por lo que el sistema de drenaje se vio rebasado en su capacidad y surgió la necesidad de crear un nuevo sistema de avenamiento capaz de evacuar esos grandes volúmenes cuando fuera necesario.

En los últimos cien años, la población de la Ciudad de México creció de manera abrupta. De 0.7 millones de personas en 1900, la población pasó a 8.9 millones en 2015, según el último censo del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (Figura 2 y Figura 3) (INEGI, 2015a). El periodo donde se registró un mayor aumento en la población fue de 1920 a 1970, con un crecimiento de 5.7 millones. Actualmente, si se cuenta la población del área conurbada, el número de habitantes es de 22 millones, lo que ubica a la zona como la aglomeración poblacional más grande del continente americano. Debido a esta gran cantidad de

personas, satisfacer la demanda de 68 metros cúbicos por segundo de agua se vuelve un gran reto para el Gobierno de la Ciudad de México.

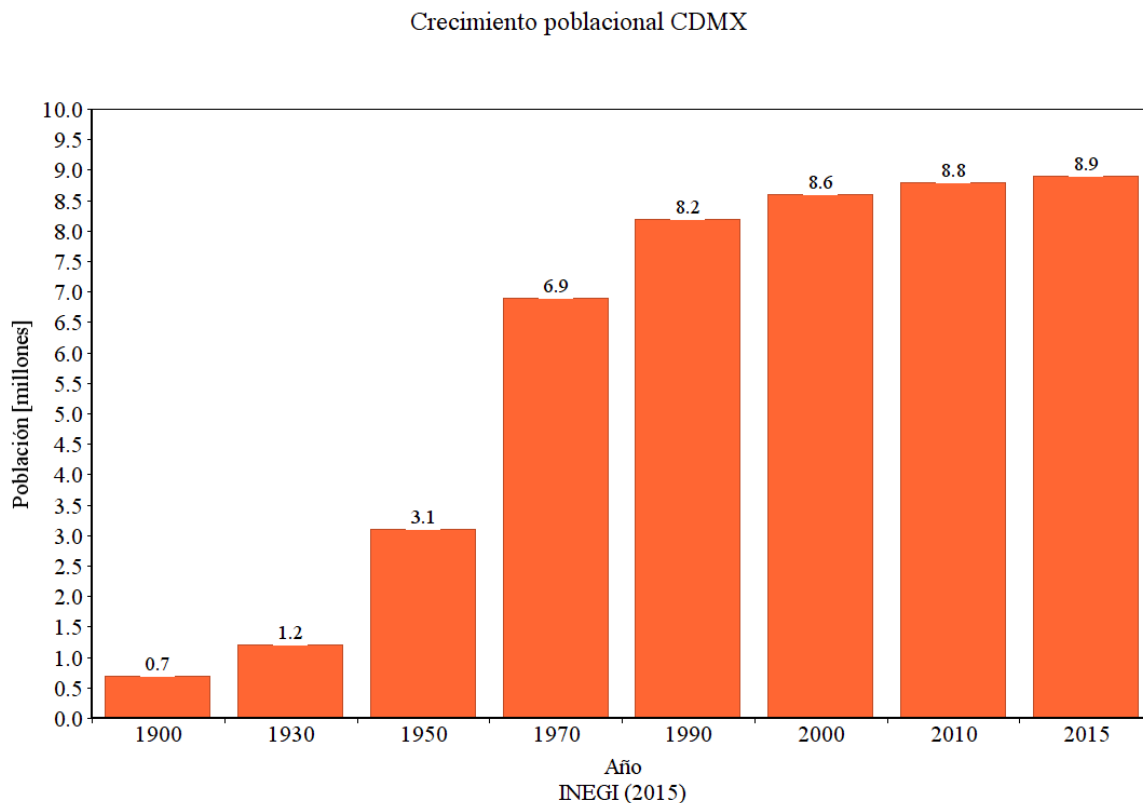


Figura 2. Crecimiento poblacional en la Ciudad de México (1900-2015).

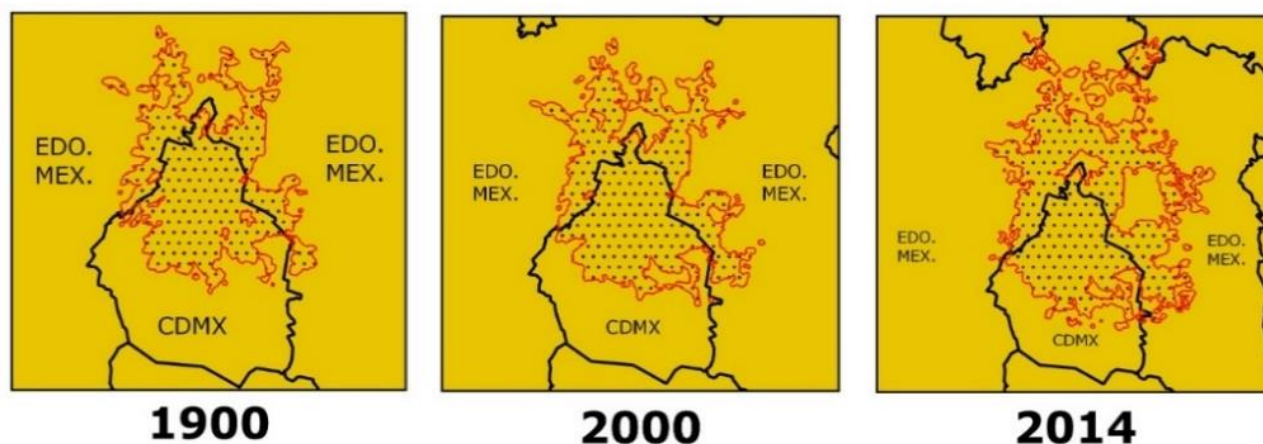


Figura 3. Crecimiento de la mancha urbana (1900-2014).

Debido a la fuerte demanda de agua, la ciudad debe importar este vital líquido desde las cuencas aledañas de Cutzamala y Lerma, que aportan un poco más del 30 % de la cantidad requerida (Conagua, 2005), el resto se obtiene de pozos distribuidos en el área de la cuenca. El hecho de que la ciudad esté cubierta mayoritariamente por concreto, la falta de áreas verdes y la existencia de un suelo arcilloso que permite la infiltración a velocidades muy bajas, aunado a la gran cantidad de agua extraída, provoca un déficit importante para los acuíferos; esto, a su vez, ha ocasionado asentamientos sobre la parte de la ciudad ubicada sobre el lecho del lago de hasta 10 metros en los últimos 60 años en algunos puntos (De Urbanisten, Deltares, 2017).

La ciudad sufre dos situaciones contradictorias: escasez de agua potable y exceso de agua en temporada de lluvias. El ciudadano promedio en la CDMX consume unos 366 litros de agua al día, cantidad que rebasa por mucho el consumo recomendado por la Organización Mundial de la

Salud (OMS) de 80 litros (OMS, 2003). Esta gran demanda ocasiona que cada año se aumenten los volúmenes de extracción de los pozos, acelerando la disminución del nivel de agua en los acuíferos e incrementando los asentamientos que, día a día, provocan daños a la infraestructura de la ciudad, en especial de aquella que abastece de agua a los usuarios de la red, ocasionando que alrededor del 35 % del agua que transporta la tubería se pierda en fugas (Sacmex, 2017). Las 16 alcaldías de la CDMX se ven afectadas por la escasez de agua cuando hay cortes en el abastecimiento, pero en especial Iztapalapa y Tláhuac, donde el consumo promedio baja a 230 litros al día por habitante (Sedema, 2016) (Tabla 1) y el abasto se da a través de tandeos, como se muestra en la Figura 4.

Tabla 1. Tabla de población y dotación por alcaldía de la CDMX.

Alcaldía	Población	Dotación (l/hab/día)
Iztapalapa	1 783 535	235
Gustavo A. Madero	1 242 676	237
Álvaro Obregón	690 568	321
Coyoacán	643 838	355
Tlalpan	584 992	560
Cuauhtémoc	519 224	332
Venustiano Carranza	465 571	203
Azcapotzalco	443 071	404

Iztacalco	413 649	219
Xochimilco	372 111	374
Benito Juárez	362 591	406
Miguel Hidalgo	354 803	502
Tláhuac	304 611	210
Magdalena Contreras	223 266	554
Cuajimalpa	152 306	293
Milpa Alta	96 922	410



Figura 4. Ante el desabasto de agua potable debido al corte en el suministro, el gobierno de la CDMX pone a disposición de la ciudadanía pipas para dotar de líquido a la población de las zonas afectadas.

La frecuencia de las inundaciones urbanas ha aumentado, pues en las zonas montañosas del sur y suroeste de la ciudad, el avance de la mancha urbana ha deforestado y pavimentado gran parte de lo que antes era bosque y zonas de infiltración, ocasionando que en los eventos de lluvia las escorrentías fluyan a grandes velocidades, situación que impide que el agua se infiltre durante su recorrido y que al llegar a las zonas bajas se acumule y provoque encharcamientos e inundaciones (Figura 5). Cuando ello sucede, el sistema de drenajes se llega a ver sobrepasado no solamente por la cantidad de agua precipitada, sino también por el acarreo de basura que obstruye el ingreso del agua al sistema.



Figura 5. Durante la temporada de lluvias, las zonas vulnerables a inundación se ven afectadas y generan problemas para la movilidad.

En cuanto a la acción política ante esta problemática, los principales actores gubernamentales han entrado recientemente en roces entre ellos y las instancias mediadoras no han puesto fin a los desacuerdos para que los gobiernos trabajen en conjunto. La CDMX, antes Distrito Federal, era una dependencia del Gobierno Federal, por lo que se vio favorecida en cuanto a la construcción de infraestructura para abastecimiento de agua potable y desalojo de aguas negras; posterior a su reforma política apareció la necesidad de relacionarse con los estados aledaños, principalmente el Estado de México (Edomex), a fin de tener la capacidad de negociar el agua necesaria para satisfacer la demanda de la población. Si bien la CDMX paga de forma puntual los volúmenes de agua que le son suministrados, no se debe continuar con la importación de agua a gran escala, aunque siga siendo indispensable para satisfacer la demanda.

En cuanto al Estado de México, demanda que se tome en consideración un presupuesto del Gobierno Federal destinado a la recuperación de los mantos acuíferos; también exige que el Gobierno de la Ciudad de México tome responsabilidad para resarcir las afectaciones ecológicas e hidrológicas que se han ocasionado durante el tiempo que se ha exportado agua hacia el área metropolitana. Asimismo, es necesario remarcar que el Edomex se ha visto favorecido por la infraestructura que se le dio a la CDMX que también abastece a sus municipios aledaños a esta entidad.

Ambas entidades deben colaborar en conjunto y con los estados que se ven recientemente incluidas en esta situación, como Hidalgo y

Michoacán, junto con la intervención del Gobierno Federal, por conducto de la Conagua, para darle solución a los problemas que aquejan a la Zona Metropolitana del Valle de México

Es insuficiente adoptar como única solución la construcción de grandes obras de infraestructura, así como la ampliación de los sistemas actuales, la importación de agua de otras zonas o mayor explotación de los acuíferos con los que se cuentan, pues llevar a cabo estas acciones conlleva un gran desafío político, social, económico y ecológico; por lo tanto, la limitación de las soluciones lleva a considerar alternativas que son contrarias a la forma tradicional de las políticas hidráulicas (Perló-Cohen & González-Reynoso, 2005).

En la Zona Metropolitana del Valle de México se requiere adoptar un manejo integral del agua para satisfacer las necesidades de la población actual y futura. Es de suma importancia erradicar el estrés hídrico al que se ve sometida la cuenca; reducir el consumo per cápita de agua; diseñar mejores políticas públicas sobre su manejo; disminuir las fugas de los sistemas de abastecimiento; incentivar el aprovechamiento de agua tratada para uso agrícola; incrementar la cantidad de áreas verdes; tener mayor regulación sobre la urbanización; y fomentar la conciencia de la población sobre un consumo responsable del agua para conservar, cuidar y aprovechar este líquido. Llevar a cabo estas acciones puede reducir de manera significativa la problemática presente en la actualidad.

Así, la recolección de agua de lluvia en domicilios aparece como una opción muy viable tanto para los usuarios como para las dependencias responsables de abastecer agua para consumo humano. La lluvia en la

CDMX no es escasa; en la temporada de lluvias aporta grandes volúmenes que no son aprovechados y que son enviados directamente a los sistemas de drenaje. Los sistemas de captación de agua de lluvia funcionan de manera sencilla: el agua que cae sobre los techos es captada y se conduce por un sistema de tubos hasta un filtro que la purifica para finalmente ser almacenada en un tanque para su disposición y con ello disminuir el consumo directo de la red.

En México existen proyectos que tienen como objetivo distribuir el agua de forma equitativa sin explotar los acuíferos presentes en la zona; esto se hace con el aprovechamiento de la lluvia, un recurso que se desperdicia en el drenaje y que en la CDMX durante 2018 presentó un promedio de 714 mm de lluvia (Semarnat, 2018).

Isla Urbana es una organización que se dedica a la implementación de proyectos dedicados a la captación del agua de lluvia. Desde sus inicios, en 2009, ha instalado un total de 15 000 sistemas para captación con 90 000 usuarios que han recolectado 600 millones de litros cada año. En la CDMX se han instalado 7 134 sistemas para 49 938 beneficiarios (Isla Urbana, 2018).

Debido al interés de conocer el comportamiento del ciclo hidrológico urbano, en particular la intensidad y variabilidad espacial de la lluvia en la CDMX, en 2016 se creó el Observatorio Hidrológico (OH) del Instituto de Ingeniería de la UNAM; se trata de un proyecto que tiene por objetivo proporcionar información en tiempo real sobre la precipitación en la Ciudad de México mediante un sistema de equipos de medición que ponen en cuestión de minutos a disposición de la población en general y de las

personas encargadas de la toma de decisiones los datos de dónde y con qué intensidad se presenta la lluvia. El Observatorio cuenta con 55 estaciones de medición, distribuidas en el Valle de México; en su mayoría se conforman por un disdrómetro, que cuenta con un láser que realiza el conteo de número de gotas que cruzan el sensor; también mide el diámetro de las gotas y la velocidad de las mismas.

Cada una de las estaciones funciona con la ayuda de una microcomputadora de bajo costo que recibe la información medida; luego la almacena en la nube, donde es procesada, para finalmente ser mostrada en el mapa de precipitaciones del OH y ser publicada en Twitter. El sistema cuenta con una celda solar y una batería que tienen como objetivo brindar autonomía energética. Algunas de las estaciones que no cuentan con el disdrómetro poseen otro sensor de medición: un pluviómetro de pesaje. Este instrumento no puede llevar a cabo todas las mediciones que un disdrómetro realiza, no obstante sí puede determinar la intensidad de la lluvia. El observatorio contempla la colocación de más estaciones de medición, con el objetivo de incrementar su densidad en la ciudad (OH-II UNAM, 2016) (Figura 6).

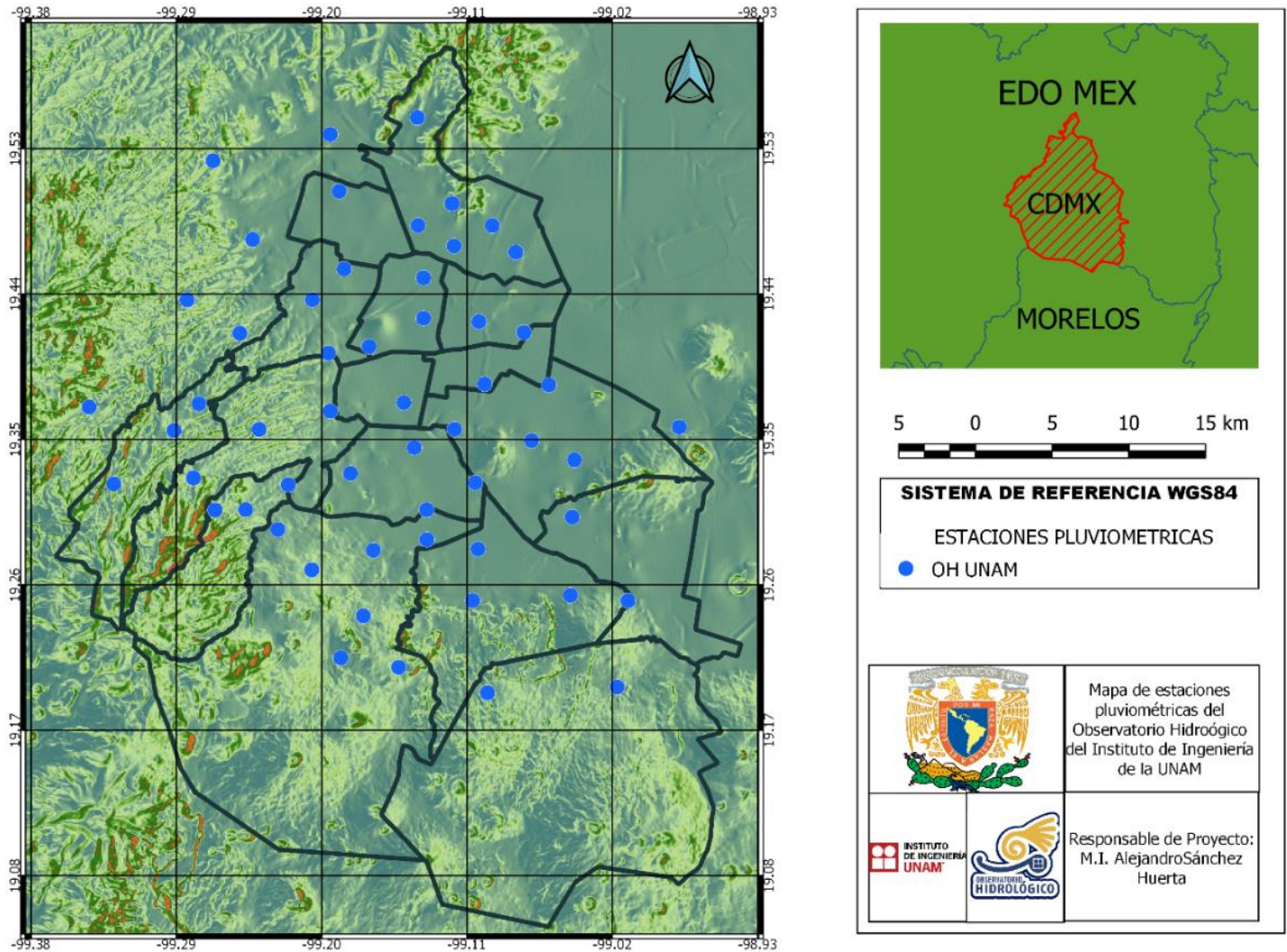


Figura 6. Mapa de ubicación de las estaciones pluviométricas del Observatorio Hidrológico II UNAM.

El Observatorio Hidrológico del Instituto de Ingeniería de la UNAM, en colaboración con Isla Urbana y el desarrollador ABEHA, desarrolló la aplicación Aquappolis, que tiene por objetivo ser la primera aplicación móvil para generación y el uso de información relacionada con el agua

pluvial de la Ciudad de México. Esta aplicación proporciona datos del agua de lluvia potencialmente acumulable en un área dada y en un periodo de tiempo propuesto usando los datos de precipitación medidos por los equipos del Observatorio Hidrológico ubicados a lo largo de la ciudad. Este documento tiene por objetivo mostrar el impacto positivo que la recolección de lluvia puede tener para la situación hídrica en la Ciudad de México.

Materiales y métodos

Los disdrómetros presentes en las estaciones del OH-II UNAM registran las características de cada evento de lluvia a través de un láser que proviene de un emisor y llega a un receptor, el cual mide las diferencias de voltaje cuando las partículas cruzan por él, obteniendo así de manera indirecta los diámetros de las gotas que pasan por el sensor. Para registrar la velocidad se determina el tiempo que tarda cada partícula desde que incide en el láser hasta cruzar totalmente el sensor. Para cada evento de lluvia se registran los datos de diámetro y tamaño para cada partícula; se clasifican en 32 grupos, donde las gotas van desde pequeñas a grandes, o de lentas a rápidas.

Posteriormente, con ayuda de los datos ya recolectados, se realizan los cálculos para obtener intensidad, energía cinética, reflectividad, visibilidad y espectro a intervalos de un minuto para cada evento. Estos datos pueden verse afectados por diferentes causas, como incertidumbres instrumentales (alineación óptica, intensidad del haz de luz y distorsión por viento); muestreo (debido a los pequeños volúmenes de muestreo ocupados y que la distribución de tamaño de gotas dependa de estos volúmenes), y observación (ocasionado por las diferentes velocidades de las gotas, relacionadas con su tamaño; las partículas que comienzan su caída en un mismo punto alcanzan el suelo a diferente tiempo y distancia horizontal que puede ser de hasta kilómetros). Tales incertidumbres se tratan de disminuir al aumentar la densidad de los equipos de medición dentro del área del Valle de México y al calibra los sensores de forma adecuada.

Una vez empezada la recolección de los datos de precipitación para toda la ciudad nace la problemática de cómo ofrecer esta información a los usuarios domésticos de la red de agua para que puedan cuantificar el volumen de líquido aprovechable dependiendo de su área de captación. Si estos datos se muestran de manera sencilla, los usuarios pueden manifestar el deseo de disminuir los gastos asociados con el servicio de dotación de agua potable por parte del Gobierno de la Ciudad de México y también mostrar cierto grado de independencia al servicio brindado por el gobierno. Mediante la creación de una aplicación para dispositivos móviles se ponen al alcance de la ciudadanía datos confiables de volúmenes de captación (Silva et al., 2018).

La aplicación Aquappolis trabaja con dos API (del inglés Application Programming Interface): ABEHA y OH. La API del OH contiene la información de precipitación, intensidad, velocidad y distribución del tamaño de las gotas precipitadas para la CDMX dentro de una malla cuadriculada de 750 metros de espaciamiento; la API de ABEHA recibe la información del OH y la procesa para el usuario.

La aplicación utiliza el sistema de navegación GPS del dispositivo móvil para ubicar la zona donde se localiza el usuario y en este sitio, o en algún otro que proponga la persona, colocar un sistema de captación de agua de lluvia que dependa del área disponible, es decir, del área libre con la que cuenta el usuario.

Utilizando el área, lluvia precipitada y un factor ajustador se puede estimar el volumen de agua que se puede captar. La aplicación también cuenta con un seleccionador de fechas, herramienta que permite seleccionar un día específico o un rango de fechas para mostrar el volumen que se puede aprovechar con base en estimaciones estadísticas.

La aplicación también permite al usuario, utilizando la cámara de su dispositivo móvil, capturar imágenes de agua estancada para que se pueda hacer un cálculo de su volumen y tener datos estadísticos de los encharcamientos en la ciudad y de zonas susceptibles (Figura 7).

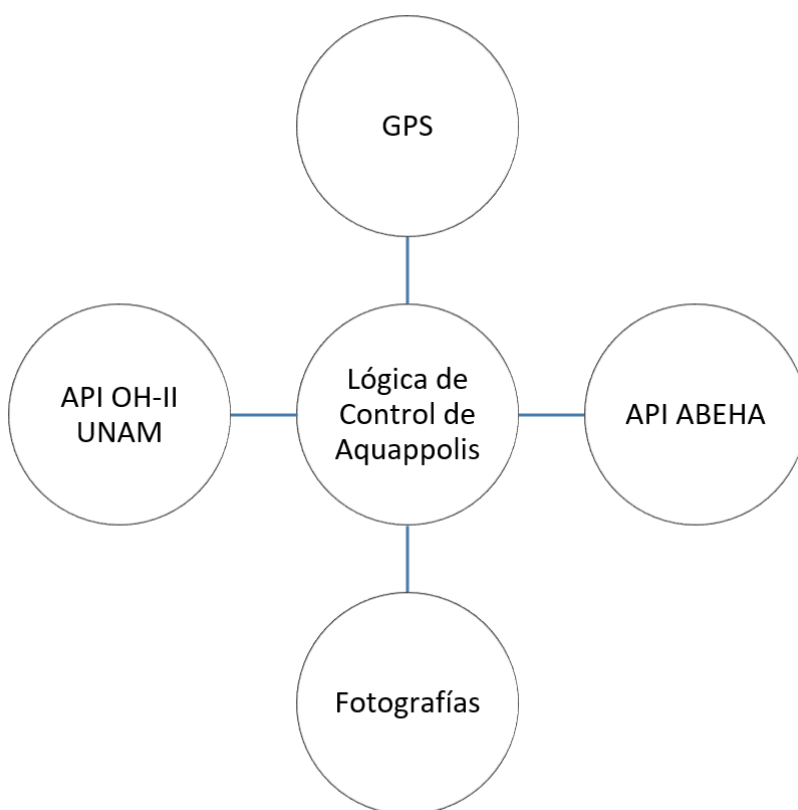


Figura 7. Esquema de arquitectura de alto nivel de Aquapolis.

De esta manera, si un usuario quiere medir el volumen del agua precipitada sobre un área disponible, primero tiene que proporcionar la ubicación del lugar (coordenadas de longitud y latitud dadas por el dispositivo) y las dimensiones del área de captación; así, la API ABEHA ubica la coordenada proporcionada en la malla de la API OH y toma la información asociada con el cuadro donde se ubica el usuario; posteriormente, con las características del sistema, obtiene el volumen para las fechas seleccionadas, y finalmente la información se presenta al usuario por la aplicación.

Para la realización del estudio se analizaron dos puntos importantes en la CDMX ubicados en las alcaldías de Iztapalapa y Cuajimalpa debido a su condición hídrica. En la primera alcaldía el desabasto de agua es constante, mientras que en la segunda existen puntos importantes de encharcamientos e inundaciones. En ambos casos se ve el impacto que podría tener para estas zonas la captación de agua. En el primer caso se desea saber si el volumen que puede ser captado funciona como un complemento del agua potable. Según datos de Isla Urbana, la captación de agua de lluvia en la Ciudad de México podría significar para sus usuarios un ahorro de 5 a 8 meses de consumo de la red pública para un domicilio familiar. Para la zona de Cuajimalpa no se analiza el desabasto de agua; colocar un sistema de captación en esta zona podría significar un amortiguamiento, junto con infraestructura pública, para la escorrentía y acumulación de agua en la vía pública.

Resultados

La aplicación Aquappolis cumple con el objetivo de extraer y mostrar al usuario, para cada punto seleccionado dentro del área de medición de los equipos, el volumen de agua precipitado en el intervalo de tiempo seleccionado (los datos sólo se muestran para fechas posteriores a la de

inicio de operación de la API ABEHA), tomando como dato el área disponible que recibirá toda el agua de lluvia.

La aplicación Aquappolis requiere ciertos datos para su operación. Para tener acceso, primero se necesita contar con un usuario o bien iniciar como usuario libre; después se deben especificar las dimensiones, largo y ancho del área donde se va a realizar el análisis. Para este caso, se va a suponer un área de 12 m de largo por 5 m de ancho (Figura 8).

← MI SISTEMA

SELECCIONA SI YA TIENES UN SISTEMA DE CAPTACIÓN DE AGUA DE LLUVIA O TE INTERESA UNO

CUENTO CON UN SISTEMA

ME INTERESA INSTALAR UNO

MEDIDAS DEL TECHO DONDE ESTARÁ EL SISTEMA

↔

↕

LARGO

ANCHO

i

5

12

ACEPTAR

Figura 8. Área disponible para la captación.

El siguiente dato por proporcionar es la ubicación geográfica del área de estudio. Se escogió un punto en la colonia Las Américas, alcaldía Iztapalapa (Figura 9), y uno en Lomas de Santa Fe, alcaldía Cuajimalpa (Figura 10).

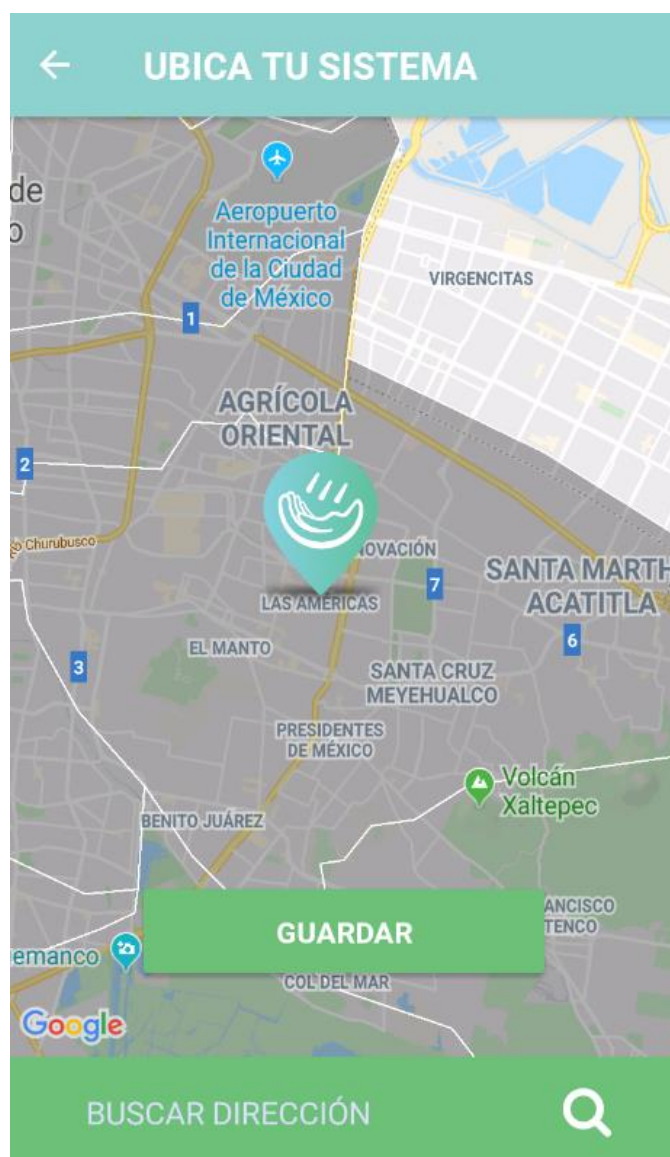


Figura 9. Ubicación del sistema de captación en la alcaldía Iztapalapa.



Figura 10. Ubicación del sistema de captación en la alcaldía Cuajimalpa.

Se selecciona el intervalo de fechas desde el 1° de enero de 2019 hasta el 30 de septiembre de 2019, con un total de 272 días entre las fechas mencionadas.

Para el rango de fechas seleccionado se obtuvo un volumen de 33 418.24 litros (Figura 11) y 46 641.42 litros (Figura 12) para el punto en Iztapalapa y Cuajimalpa, respectivamente.



Figura 11. Volumen potencialmente captado en Iztapalapa.



Figura 12. Volumen potencialmente captado en Cuajimalpa.

Discusión

De los resultados obtenidos se observa que el volumen fue mayor para la alcaldía de Cuajimalpa, pues en las zonas sur y suroriente las precipitaciones medias anuales son mayores que para la zona nororiente (Semarnat-Conagua, 2018). En el primer caso, el volumen mostrado puede usarse en los hogares y así mermar el impacto de inundaciones urbanas. El segundo punto de análisis es importante debido a que las zonas montañosas urbanizadas provocan que las escorrentías sean de mayor velocidad y volumen, lo que provoca acumulaciones en las zonas bajas, donde el agua ya no puede escurrir.

Para el punto de estudio en Iztapalapa, el volumen significa 122.9 litros diarios para un domicilio ubicado en tal zona y considerando un promedio de 3.4 personas por vivienda (INEGI, 2015b); por lo tanto, esto equivaldría a 29.25 litros al día por habitante. Este volumen captado, si bien no complementaría el consumo promedio de la CDMX, sí representa una gran disminución durante las temporadas de lluvia, en donde se tendría menor dependencia de la red de abastecimiento pública; no obstante, en temporada de estiaje sería mayor el consumo directo de la red.

Conclusiones

La situación hídrica en el Valle de México necesita solución. En este instante, la condición no es totalmente caótica y se cuenta con tiempo para poder tomar decisiones y aplicarlas de manera correcta. Las acciones que se decidan adecuadas se deben aplicar de manera permanente y bien administradas. La colaboración entre las entidades federativas que intervienen para la toma de decisiones y la concienciación de la ciudadanía sobre el uso del agua son necesarias para dar una rápida solución a los problemas del agua.

El manejo integral del agua deberá ser indispensable. Las acciones que conlleven un uso sustentable y responsable de los recursos hídricos deberán ser adoptadas por la población (Andales et al., 2014). Es aquí donde el uso de la tecnología mediante aplicaciones móviles se deberá desarrollar, ocupar y aprovechar para tener mejores herramientas con las cuales se podrá buscar una mejor optimización del uso de los recursos con los que se cuentan.

La idea es buscar menor dependencia del agua importada a la CDMX; recuperar los acuíferos que han sido sobreexplotados en los últimos años; lograr mayor y mejor distribución del agua a lo largo de la Zona Metropolitana; disminuir las inundaciones que aquejan a los puntos más bajos de la ciudad; evitar sobrepasar la capacidad de los sistemas de drenaje; dar mayor uso a las aguas tratadas en lugar de aguas de primer uso, y prevenir a los estados aledaños incluirlos en esta situación (De Vriend et al., 2015). Podría parecer mucho trabajo por realizar, pero se cuenta con un horizonte de posibilidades para dar solución, y así evitar

llegar a escenarios catastróficos y de lucha por un recurso tan básico para la humanidad.

Referencias

- Andales, A., Bauder, T., & Arabi, M. (2014). Mobile irrigation water management system using a collaborative GIS and weather station. In L. Ahuja, L. Ma, & R. Lascano (Eds.), *Practical Applications of Agricultural System Models to Optimize the Use of Limited Water*, Volume 5 (pp. 53-84). <https://doi.org/10.2134/advagricsystmodel5.c3>
- Arto, I., Andreoni, V., & Rueda-Cantuche, J. (2016). Global use of water resources: A multiregional analysis of water use, water footprint and water trade balance. *Water Resources and Economics*, 15,1-14. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2016.04.002>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2005). Sistema Cutzamala: agua para millones de mexicanos. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- De Urbanisten, Deltares. (2017). *Towards a water sensitive México City*. Ciudad de México, México: Deltares.
- De-Vriend, H. J., van Koningsveld, M., Aarninkhof, S. G., de Vries, M. B., & Baptist, M. J. (2015). Sustainable hydraulic engineering through building with nature. *Journal of Hydro-environment Research*, 9(2),159-171. <https://doi.org/10.1016/J.JHER.2014.06.004>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015a). *Número de habitantes*. Recuperado de <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/df/poblacion/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015b). *Viviendas*. Recuperado de <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/df/poblacion/vivienda.aspx?tema=me&e=09>

Isla Urbana. (2018). *Isla Urbana*. Recuperado de <http://islaurbana.org/beneficios/>

OH-II UNAM. (2016). *Observatorio hidrológico*. Recuperado de <https://www.oh-iiunam.mx/informacion.html>

OMS, Organización Mundial de la Salud. (2003). *Domestic water quantity, service level and health*. Genève, Switzerland: WHO Document Production Services.

Perló-Cohen, M., & González-Reynoso, A. E. (2005). *¿Guerra por el agua en el Valle de México?: estudio sobre las relaciones hidráulicas entre el Distrito Federal y el Estado de México*. México, DF, México: PUEC-Fundación Friedrich Ebert Stiftung.

Sacmex, Sistema de Aguas de la Ciudad de México. (2017). *El Agua - Recurso Natural de Gran Trascendencia para la Vida*. Ciudad de México: Agencia Promotor de Publicaciones.

Sedema, Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. (2016). *Cuidar el agua es cosa de tod@s*. Recuperado de <http://www.cuidarelagua.cdmx.gob.mx/delegacion.html>

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018).

Semarnat. Recuperado de

http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_AGUA01_01&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREENTIDAD=*&NOMBREANIO=*

Semarnat-Conagua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Shivakumar, A. R. (2017). Sustainable water supply strategy for Bangalore - A model for emerging cities in India. *International Journal of Science, Technology and Society*, 6(1), 6-12. <https://doi.org/10.11648/j.ijsts.20180601.12>

Silva, B. N., Khan, M., & Han, K. (2018). Towards sustainable smart cities: A review of trends, architectures, components, and open challenges in smart cities. *Sustainable Cities and Society*, 38, 697-713. <https://doi.org/10.1016/J.SCS.2018.01.053>