



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



**“INUNDACIONES AMBIENTALES EN
HUMEDALES DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO
GRIJALVA”**

TESIS

COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:

**DOCTOR EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y MANEJO DE
SISTEMAS TROPICALES**

PRESENTA

TANIA GUDELIA NUÑEZ MAGAÑA

ASESORES

DR. ADALBERTO GALINDO ALCÁNTARA

DR. CARLOS ALBERTO MASTACHI LOZA

VILLAHERMOSA, CENTRO, TABASCO.

MAYO 2022.



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



TESIS

**“INUNDACIONES AMBIENTALES EN HUMEDALES
DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO GRIJALVA”**

PRESENTA

TANIA GUDELIA NUÑEZ MAGAÑA

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTOR EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y MANEJO DE
SISTEMAS TROPICALES**

DIRECTOR DE TESIS

DR. ADALBERTO GALINDO ALCÁNTARA

DIRECTOR EXTERNO:

DR. CARLOS ALBERTO MASTACHI LOZA

VILLAHERMOSA, CENTRO, TABASCO.

MAYO 2022.



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



PRECURSOR DE LA REVOLUCIÓN MEXICANA

DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN

Villahermosa, Tab., a 09 de Junio de 2022

ASUNTO: Autorización de Modalidad de Titulación

**C. LIC. MARIBEL VALENCIA THOMPSON
JEFE DEL DEPTO. DE CERTIFICACIÓN Y TITULACION
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES
P R E S E N T E**

Por este conducto y de acuerdo a la solicitud correspondiente por parte del interesado, informo a usted, que en base al reglamento de titulación vigente en esta Universidad, ésta Dirección a mi cargo, autoriza a la **C. TANIA GUDELIA NÚÑEZ MAGAÑA** egresada del Doctorado, en **CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES** de la División Académica de **CIENCIAS BIOLÓGICAS** la opción de titularse bajo la modalidad de Tesis de Doctorado denominado: **"INUNDACIONES AMBIENTALES EN HUMEDALES DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO GRIJALVA"**.

Sin otro particular, aprovecho la ocasión para saludarle afectuosamente.

A T E N T A M E N T E


DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR DE LA DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

U.J.A.T.
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



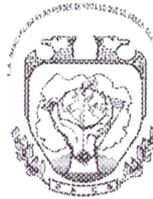
DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente Alumno de la División Académica
C.c.p.- Interesado



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN**

JUNIO 09 DE 2022

**C. TANIA GUDELIA NÚÑEZ MAGAÑA
PAS. DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA Y
MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES
P R E S E N T E**

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales titulado: **"INUNDACIONES AMBIENTALES EN HUMEDALES DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO GRIJALVA"**, asesorado por el Dr. Adalberto Galindo Alcántara y Dr. Carlos Alberto Mastachi Loza, sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado está integrado por el Dr. Rafael Martínez García, Dr. Miguel Ángel Palomeque de la Cruz, Dr. Adalberto Galindo Alcántara, Dr. Rodimiro Ramos Reyes, Dra. Rocío Becerril Piña, Dr. Carlos Alberto Mastachi Loza y Dr. Leonardo Cruz Rosado

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

**ATENTAMENTE
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE**

**DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR**

**U.J.A.T.
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**



DIRECCIÓN

C.c.p.- Expediente del Alumno.
C.c.p.- Archivo

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

CARTA AUTORIZACIÓN

El que suscribe, autoriza por medio del presente escrito a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco para que utilice tanto física como digitalmente el Trabajo Recepcional en la modalidad de Tesis de doctorado denominado: **“INUNDACIONES AMBIENTALES EN HUMEDALES DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO GRIJALVA”**, de la cual soy autor y titular de los Derechos de Autor.

La finalidad del uso por parte de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco el Trabajo Recepcional antes mencionada, será única y exclusivamente para difusión, educación y sin fines de lucro; autorización que se hace de manera enunciativa más no limitativa para subirla a la Red Abierta de Bibliotecas Digitales (RABID) y a cualquier otra red académica con las que la Universidad tenga relación institucional.

Por lo antes manifestado, libero a la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco de cualquier reclamación legal que pudiera ejercer respecto al uso y manipulación de la tesis mencionada y para los fines estipulados en éste documento.

Se firma la presente autorización en la ciudad de Villahermosa, Tabasco a los 09 días del mes de Mayo de dos mil veintidós.

AUTORIZO



TANIA GUDELIA NÚÑEZ MAGAÑA



UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



División
Académica
de Ciencias
Biológicas

Jefatura de Posgrado



Ricardo
Flores
Magón
2022
Año de
Magón
PRECURSOR DE LA REVOLUCIÓN MEXICANA

Villahermosa, Tabasco a 31 de enero de 2022.

M. EN C. TANIA GUDELIA NUÑEZ MAGAÑA
EST. DEL DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA
Y MANEJO DE SISTEMAS TROPICALES
PRESENTE

En cumplimiento de los lineamientos de la Universidad, y por instrucciones de la Dirección de Posgrado, se implementó la revisión de los documentos recepcionales (tesis), a través de la plataforma Turnitin iThenticate para evitar el plagio e incrementar la calidad en los procesos académicos y de investigación en esta División Académica. Esta revisión se realizó en correspondencia con el Código de Ética de la Universidad, el Reglamento General de Estudios de Posgrado, el Código Institucional de Ética para la Investigación y con los requerimientos para los posgrados en el PNPC-CONACyT.

Por este conducto, hago de su conocimiento las observaciones y el reporte de originalidad de su documento de tesis. Con el objetivo de fortalecer y enriquecer el programa de posgrado, la Coordinadora Académica del DEMST, realizó la revisión del documento en la plataforma iThenticate, obteniendo el reporte de originalidad, el índice de similitud y emitió las siguientes sugerencias y recomendaciones para dar seguimiento en el documento de tesis del proyecto de investigación: **"Inundaciones ambientales en humedales de la cuenca baja del río Grijalva"**.

OBSERVACIONES:

1. Existe un índice de similitud del 2% de coincidencias, es decir totalmente bajo. Lo que demuestra el nivel de originalidad del documento y la investigación.
2. El índice de similitud, corresponden a las fórmulas y ecuaciones utilizadas para el análisis dimensional de la estimación de las precipitaciones anuales, caudal y escorrentías, así como a las fuentes primarias de citación de internet específicamente, Crossref que es una agencia oficial de registro de identificadores de objetos digitales de la International DOI Foundation.

KM. 0.5 CARR. VILLAHERMOSA-CÁRDENAS ENTRONQUE A BOSQUES DE SALOYA

Tel. (993) 358-1500 Ext. 6407. Correo e: posgrado.dacbiol@ujat.mx





**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



**División
Académica
de Ciencias
Biológicas**

Jefatura de Posgrado



2022 Flores
Año de Magón
PRECURSOR DE LA REVOLUCIÓN MEXICANA

3. Se adjunta, el reporte de revisión de la tesis a través de la herramienta Turnitin iThenticate.
4. Finalmente, se le solicita a la M. en C. Nuñez Magaña, integrar en la versión final de tesis, este oficio e informe de originalidad, realizado por el Turnitin iThenticate

Sin otro particular al cual referirme, aprovecho la oportunidad para enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"


DR. ALLAN KEITH CRUZ RAMÍREZ
JEFATURA DE POSGRADO

UJAT



**DIVISION ACADEMICA
CIENCIAS BIOLÓGICAS
JEFATURA DE POSGRADO**

C.C.P. Dr. Adalberto Galindo Alcántara. Director de Tesis.

Dr. Carlos Alberto Mastachi Loza. Co-Director.

Archivo

Inundaciones ambientales en humedales de la cuenca baja del río Grijalva

INFORME DE ORIGINALIDAD

2%

ÍNDICE DE SIMILITUD

FUENTES PRIMARIAS

- 1 Yang, Ying, Xinan Yin, and Zhifeng Yang. "Environmental flow management strategies based on the integration of water quantity and quality, a case study of the Baiyangdian Wetland, China", *Ecological Engineering*, 2016. 47 palabras — < 1%
Crossref
- 2 E. Dutra, F. Wetterhall, F. Di Giuseppe, G. Naumann, P. Barbosa, J. Vogt, W. Pozzi, F. Pappenberger. "Global meteorological drought – Part 1: Probabilistic monitoring", Copernicus GmbH, 2014. 41 palabras — < 1%
Crossref Posted Content
- 3 krex.k-state.edu 26 palabras — < 1%
Internet
- 4 "Socio-ecological Studies in Natural Protected Areas", Springer Science and Business Media LLC, 2020. 24 palabras — < 1%
Crossref
- 5 zagan.unizar.es 21 palabras — < 1%
Internet
- 6 Elagib, N.A.. "Major climate indicators of ongoing drought in Sudan", *Journal of Hydrology*, 20111109. 16 palabras — < 1%

DEDICATORIA

A mi familia, por su comprensión, paciencia y apoyo incondicional.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

AGRADECIMIENTOS

Al director de esta tesis, el Dr. Adalberto Galindo por su apoyo y confianza.
Al director externo, el Dr. Carlos Alberto Mastachi Loza y la Dra. Rocío Becerril Piña por su paciencia, dedicación, orientación y por abrirme las puertas del Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua.

Al Dr. Miguel Ángel Palomeque de la Cruz por sus recomendaciones y aportes que me ayudaron a mejorar este trabajo.

A la Dra Silvia del Carmen Ruíz Acosta valiosa ayuda en la revisión del desarrollo de este proyecto.

Al Dr. Leonardo Cruz Rosado por sus recomendaciones acertadas que me ayudaron a mejorar este trabajo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por otorgarme la beca de manutención.

Al Consejo de Ciencia y Tecnológica del estado de Tabasco (CCYTET) por el apoyo económico a través de la convocatoria Apoyo de Actividad Académica de los recursos humanos para la ciencia y tecnología 2022.

A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco por darme la oportunidad de ser parte del programa Programa Institucional de Superación Académica (PISA-01/2018).

Un agradecimiento especial al Dr. Rafael Martínez García por todas sus contribuciones y el tiempo dedicado para mejorar esta tesis. Así como, al secretario general del SPIUJAT el Mtro. Melchor Hernández Hernández.

Sin el apoyo de cada uno de ustedes este trabajo no hubiese sido posible.

Muchas gracias.

Índice de contenidos

Resumen

Abstract

Capítulo 1. Introducción

1.1 ¿Cómo saber cuáles son las necesidades mínimas de los humedales? 4

1.2 Humedales de la Cuenca Baja de río Grijalva (CBRG) 7

1.3 La metodología viable para analizar los humedales de la CBRG 9

1.4 Objetivo general 11

1.5 Objetivos particulares 11

Referencias

Capítulo 2. El caudal ambiental en humedales: Características espaciales y comportamiento en escalas temporales.

Resumen

Abstract

2.1 Introducción 18

2.2 Materiales y métodos 20

2.3 Análisis cualitativo y cuantitativo 21

2.4 Resultados y Discusión 23

2.5 Primer Escenario 27

2.6 Segundo Escenario 27

2.7 Conclusiones 36

Referencias

Capítulo 3. Comportamiento de índices de sequía meteorológica a través de las dimensiones espaciales y temporales

RESUMEN

ABSTRACT

3.1 INTRODUCCIÓN 43

| | |
|---|----|
| 3.2 MATERIALES Y MÉTODOS..... | 44 |
| 3.3 RESULTADOS..... | 44 |
| 3.3.1 Sensibilidad del sistema..... | 46 |
| 3.3.2 Condiciones climáticas y la escala temporal | 48 |
| 3.4 DISCUSIÓN | 49 |
| 3.4.1 Sensibilidad del sistema | 49 |
| 3.4.2 Condiciones climáticas y la escala temporal | 50 |
| 3.5 CONCLUSIONES | 52 |
| Literatura Citada | |

Capítulo 4. Dinámica de inundaciones ambientales en humedales de la Cuenca baja del Rio Grijalva: Enfoque Hidrosatelital

Resumen

Abstract

| | |
|--|----|
| Introducción | 63 |
| Materiales y Métodos | 65 |
| Área de estudio | 65 |
| Conjunto de Datos | 66 |
| Datos de referencia | 66 |
| Método | 66 |
| Pre-procesamiento de imágenes | 67 |
| Selección de píxeles puros | 68 |
| Evaluación de índices MNDWI y MBWI | 68 |
| Extracción de Superficies de Agua | 69 |
| Estimación de años húmedos y secos | 70 |
| Análisis de cambios | 71 |
| Análisis espaciotemporal | 72 |
| Resultados y Discusión | 73 |
| Conclusiones | 82 |

Referencias

Capítulo 5. Discusión General

| | |
|---|----|
| 5.1 Limitantes y trabajos a futuros | 96 |
| 5.2 Recomendaciones | 97 |
| Referencias | |

Índice de tablas

| | |
|--|----|
| Tabla 1.1. Variables que definen la geometría del movimiento por tipo de ecosistema acuático que pueden ser utilizadas para evaluar volúmenes o caudales ambientales | 30 |
| Table 2.1. Frecuencia de los estudios publicados con evaluaciones de I_{DS} por país y la característica dominante | 45 |
| Tabla 2.2. Atributos preliminares de los estudios analizados | 50 |
| Tabla 3.1 | |

Índice de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1.1. Embalse Peñitas de la reserva de la biosfera en la selva Ocote, Chiapas, México | 8 |
| Figura 1.2. Cuerpos lagunares del sitio Ramsar y reserva de la biosfera de los pantanos de Centla, Tabasco, México, a) Laguna "el Viento", ab) Laguna Tasajera | 8 |
| Figura 2.1 Diagrama de flujo de la metodología, c^* : constante, Δt : variaciones en la variable temporal, $[L^3]$: volumen | 20 |
| Figura. 2.2. Laguna de las Ilusiones, situada $17^{\circ}59'22''$ N, $92^{\circ}55'51''$ O y río Carrizal situado a $18^{\circ}1'15''$ N, $92^{\circ}57'14''$ O. Fuente: ArcGIS 10.2 | 22 |
| Figure 2.3. Humedal estuarino Dos Bocas, situado a $18^{\circ}26'45''$ N, $93^{\circ}11'45''$ E. Fuente: ArcGIS 10.2..... | 23 |
| Figura 2.4. Cambios en caudal en tiempos cortos y largos ($t_1 \geq 1y$ $t_2 \gg 1$) al mantener constante $[L^3]$ | 26 |
| Figura 2.5. Cambios en Q para periodos de tiempo cortos y largos ($t_1 \geq 1y$ $t_2 \gg 1$) al variar $[L^3]$ | 34 |
| Figure 3.1. Frecuencia porcentual de los índices aplicados para la detección de sequías meteorológicas. | 45 |
| Figure 3.2. Evaluaciones elaborado a partir de Mishra et al. 2009 con alta variabilidad espacial ... | 50 |
| Figura 4.1. Localización del área de la Cuenca baja del Rio Grijalva (CBRG) en México y superficies de agua permanente | 65 |
| Figura 4.2. Diagrama de flujo de la metodología | 67 |
| Figure 4.2.1 (a-e). Humedales de mayor importancia ecológica en la CBRG: (a) Vientos, (b) Ismate-Chilapilla, (c) Tasajera, (d) Vigía y (e) Peñitas | 72 |
| Figura 4.3. Ejemplo ilustrativo de los resultados del mapeo las superficies de agua: (a) Imagen Landsat 4-5 TM original 22/47, (b) Imagen Landsat 8 OLI original 22/47, (c) Imagen Landsat 4-5 TM | |

| | |
|--|----|
| original 22/48, d) Imagen Landsat 8 OLI original 22/48, (e) Índice de agua MNDWI en Landsat 4-5 TM 22/47, (f) Índice de agua MBWI en Landsat 8 OLI 22/47, (g) Índice de agua MNDWI en Landsat 4-5 TM 22/48, (h) Índice de agua MBWI en Landsat 8 OLI 22/48, (i) Extracción de superficies de agua en Landsat 4-5 TM 22/47, (j) Extracción de superficies de agua en Landsat 8 OLI 22/47, (k) Extracción de superficies de agua en Landsat 4-5 TM 22/47, (l) Extracción de superficies de agua en Landsat 8 OLI 22/48 | 74 |
| Figura 4.4. Tendencia de los índices evaluados en cada tipo de clasificación: (a) Resultados obtenidos para las imágenes Landsat 4-5TM cuadrante 2247; (b) Resultados obtenidos para las imágenes Landsat 4-5TM cuadrante 2248; (c) Resultados obtenidos para las imágenes Landsat 8 OLI cuadrante 2247; (d) Resultados obtenidos para las imágenes Landsat 4-5TM cuadrante 2247.. | 75 |
| Figura 4.5. Imágenes booleanas (a) Lv: Laguna “EL viento” (19970512 landsat 4-5), (b) Vi: Laguna “Vigía” (20010421 landsat 4-5), (c) Ta: Laguna “Tasajera” (19980208, landsat 4-5), (d) Laguna “Ismate-Chilapilla” (19970221, landsat4-5), (e) P: Embalse “Peñitas” (19970104, landsat4-5) | 76 |
| Figura 4.6 a) La frecuencia de años húmedos o secos de acuerdo con la severidad definida por el índice SPI en los cuerpos lagunares seleccionados, (b) Resultados de la severidad definida por el índice R_D | 76 |
| Figura 4.7. Ajuste de curvas a) polinomial de orden 2, b) polinomial de orden 3 | 77 |
| Figura 4.8. Comportamiento del índice SPI y el área en función del tiempo, aquí se señala con línea punteada roja la ocurrencia de eventos meteorológicos | 78 |
| Figura 4.9. Prueba de bondad de ajuste: Normal $AD=0.280$, valor $p=0.625$ | 78 |
| Figura 4.10. Curva de mayor ajuste. (a) Ismate-Chilapilla, (b) El viento, (c) Vigía, (d) Tasaje y (e) Peñitas | 79 |
| Figura 4.11. Probabilidades de inundación en Peñitas para periodos de retorno $Tr= 2,5$ y 10 años | 83 |
| Figura 4.12. Probabilidades de inundación en Ismate-Chilapilla para periodos de retorno $Tr= 2,5,10$ y 20 años | 84 |
| Figura 4.13. Probabilidades de inundación en “El viento” para periodos de retorno $Tr= 2,5,10$ y 70 años | 85 |
| Figura 4.14. Probabilidades de inundación en Vigía para periodos de retorno $Tr= 2,5,10$ y 50 años | 86 |
| Figura 4.15. Probabilidades de inundación en Tasajera para periodos de retorno $Tr= 2,5,10$ y 30 años | 87 |

Resumen

El manejo de los caudales ambientales ha sido extensamente reconocido por científicos y gestores, convirtiéndose en uno de los componentes más importantes en gestión, planificación y asignación del recurso hídrico. Existen muchos métodos para la evaluación del caudal ambiental, la mayor parte de los cuales se enfoca en simples estándares de caudal ambiental o la relación teórica entre causa-efecto entre regímenes del flujo y especies en amenaza. Sin embargo, las evaluaciones tradicionales pueden no ser viables para ecosistemas con deterioros en el flujo y la calidad del agua. Al ignorar las relaciones entre estos factores y la respuesta ecológica a través de la variación de los niveles del agua, las prácticas de manejo pueden equivocarse y dirigir el ecosistema a la degradación.

Además, una confusión entre el uso de las magnitudes volumen y caudal para precisar las características de las masas de agua en entornos naturales conducen a un inadecuado concepto, razonamiento e implemento del caudal ecológico en ecosistemas con bajas velocidades de movimiento, tales como, los ecosistemas lenticos e hiporréicas por mencionar algunos.

Este documento ofrece las herramientas para entender las características espaciotemporales e hidrológicas de los humedales de la cuenca baja de Río Grijalva en respuesta en el tiempo y proporciona recomendaciones científicas para la gestión de volúmenes ambientales en humedales.

Abstract

Environmental flow management has been widely recognized by scientists and managers, becoming one of the most important components in water resource management, planning and allocation. There are many methods for assessing environmental flow, most of which focus on simple environmental flow standards or the theoretical cause-effect relationship between flow regimes and endangered species. However, traditional assessments may not be feasible for ecosystems with deteriorating water flow and quality. By ignoring the relationships between these factors and the ecological response through changing water levels, management practices can err and lead the ecosystem to degradation.

In addition, confusion between the use of volume and flow quantities to determine the characteristics of water bodies in natural environments leads to an inadequate concept, reasoning and implementation of ecological flow in ecosystems with low velocity of movement, such as the lentic and hipporrheic ecosystems to mention a few.

This document provides the tools to understand the spatiotemporal and hydrological characteristics of wetlands in the lower watershed of the river Grijalva basin in response to time and provides scientific recommendations for the management of environmental volumes in wetlands.

Capítulo 1. Introducción

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Introducción

El contenido de este capítulo señala expresa la relevancia que tiene el implemento del caudal ecológico sobre los ecosistemas acuáticos, en específico el significa que adquieren en los humedales. Esto, con la finalidad de determinar la dinámica de los patrones naturales de inundación en el tiempo de los humedales de la Cuenca Baja de Río Grijalva (1986-2018). Finalmente, se presenta la metodología viable para el análisis, objetivo principal y específicos.

¿Cómo saber cuáles son las necesidades mínimas de los humedales?

El ciclo del agua es un proceso biofísico que necesita desde el funcionamiento saludable en humedales marinos hasta los pastizales para la gestión sostenible del agua y la atenuación de desastres naturales (Liu et al., 2013; ONU, 2018). La restauración del caudal ecológico minimiza los impactos negativos sobre ecosistemas acuáticos y mejoran su integridad (Díaz-Delgado et al., 2016; Yin et al., 2012).

El caudal ecológico es sinónimo del término caudal ambiental (NMX-AA-159-SCFI-2012, 2012). Este se define como, el agua que se deja correr en un ecosistema fluvial o el caudal que se libera dentro de él (García-Barrón et al., 2018) y cuenta con dos bases científicas fundamentales, ampliamente utilizadas en todo el mundo. La primera, desde la perspectiva hidrológica y manejo del agua, se supone la estacionalidad del clima, suposición que se ha debilitado por el cambio climático y la segunda, los sistemas naturales persisten dentro de un rango de variación en los estados ecológicos (Milly et al., 2008; Sharma, Dutta, and Kumar, 2016). Es decir, los humedales para mantener el ecosistema en un estado de

equilibrio experimentan un rango de variación en sus índices fisicoquímicos, hidromorfológicos y biológicos para diferentes años hidrológicos.

Establecer un caudal mínimo o máximo no es acertado, puesto que, en pastizales y humedales ribereños, la morfología, las funciones y adaptación de la biota dependen de las variaciones temporales en los caudales naturales (Lytle and Poff, 2004; Richter et al., 1996).

Los métodos más recientes para determinar el caudal ecológico están dirigidos a predecir el comportamiento de las especies como resultado de las variaciones del flujo del agua (Arthington et al., 2006). Además, realizan predicciones de las alteraciones del hábitat debido a modificaciones en el caudal (Hughes et al., 2014; Warner et al., 2014). Aquí, se aclara que los modelos solo explican alteraciones de los hábitats y especies estudiadas. Aún faltan modelos que expliquen las alteraciones a nivel regional o que permitan generalizar los resultados a otras áreas geográficas (Webb et al., 2017).

A lo largo del ciclo hidrológico los humedales almacenan y transportan el agua para desencadenar funciones como reproducción, hábitats, áreas de crianza, refugio y alimento que indiscutiblemente son de gran valor ecológico para la biodiversidad que albergan (Conabio, 2009; Conanp, 2007; SEMARNAT, 2008; Smith and Leo Smith, 2007). La cuenca baja del Rio Grijalva (área de estudio) posee altos índices de biodiversidad (Ramsar, 2017). En ella se albergan 20mil especies de las cuales 500 están en riesgo, 137 especies nativas de flora y fauna. Las especies de mayor riesgo son la cigüeña jabirú (*Jabirú mycteria*), la mojarra castarrica (*Cichlasoma urophthalmus*) y el bagre lacandón (*Potamarius Nelsoni*) (DOF, 2018), estos dependen directamente del régimen hidrológico de sus ríos y humedales. Por lo que, examinar los mecanismos de interacción entre el flujo, la carga de nutrientes y el estado del ecosistema a través de diferentes escenarios

ayuda a entender el ecosistema holístico (Yang et al., 2016) y otorgan información acerca del funcionamiento y consecuentemente sus necesidades mínimas.

La integración de atributos e índices sólidos de los ecosistemas es valiosa para determinar estrategias de caudales ecológicos que otorguen protección a los ecosistemas de humedales (Yang et al., 2016). Tales como, el índice de estructural Eco-exergía (Exst), índice de funcionamiento del ecosistema Eco-exergía (Ex), las proporciones que existen entre la producción primaria/ respiración total (TPP/TR) y la variación de biomasa total del sistema/ producción del sistema (TB/SP) (Jørgensen et al., 2005; Odum, 1969). Aquí, TPP/TR y TB/SP son cantidades adimensionales.

La madurez del ecosistema se mide con TPP/TR, cuando la producción primara excede la respiración total $TPP/TR > 1$, entonces el ecosistema tiene un desarrollo temprano, en caso contrario $TPP/TR < 1$, aquí el ecosistema sufre de enfermedades, para $TPP/TR \approx 1$ el ecosistema es maduro (Odum, 1969) El cociente TPP/TR siempre es mayor a cero. La TB/SP mide el estado de sucesión del ecosistema, esta relación alcanza el máximo en etapas maduras del ecosistema, ocurre cuando en las especies seleccionadas la producción de una es mayor que la otra, entonces TB/SP es mayor (Odum, 1969). La Ex es un índices holístico robusto de salud ecológica y desarrollo (Jørgensen et al., 2005). Esta señalada el desarrollo de un ecosistema y que tan difícil será destruirlo, en ecosistemas sanos Ex adquiere valores muy altos (Yang et al., 2016). La Exst mide la capacidad que tiene un ecosistema para utilizar los recursos disponibles (Jørgensen, 1995) , este índice señala que especie tiene mayor capacidad de almacenamiento de energía, consecuentemente de sobrevivir (Jørgensen et al., 2005).

La evaluación del caudal ecológico a través de métodos holísticos refleja las relaciones que existen entre la alteración del caudal, modificación del hábitat y respuestas de las especies (Poff et al., 2017). Entonces, el acoplamiento de la evaluación de los índices anteriores con variaciones del flujo señala el estado de los humedales. Sin embargo, los posibles impactos del cambio climático pueden afectar

el régimen de flujo y probablemente afecte la integridad del ecosistema (Papadaki et al., 2016). Por lo que, aun se necesita evaluar la sensibilidad de los componentes del régimen de flujo ante el cambio climático y las intervenciones humanas en el ciclo hidrológico, para señalar la vulnerabilidad de los humedales al cambio climático y cambios ambientales derivados de las actividades humanas.

El gran reto para la determinación del caudal ecológico bajo una metodología holística es la limitada información biológica, hidrológica y ecológica previa a la ocurrencia de alteraciones en el hábitat dentro del área de estudio (Carlisle et al., 2011; Olden et al., 2014; Poff et al., 2017).

En México no existen registros propuestas de manejo del caudal ambiental realizado en humedales. Razón por la cual, es necesario implementar mecanismos para equilibrar el manejo, alcanzar el potencial ecológico en aguas de transición y reducir los desastres naturales por eventos hidrometeorológicos. Además, las políticas y programas en el marco de lo dispuesto por la Ley de Aguas Nacionales necesitan contar con la caracterización hidrológica y herramientas para el manejo integral y conservación de los humedales en esta región, la zona costera y marina.

Humedales de la Cuenca Baja de Río Grijalva (CBRG)

La extensión de los humedales de la cuenca baja de Río Grijalva (CBRG) cuenta con una alta importancia ecológica, presencia de áreas naturales protegidas (NMX-AA-159-SCFI-2012, 2012) (Figura 1.1), sitios RAMSAR (Figura 1.2), representa el 49% del territorio del estado de Tabasco, México, con una densidad poblacional anual de 97 hab/km² según el Instituto Nacional de Estadística (INEGI, 2020), obras de regulación de flujo (Mendoza et al., 2019) y desvíos de cauces (Arreguín-Cortés et al., 2014), que convierten al sitio como relevante el implemento de medidas que promuevan la conservación.

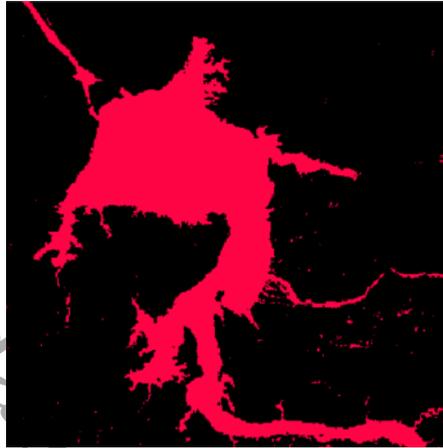


Figura 1.1. Embalse Peñitas de la reserva de la biosfera en la selva Ocote, Chiapas, México.



Figura 1.2. Humedales del sitio Ramsar y reserva de la biosfera de los pantanos de Centla, Tabasco, México, a) Humedal “el Viento”, ab) Humedal Tasajera.

El escurrimiento de la zona de estudio es sometido a estrés hidráulico debido a interés económicos. Donde, el 98.2% del volumen concesionado de la cuenca Grijalva es destinado para producir electricidad y solo el 1.8% para consumo humano, de los cuales el 54.4% es destinado para el sector agrícola y el 33.7% para el sector público urbano (DOF, 2018). Aquí, la presión de uso del agua aguas arriba es de 59.06%, mientras que en la planicie es de 15.76%. Estos porcentajes indican que la presión de uso del agua es alta y mediana (NMX-AA-159-SCFI-2012, 2012) respectivamente.

El volumen concesionado ha incrementado de las aguas superficiales y subterráneas en los últimos 11 años (Registro Público de Derechos de Agua (REPDA), 2017). En este periodo el volumen de las aguas superficiales concesionado para usos consuntivos ha tenido un incremento de 21.13%.

La única información biológica más cercana al área de estudio fueron los registros de fitoplancton en la cuenca del río Tonalá y río-Grijalva-Usumacinta por (Esqueda-Lara et al., 2016), quienes reportaron 129 morfoespecies de 6 grupos taxonómicos: Cyanophyta (Cyanoprocarvota), Bacillariophyta, Chlorophyta, Cryptophyta, Euglenophyta (Euglenozoa) y Dinophyta (Dinoflagellata). Donde, 13 especies son tóxicas y 42 indicadoras de contaminación. Hasta el momento no se encuentran registros de identificación de fitoplancton y zooplancton en el resto del área de estudio, ni en regiones adyacentes.

En el área de estudio solo se cuenta con el estudio realizado en el tramo formado por la Presa Peñitas hasta la bifurcación de los ríos Carrizal y Samaria de la subcuenca del río Mezcalapa (Domínguez-Sánchez et al., 2015). A través de dos metodologías estimaron el caudal ambiental. La primera, indicador de alteración hidrológica (IHA-RVA, por sus siglas en inglés) y la segunda, metodología del apéndice normativo B de la NMX-AA-159-SCFI-2012.

Domínguez-Sánchez et al. (2015) demostraron que existe una alteración mensual en épocas de avenidas y secas, donde flujo disminuye un 300% y aumenta un 60% respectivamente. Este caudal ecológico ofrece las características hidráulicas para rehabilitar el escurrimiento en el tramo dejando para estudios posteriores la respuesta de una especie de interés ante las características hidráulicas del flujo. No obstante, este estudio está centrado únicamente en un fragmento del ecosistema fluvial del área en estudio.

La metodología viable para analizar los humedales de la CBRG

El análisis de imágenes satelitales a través de metodologías de teledetección óptica permite detectar y cuantificar potencialmente las transferencias radiométricas en los sistemas (agua, suelo, atmósfera, vegetación, etc.) que absorben o dispersan la radiación. Esta es una herramienta eficaz para la observación de las superficies

de agua a cualquier escala (Zhang et al., 1997). Los modelos de observación que esta proporciona permite evaluar las relaciones espaciotemporales (Damm et al., 2018; Huang et al., 2018). Las imágenes Landsat normalizadas radiométricamente son fuentes de datos de las más utilizadas para identificar y analizar los cambios de superficies de agua (Acharya et al., 2019; Mueller et al., 2016; Sheng et al., 2016; X. Wang et al., 2018; Yao et al., 2018).

El acceso a estas fuentes de información para cualquier parte del mundo es una de las grandes ventajas que ofrece la teledetección óptica. Además, las imágenes satelitales han mostrado ser eficientes en el monitoreo de las aguas superficiales (Belluco et al., 2006; Shanmugam et al., 2006) y diferenciación de masas de agua (Baker et al., 2006; Xu, 2006). Por esta razón, varios estudios han recurrido a la teledetección óptica para evaluar y predecir los daños causados por inundaciones (Jain et al., 2005; Overton, 2005). Sin embargo, las características físicas del agua como la profundidad y la turbidez dificultan identificar con precisión la extensión de aguas superficiales poco profundas a través de los modelos de teledetección (Jain et al., 2005).

Los sensores de teledetección cuentan con imágenes desde 1972 (Röder et al., 2005). Esto deja al alcance información espacial y temporal de cualquier lugar. Consecuentemente, las imágenes Landsat se convierten en una herramienta útil para los estudios de cambio de cobertura terrestre (Wang et al., 2006). Por lo que, esta herramienta permite construir los patrones históricos espaciales y temporales de inundaciones a través de un monitoreo sistemático a largo plazo, así como predecir las tendencias temporales (Díaz-Delgado et al., 2016). A través de ella podemos estimar el régimen de inundaciones e hidroperíodo. Este último es un indicador ecológico crítico que define los patrones de zonación, la distribución de los animales acuáticos y el hábitat disponible (Alcorlo et al., 2014; Tarr and Babbit, 2007).

Una de las metodologías para estimar el caudal ecológico del área de estudio a través del implemento de sistemas de información geográfica es la construcción de una serie de tiempo. Esta consiste en analizar la dinámica espaciotemporal de las superficies de agua CBRG a partir de imágenes espectrales Landsat 4-5 TM y Landsat 8 OLI aplicando índices de agua (Du et al., 2014; Feyisa et al., 2014; X. Wang et al., 2018) para la extracción de las superficies de agua y la exploración de la dinámica de los patrones naturales de inundación en el tiempo (1986-2018). Este análisis contribuirá a un mejor entendimiento de la salud de humedales en respuesta a las variaciones de los volúmenes ambientales y aportes de precipitación en el tiempo.

Objetivo general

Analizar la dinámica espaciotemporal en los humedales de la cuenca baja Rio Grijalva (CBRG) a partir de imágenes espectrales Landsat 4-5 TM y Landsat 8 OLI de 1986 a 2018.

Objetivos particulares

1. Demostrar que existe confusión en el uso de las magnitudes volumen y caudal para precisar las características de las masas de agua en entornos naturales que conducen a un inadecuado concepto, razonamiento e implemento del caudal ecológico en humedales con ecosistemas fluviales, ribereños, estuarinos, marinos, hiporréicas y lénticos.
2. Demostrar que los índices de sequía meteorológica más utilizados tienen un comportamiento intensivo, impactan negativamente en la estimación de las singularidades de una seca meteorológica.

3. Determinar las características del proceso hidrológico en 39 años continuos en la cuenca baja del Rio Grijalva mediante la evaluación de índices de anomalía estandarizada.
4. Utilizar índices de agua (MNDWI, MBWI) para la extracción de las superficies de agua y la exploración de la dinámica de los patrones naturales de inundación en el tiempo (1986-2018).

Referencias

- Acharya, T. D., Subedi, A., Huang, H., and Lee, D. H. (2019). Application of Water Indices in Surface Water Change Detection Using Landsat Imagery in Nepal. *Sensors and Materials*, 31(5), 1429. <https://doi.org/10.18494/SAM.2019.2264>
- Arreguín-Cortés, F. I., Rubio-Gutiérrez, H., Domínguez-Mora, R., and Luna-Cruz, F. de. (2014). Análisis de las inundaciones en la planicie tabasqueña en el periodo 1995-2010. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 5(3), 05–32.
- Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L., and Naiman, R. J. (2006). The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications*, 16(4), 1311–1318.
- Baker, C., Lawrence, R., Montagne, C., and Patten, D. (2006). Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models. *Wetlands*, 26(2), 465.
- Belluco, E., Camuffo, M., Ferrari, S., Modenese, L., Silvestri, S., Marani, A., and Marani, M. (2006). Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 105(1), 54–67.
- Carlisle, D. M., Wolock, D. M., and Meador, M. R. (2011). Alteration of streamflow magnitudes and potential ecological consequences: A multiregional assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(5), 264–270.
- CONABIO, *Comisión Nacional Para El Conocimiento y Uso de La Biodiversidad*. (2009). Manglares de México: Extensión y distribución. 100.
- CONANP, *Comisión Nacional de Áreas Protegidas*. (2007). Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas 2007-2012. *México DF-México*. 50.
- Damm, A., Paul-Limoges, E., Haghghi, E., Simmer, C., Morsdorf, F., Schneider, F. D., van der Tol, C., Migliavacca, M., and Rascher, U. (2018). Remote sensing of plant-water relations: An overview and future perspectives. *Journal of Plant Physiology*, 227, 3–19. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2018.04.012>
- Díaz-Delgado, R., Aragonés, D., Afán, I., and Bustamante, J. (2016). Long-Term Monitoring of the Flooding Regime and Hydroperiod of Doñana Marshes with Landsat Time Series (1974–2014). *Remote Sensing*, 8(9), 775. <https://doi.org/10.3390/rs8090775>
- DOF. (2018). *DOF - Diario Oficial de la Federación*. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5518766andfecha=10/04/2018
- Domínguez-Sánchez, T. A., Lomelí-Meza, J., Ibáñez-Castillo, L. A., and Balandra, M. A. G. (2015). *DETERMINACIÓN DE CAUDAL ECOLÓGICO DEL RÍO MEZCALAPA EN BASE A LA NORMA MEXICANA NMX-AA-159-SCFI-2012 CON CONSIDERACIONES HIDROLÓGICAS E HIDRÁULICAS*.
- Du, Z., Li, W., Zhou, D., Tian, L., Ling, F., Wang, H., Gui, Y., and Sun, B. (2014). Analysis of Landsat-8 OLI imagery for land surface water mapping. *Remote Sensing Letters*, 5(7), 672–681. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2014.960606>

- Esqueda-Lara, K., Sánchez, A. de J., Valdés-Lagunes, G., Salcedo, M. Á., Franco-Torres, A. E., and Florido, R. (2016). Fitoplancton en el humedal tropical Chaschoc en la cuenca baja del río Usumacinta. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(4), 1177–1188. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.10.015>
- Feyisa, G. L., Melby, H., Fensholt, R., and Proud, S. R. (2014). Automated Water Extraction Index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 140, 23–35. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.029>
- García-Barrón, L., Morales, J., and Sousa, A. (2018). A new methodology for estimating rainfall aggressiveness risk based on daily rainfall records for multi-decennial periods. *Science of The Total Environment*, 615, 564–571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.305>
- Gardner, R. C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C. M., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D., Rosenqvist, A., and Walpole, M. (2015). State of the World's Wetlands and Their Services to People: A Compilation of Recent Analyses. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2589447>
- Huang, C., Chen, Y., Zhang, S., and Wu, J. (2018). Detecting, Extracting, and Monitoring Surface Water from Space Using Optical Sensors: A Review. *Reviews of Geophysics*, 56(2), 333–360. <https://doi.org/10.1029/2018RG000598>
- Hughes, D. A., Desai, A. Y., Birkhead, A. L., and Louw, D. (2014). A new approach to rapid, desktop-level, environmental flow assessments for rivers in South Africa. *Hydrological Sciences Journal*, 59(3–4), 673–687.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Tabasco. México*.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2020). *Bienvenidos a Cuéntame de México*. <http://cuentame.inegi.org.mx/default.aspx>
- Jain, S. K., Singh, R. D., Jain, M. K., and Lohani, A. K. (2005). Delineation of flood-prone areas using remote sensing techniques. *Water Resources Management*, 19(4), 333–347.
- Jørgensen, S. E. (1995). The application of ecological indicators to assess the ecological condition of a lake. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 1(3), 177–182.
- Jørgensen, S. E., Xu, F.-L., Salas, F., and Marques, J. C. (2005). Application of indicators for the assessment of ecosystem health. In *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health* (pp. 27–88). CRC Press.
- Liu, H., Zhang, K., Li, Y., and Xie, L. (2013). Numerical study of the sensitivity of mangroves in reducing storm surge and flooding to hurricane characteristics in southern Florida. *Continental Shelf Research*, 64, 51–65. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.05.015>
- Lytle, D. A., and Poff, N. L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(2), 94–100.
- Mendoza, A., Soto-Cortés, G., Priego-Hernández, G., and Rivera-Trejo, F. (2019). Historical description of the morphology and hydraulic behavior of a bifurcation in the lowlands of the Grijalva River Basin, Mexico. *CATENA*, 176, 343–351. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.01.033>
- Mueller, N., Lewis, A., Roberts, D., Ring, S., Melrose, R., Sixsmith, J., Lymburner, L., McIntyre, A., Tan, P., Curnow, S., and Ip, A. (2016). Water observations from space: Mapping surface water from 25 years of Landsat imagery across Australia. *Remote Sensing of Environment*, 174, 341–352. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.11.003>
- NMX-AA-159-SCFI-2012. (2012). *Norma mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012 que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas*. <http://bibliotecasibe.ecosur.mx/sibe/book/000054645>
- Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*, 164(3877), 262–270. Scopus. <https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262>
- Olden, J. D., Konrad, C. P., Melis, T. S., Kennard, M. J., Freeman, M. C., Mims, M. C., Bray, E. N., Gido, K. B., Hemphill, N. P., and Lytle, D. A. (2014). Are large-scale flow experiments informing the science and management of freshwater ecosystems? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(3), 176–185.
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2018). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2018: Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua; 2018*. 168.

- Overton, I. C. (2005). Modelling floodplain inundation on a regulated river: Integrating GIS, remote sensing, and hydrological models. *River Research and Applications*, 21(9), 991–1001.
- Papadaki, C., Soulis, K., Muñoz-Mas, R., Martínez-Capel, F., Zogaris, S., Ntoanidis, L., and Dimitriou, E. (2016). Potential impacts of climate change on flow regime and fish habitat in mountain rivers of the south-western Balkans. *Science of The Total Environment*, 540, 418–428. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.134>
- Poff, N. L., Tharme, R. E., and Arthington, A. H. (2017). Evolution of environmental flows assessment science, principles, and methodologies. In *Water for the environment* (pp. 203–236). Elsevier.
- Ramsar. (2017). *Wentlands: Our natural safeguard against disasters*. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/wwd2017_presentation_e.pdf
- Registro Público de Derechos de Agua (REPGA). (2017). *Sistema Nacional de Información del Agua | SINA*. <http://sina.conagua.gob.mx/sina/index.php>
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., and Braun, D. P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4), 1163–1174.
- Röder, A., Kuemmerle, T., and Hill, J. (2005). Extension of retrospective datasets using multiple sensors. An approach to radiometric intercalibration of Landsat TM and MSS data. *Remote Sensing of Environment*, 95(2), 195–210.
- SEMARNAT. (2008). *Estrategia Nacional para la Participación Ciudadana en el Sector Ambiental (ENAPCi)*. México. http://centro.paot.org.mx/documentos/semarnat/ENAPCi_2sep08.pdf
- Shanmugam, P., Ahn, Y.-H., and Sanjeevi, S. (2006). A comparison of the classification of wetland characteristics by linear spectral mixture modelling and traditional hard classifiers on multispectral remotely sensed imagery in southern India. *Ecological Modelling*, 194(4), 379–394.
- Sheng, Y., Song, C., Wang, J., Lyons, E. A., Knox, B. R., Cox, J. S., and Gao, F. (2016). Representative lake water extent mapping at continental scales using multi-temporal Landsat-8 imagery. *Remote Sensing of Environment*, 185, 129–141. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.041>
- Smith, T. M., and Leo Smith, R. (2007). *Ecología* (Sexta edición). España. Pearson Educación. 776.
- Tarr, M., and Babbitt, K. (2007). The importance of hydroperiod in wetland assessment. *University of New Hampshire Cooperative Extension, Durham*.
- Wang, X., Xie, S., Zhang, X., Chen, C., Guo, H., Du, J., and Duan, Z. (2018). A robust Multi-Band Water Index (MBWI) for automated extraction of surface water from Landsat 8 OLI imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 68, 73–91. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.01.018>
- Wang, Z., Zhang, B., Zhang, S., Li, X., Liu, D., Song, K., Li, J., Li, F., and Duan, H. (2006). Changes of land use and of ecosystem service values in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112(1–3), 69–91.
- Warner, A. T., Bach, L. B., and Hickey, J. T. (2014). Restoring environmental flows through adaptive reservoir management: Planning, science, and implementation through the Sustainable Rivers Project. *Hydrological Sciences Journal*, 59(3–4), 770–785.
- Webb, J. A., Arthington, A. H., and Olden, J. D. (2017). Models of ecological responses to flow regime change to inform environmental flows assessments. In *Water for the Environment* (pp. 287–316). Elsevier.
- Xu, H. (2006). Modification of normalized difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 27(14), 3025–3033.
- Yang, Y., Yin, X., and Yang, Z. (2016). Environmental flow management strategies based on the integration of water quantity and quality, a case study of the Baiyangdian Wetland, China. *Ecological Engineering*, 96, 150–161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.018>
- Yao, F., Wang, J., Wang, C., and Cretaux, J. F. (2018). Constructing high-frequency time series of global lake and reservoir storage changes using Landsat imagery and radar altimetry. *AGU Fall Meeting Abstracts*.
- Zhang, M., Ustin, S. L., Rejmankova, E., and Sanderson, E. W. (1997). Monitoring Pacific coast salt marshes using remote sensing. *Ecological Applications*, 7(3), 1039–1053.

Capítulo 2 (Artículo)

Nombre del artículo: El caudal ambiental en humedales: características espaciales y comportamiento en escalas temporales

Revista: CienciaUAT (Universidad Autónoma de Tamaulipas)

Fecha de envío: **25 de noviembre de 2021**

Característica de la revista:

La revista CienciaUAT está indizada en Latindex, Ebsco, Copernicus, Cab Abstracts, Periódica, MIAR, Actividad Iberoamericana, Dialnet, AGRICOLA, DOAJ, REDIB, Open Science Directory, Google académico, Copac, OCLC WorldCat, Academia, ERIH PLUS, Western Theological Seminary, SHERPA/ROMEO, ¿Dónde lo público?, The Knowledge Network, Scribd, SciELO-México, **Web of Science**, Redalyc, iresie, **Conacyt** y LILACS.

ISSN impreso: 2007-2571 y ISSN electrónico: 2007-785.

Temática: Revista científica multidisciplinaria con periodicidad semestral (enero-junio, julio-diciembre).

Editor (es): Dr. José Alberto Ramírez de León

Tipo de revisión: Por pares.

The screenshot displays the 'Envíos' (Submissions) section of the CienciaUAT website. At the top, there are navigation links for 'Español (España)', 'Ver el sitio', and the user profile 'tnunezmagana'. Below the header, the 'Envíos' section is active, showing 'Mi lista' (1) and 'Archivos'. A search bar is present with the text 'Buscar' and a 'Nuevo envío' button. The main content area, titled 'Mis envíos asignados', lists one submission: '1657 Nuñez Magaña et al. El caudal ambiental en humedales: Características espaciales y comportamiento en escalas temporales'. The submission has a 'Revisión' status and a dropdown menu. The footer indicates the platform is 'Platform & workflow by OJS / PKP'.

Capítulo 2. El caudal ambiental en humedales

El caudal ambiental en humedales: Características espaciales y comportamiento en escalas temporales

Environmental flow in wetlands: Spatial characteristics and behavior temporal scales

T. G. Núñez Magaña^{1*}, M.A. Palomeque-De la Cruz¹

¹Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5 S/N, Entronque a Bosques de Saloya. CP. 86150, Tabasco, México.

*Autor de correspondencia: Tania.nunez@ujat.mx

RESUMEN

El caudal ambiental es una herramienta ampliamente utilizada para la conservación integral de los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, las características de las masas de agua en entornos naturales describen una amplia variedad de funciones, procesos fisicoquímicos y servicios ambientales que varía de acuerdo con el tipo de ecosistema acuático, por lo que el razonamiento de las características de las masas de agua es fundamental para el implemento del caudal ambiental. El objetivo del presente trabajo fue realizar un análisis dimensional de la magnitud física caudal. Se analizó el comportamiento del caudal a través de la exploración de un cambio en la escala temporal entre periodos de tiempos cortos ($t \geq 1$) y largos ($t \gg 1$) bajo dos escenarios: primero, la representación del caudal sin aportaciones al volumen y el segundo, representación de eventos hidrometeorológicos a través de aportaciones del volumen sobre el caudal. Se encontró evidencia de confusiones entre la magnitud volumen y caudal, que indiscutiblemente ocasionan errores en el diseño del caudal ambiental; además, se demostró que las variaciones en la escala temporal describen físicamente diferentes escenarios que modifican el concepto caudal ambiental. Se concluye que, la falta de procedimientos analíticos en la descripción de las características de las masas de agua en entornos naturales origina una errónea conceptualización,

implementación y dan paso a generalizaciones del término caudal ambiental en los ecosistemas acuáticos en recientes investigaciones. Diferenciar las dimensiones del caudal y volumen evitará razonamientos equivocados de la naturaleza de las masas de agua, consecuentemente implementaciones erradas del caudal ambiental en ecosistemas acuáticos. La visualización y diferenciación de la geometría del movimiento del agua en los ecosistemas como, fluviales, ribereños, estuarinos, marinos, y aguas hiporréicas permitieron asignar el término volúmenes ambientales en ecosistemas lénticos y el término “caudal ambiental” en ecosistemas con aguas dinámicas o ecosistemas lóticos.

PALABRAS CLAVE: caudal ambiental, volumen, análisis dimensional, humedales, ecosistemas acuáticos.

Abstract

Environmental flow is a widely used tool for the integral conservation of aquatic ecosystems. However, the characteristics of water bodies in nature environments describe a wide variety of functions, physicochemical processes and environmental services that vary according to the type of aquatic ecosystem, so the reasoning of the characteristics of water bodies is fundamental for the implementation of environmental flow. The aim of this work was to perform a dimensional analysis of the physical quantity of flow. Flow behaviour was analyzed by exploring a change in the time scale between short ($t \geq 1$) and long ($t \gg 1$) time periods under two scenarios: first, the representation of the flow without contributions to the volume and the second, the representation of hydrometeorological events by means of contributions of the volume over the flow. Evidence of confusions between volume and flow magnitude was found, which unquestionably cause errors in the design of the environmental flow; in addition, it was shown that variations in the time scale physically describe different scenarios that modify the environmental flow concept. It is concluded that the lack of analytical procedures in describing the characteristics of water of bodies in natural environments leads to an erroneous conceptualization, implementation and gives way to generalizations of the term environmental flow in aquatic ecosystems in recent research. Differentiating the dimensions of flow and

volume will prevent misreasoning of the nature of water bodies, resulting in incorrect implementations of environmental flow in aquatic ecosystems. The visualization and differentiation of the geometry of motion in river, riparian, estuarine, marine, lentic and hipporrheic ecosystems allowed assigning the term environmental volumes in lentic ecosystems and the term “environmental flow” in ecosystems with dynamic waters or lotic ecosystems.

KEYWORDS: environmental flow, volume, dimensional analysis, wetlands, aquatic ecosystems.

Introducción

Los ecosistemas acuáticos necesitan del funcionamiento saludable de los procesos biofísicos para mantener su sostenimiento, calidad físico-biótica como la atenuación de desastres naturales y la oferta de servicios ambientales, la atenuación de desastres naturales según la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2018) y la oferta de servicios ambientales (Gardner y col., 2015; Leotta y col., 2019). El planeta ha perdido el 71 % de la extensión de los humedales naturales (ONU, 2018). Esto ha generado impactos negativos sobre los ecosistemas acuáticos como la interrupción y perturbación de los procesos biofísicos que generan una limitada oferta de servicios ambientales para la biodiversidad y la vida humana: transporte de nutrientes, especies y masas de agua, desarrollo de patrones de zonación, reducción y dispersión de contaminantes, regulación de biodiversidad terrestre, temperatura y precipitación por mencionar alguno; los desastres hidrometeorológicos se duplicaron y han crecido exponencialmente, dejando pérdidas humanas y económicas (UNISDR, 2015; UN-Water, 2015; Ramsar, 2017).

La restauración de los caudales ambientales minimiza los impactos negativos sobre los ecosistemas acuáticos, mejoran su integridad (Sanz y Martínez, 2008; Yin y col., 2012), generan beneficios a la biodiversidad, la vida humana y coadyuvan al desarrollo sostenible (Poff y Matthews, 2013). En la literatura revisada el caudal ambiental, contiene varios sinónimos tales como, “caudales de compensación”, “caudales de mantenimiento”, “caudales de reserva”, “caudales de

acondicionamiento”, “caudales ambientales” y “caudales ecológicos mínimos” (Valdés y García, 2018).

Durante los últimos 32 años se ha desarrollado el concepto caudal ambiental que abarca los enfoques ecológico, económico y social. El concepto de caudal ambiental ha pasado por una transición que va de la conservación del recurso hídrico y la integridad ecológica hasta la sustentabilidad socio-ecológica (Poff y Matthews, 2013). La riqueza de definiciones ha generado una gama de explicaciones que van desde la más sencilla hasta la más compleja y técnica, tales como la cantidad de agua necesaria en los ríos para mantener un nivel aceptable de la biota acuática en las diversas fases de su desarrollo (Annear y col., 2002; Cantera-Kintz y col., 2009; Caissie y col., 2015) ó el régimen natural para mantener la integridad, productividad y servicios de los ecosistemas acuáticos (Acreman y col., 2014; Bond y col., 2018). Las definiciones mantienen factores en común como el volumen y calidad de agua. Estos factores son considerados ejes de conservación del funcionamiento ecológico y aseguran el ciclo de vida de los organismos que habitan en los sistemas acuáticos (Aguilera y Pouilly, 2012; Acreman y col., 2014). En México, los métodos para evaluar caudales ambientales están definidos en ecosistemas fluviales a nivel cuenca y están dirigidos a la asignación, concesión, permisos de descarga y preservación del ecosistema (Dominguez-Sánchez y col., 2015; NMX-AA-159-SCFI-2001).

No obstante, en la naturaleza las masas de agua como lagos, lagunas, escorrentías, humedales estuarinos, ribereños y aguas marinas generan diferentes ecosistemas con estructuras, funciones y procesos intrínsecos que modifican las variables que evalúan el flujo ambiental. En estos ecosistemas, el comportamiento de las masas de agua es distinto, en unos predomina el comportamiento hidrodinámico (Aguilar-Robledo, 2009; de-la-Lanza-Espino y col., 2015; Santacruz-de-León y Yang y col., 2016), en otros el estacional (Díaz-Delgado y col., 2016; Li y col., 2019) o incluso experimentan ambos (Tanaka y col., 2013; Li y col., 2016). Sumado a que los ecosistemas persisten dentro de un rango de variaciones entre los estados ecológicos y en los índices de procesos (Milly y col., 2008; Sharma y col., 2016), el concepto de caudal ambiental no puede concordar únicamente en la

conservación de volumen y calidad del agua, ni ser un concepto generalizado para todos los ecosistemas acuáticos. Por esta razón, el objetivo de este artículo es demostrar que existe confusión en el uso de las magnitudes volumen y caudal para precisar las características de las masas de agua en entornos naturales que conducen a un inadecuado concepto, razonamiento e implemento del caudal ecológico en ecosistemas fluviales, ribereños, estuarinos, marinos, hiporreicos y lénticos y que estas se corrigen aplicando procedimientos analíticos como el análisis dimensional sumado con el análisis cuantitativo del comportamiento del caudal a través del tiempo.

Los resultados de este trabajo contribuyen al fortalecimiento del implemento de volúmenes y caudales ambientales acuáticos, al establecimiento de variables para evaluaciones dirigidas a mantener el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos y ofrecerá herramientas más sólidas en la gestión integral y manejo de los recursos hídricos en humedales. Finalmente, se emitieron recomendaciones para evitar una inadecuada evaluación e implemento de los volúmenes y caudales ambientales en los ecosistemas acuáticos mencionados.

El objetivo del presente trabajo fue realizar un análisis dimensional de la magnitud física caudal. Se analizó el comportamiento del caudal a través de la exploración de un cambio en la escala temporal entre periodos de tiempos cortos ($t \geq 1$) y largos ($t \gg 1$) bajo dos escenarios: primero, la representación del "caudal" sin aportaciones al volumen y el segundo, representación de eventos hidrometeorológicos a través aportaciones del volumen sobre el caudal.

Materiales y métodos

El método consistió en analizar cualitativamente las magnitudes volumen y caudal para reconocer las dimensiones en cualquier sistema de unidades de medida, consecuentemente sus características. Con estos resultados se revisó el implemento de estas magnitudes en trabajos publicados. Posteriormente, las magnitudes volumen y caudal se analizaron cuantitativamente a través de una exploración numérica en la variable temporal bajo dos escenarios. La Figura 2.1 muestra el diagrama de la metodología implementada en este estudio. Finalmente,

se elaboraron gráficas para interpretar los resultados del comportamiento del caudal en función del tiempo.

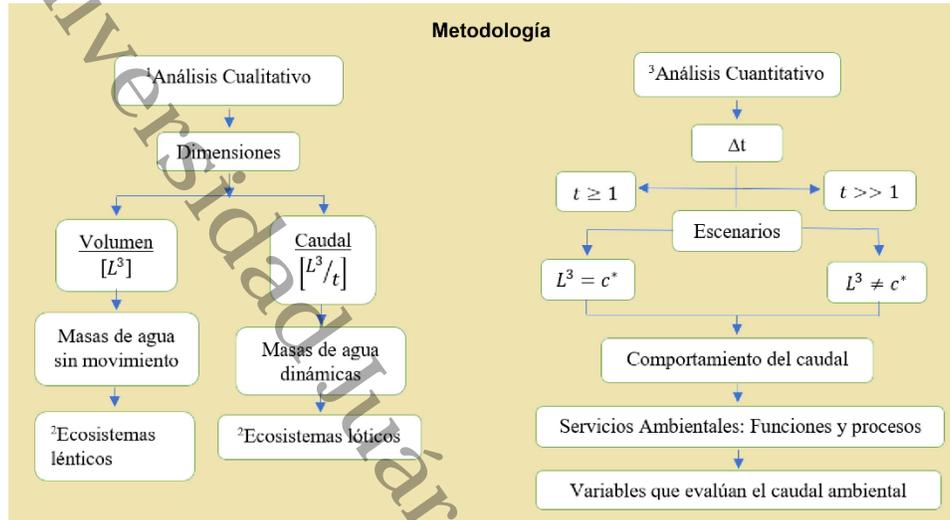


Figura 2.1. Diagrama de flujo de la metodología, c*: constante, Δt: variaciones en la variable temporal, [L³]: volumen.

Análisis cualitativo y cuantitativo

Las ecuaciones describen fenómenos naturales que experimentan un proceso sin perder sus características naturales y deben ser dimensionalmente homogéneas (Gerhart et al., 2016); es decir, ambos extremos de la igualdad deben tener las mismas dimensiones. El análisis dimensional es una herramienta que verifica esta homogeneidad a través de un análisis cualitativo de las características de los fluidos que pueden describirse por medio de unidades básicas o compuestas.

La ecuación 1, dimensionalmente describe a la magnitud llamada volumen que representa el espacio que ocupa, en este caso, el agua. Donde [L] es una longitud. Por tanto, el volumen de agua es descrita por longitudes cúbicas en cualquier sistema de unidades, donde en el sistema internacional de medida posee unidades de [m³] (Gerhart et al., 2016; Nakayama, 2018).

$$V = [L^3] \tag{1}$$

La ecuación 1 o cualquier expresión que represente un volumen de agua, es dimensionalmente homogénea si cumple con la siguiente expresión:

$$[L^3] = [L^3] \tag{1.1}$$

El caudal o gasto Q , como una tasa de cambio entre el volumen $[L^3]$ y el tiempo $[t]$, representa el volumen de flujo de agua que pasa por un marco de referencia en un tiempo dado (Gerhart et al., 2016; Nakayama, 2018; Sotelo, 2002). Este gasto se representa como $\left[\frac{m^3}{s}\right]$ en el sistema internacional de medidas (Gerhart et al., 2016; Nakayama, 2018). En sistemas macroscópicos, la variable t describe periodos de tiempo que van desde segundos hasta años.

$$Q = \frac{[L^3]}{[t]} \quad (2)$$

La ecuación 2 o cualquier expresión que represente a un caudal, es dimensionalmente homogénea si cumple con la siguiente expresión:

$$\frac{[L^3]}{[t]} = \frac{[L^3]}{[t]} \quad (2.1)$$

El análisis cuantitativo consiste en la exploración numérica de las variables que intervienen en la ecuación 2 para analizar del comportamiento del caudal en función del tiempo. Aquí se definió como $t_1 \geq 1$ (periodos de tiempo cortos) que representó variaciones del caudal de segundos a minutos. Mientras que, la escala numérica del tiempo como meses y años fue definido por $t_2 \gg 1$ (periodos de tiempo largos). Donde, la variable temporal inició de 1 s a 9 s, continuó con múltiplos de 60 n s y 36 00 n s, donde n representó un número entero del intervalo $1 \leq n \leq 9$.

Posteriormente se construyeron dos escenarios. El primer escenario consideró el caudal Q sin aportaciones o sin variaciones en el volumen, esto con la finalidad de representar la ausencia de eventos hidrometeorológicos, bajo este argumento se definió un volumen $[L^3]$ constante igual a 100 m^3 y se varió t . El segundo escenario consideró el caudal Q con aportaciones o variaciones en el volumen con el propósito simular la presencia de eventos hidrometeorológicos.

En análisis temporales, la precipitación ha mostrado tendencias de valores mayores o menores que el valor promedio anual (García-Barrón et al., 2018). Para representar esta situación, el volumen fue aumentado a 500 m^3 y reducido a 70 m^3 . El tiempo como medida del cambio de configuración de un estado natural y como variable independiente, se extendió para representar la periodicidad de los eventos hidrometeorológicos, la variabilidad hidrológica, temporalidad en planicies de inundación y variabilidad del caudal en humedales ribereños y estuarinos (Díaz-

Delgado et al., 2016; Lamouroux et al., 2015; Piniewski et al., 2014). Finalmente se efectuó el cociente de la ecuación 2 para los dos escenarios.

Resultados y Discusión

El análisis dimensional permite precisar las dimensiones del volumen y caudal en cualquier sistema de unidades, estas proporcionan las características de las masas de agua en entornos naturales y deben cumplir con las ecuaciones 1.1 y 2.1. Las masas de agua naturales pueden presentar estados sin movimiento o dinámicos. Las masas de agua sin movimiento son caracterizadas con la magnitud volumen y generan ecosistemas lénticos como lagunas (Figura 2.2), humedales aislados o embalses.

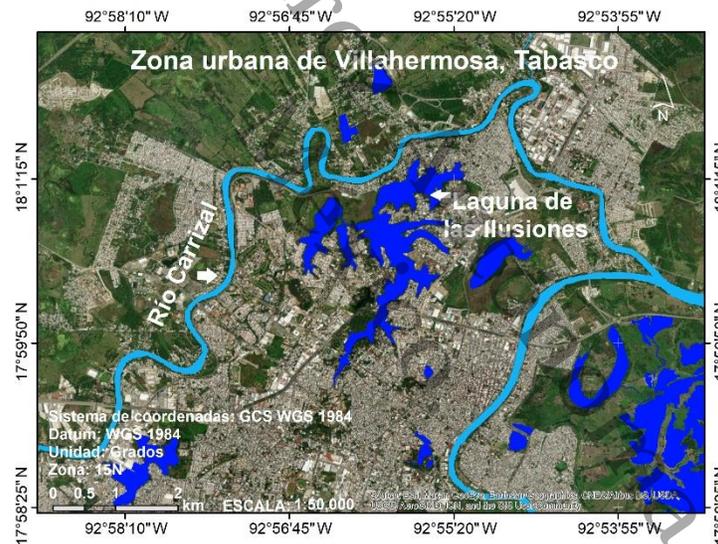


Figura. 2.2. Laguna de las Ilusiones, situada 17°59'22" N, 92°55'51" O y río Carrizal situado a 18°1'15" N, 92°57'14" O. Fuente: ArcGIS 10.2.

En cambio, las masas de agua dinámicas son caracterizadas con la magnitud caudal y generan fenómenos como la precipitación, aguas hiporréicas, ecosistemas lóticos como los fluviales (Figura 2.2), ribereños o humedales estuarinos (Figura 2.3) por mencionar algunos. Cada uno de estos entornos contienen procesos intrínsecos para poder ofertar servicios ambientales a la biodiversidad, como transporte de masas de agua, nutrientes, especies, alimentación a ecosistemas lénticos,

retención y transformación de materia, reducción y dispersión de contaminantes, atenuación de la intensidad y velocidad de avance de un huracán.



Figure 2.3. Humedal estuarino Dos Bocas, situado a 18°26'45" N, 93°11'45" E. Fuente: ArcGIS 10.2.

Tras la revisión de trabajos publicados donde se implementaron estas magnitudes se encontró lo siguiente: (Félix y Saavedra, 2019) reportaron un volumen promedio de precipitaciones (V_a) anuales en la cuenca del río Checras, Perú de $18.578 \frac{m^3}{s}$. Es decir;

$$V_a = 18.578 \frac{m^3}{s} \quad (3)$$

Además, ellos definen el volumen promedio de escurrimiento (V) con la siguiente ecuación:

$$V = 1\,000 * \bar{P}A \quad (4)$$

Donde, A es el área de la cuenca en km^2 cuya dimensión es $[L^2]$ y \bar{P} la precipitación de la cuenca en mm con dimensión $[L]$. Verificando la homogeneidad de la ecuación 4 se tiene:

$$V = [1][L][L^2] \quad (4.1)$$

$$[L^3] = [L^3] \quad (4.2)$$

Las ecuaciones 4.1 y 4.2 demuestran que la ecuación 4 es dimensionalmente homogénea y mide el volumen de agua precipitada. Sin embargo, tras el análisis

dimensionalmente de V_a y donde esta cantidad es reconocida con dimensiones de L^3 (Aparicio, 1997; Aranda, 1998) se tiene:

$$V = V_a \quad (3.1)$$

$$[L^3] \neq \frac{[L^3]}{[t]} \quad (3.2)$$

La ecuación 3.2 demuestra que V_a no es dimensionalmente homogénea. Por otro lado, el concepto de volumen promedio de precipitaciones anuales V_a en una cuenca es utilizado por Erazo y Ortiz (2015) y es representada en m^3/s . Además, señalan el volumen de escurrimiento (V_e) por la siguiente ecuación:

$$V_e = 31.56Q_o10^6 \quad (5)$$

Donde Q_o es el caudal medio de la cuenca con unidades de m^3/s . De acuerdo con Aparicio (1997) y Aranda (1998), el volumen de escurrimiento contiene las dimensiones de la ecuación (1.1) y efectuando el análisis dimensional de la ecuación (5) se tiene:

$$V_e = [1] \frac{[L^3]}{[t]} [1] = \frac{[L^3]}{[t]} [1] = \frac{[L^3]}{[t]} \quad (5.1)$$

$$[L^3] \neq \frac{[L^3]}{[t]} \quad (5.2)$$

Las ecuaciones 5.1 y 5.2 indican que la ecuación 5 no es dimensionalmente homogénea. Erazo y Ortiz (2015) definen al caudal ecológico (Q_{eco}) como el caudal mínimo de una cuenca a través de la siguiente ecuación:

$$Q_{min} = \frac{\bar{P}A}{10^6} = Q_{eco} \quad (6)$$

Donde \bar{P} es la precipitación promedio anual de la cuenca y A representa el área de la cuenca. En efecto, las dimensiones correspondientes son $[L]$ y $[L^2]$. Al aplicar el análisis dimensional y verificando la homogeneidad de la ecuación 6 se tienen los siguientes resultados:

$$Q_{min} = \frac{\bar{P}A}{10^6} = \frac{[L][L^2]}{[1]} = \frac{[L^3]}{[1]} = [L^3] \quad (6.1)$$

$$\frac{[L^3]}{[t]} \neq [L^3] \quad (6.2)$$

La ecuación 6.2 señala que la ecuación 6 no es dimensionalmente homogénea. Así mismo, fue analizado el término caudal medio anual (Q_{ma}) de 15.15 bcm³ (billions of cubic meters, por sus siglas en inglés) reportado para el Río Colorado

(Udall y Overpeck, 2017) a partir del análisis dimensional de lo cual se obtuvo lo siguiente:

$$Q_{ma} = 15.15bcm \quad (7)$$

$$\frac{[L^3]}{[t]} \neq [1][L^3] \quad (7.1)$$

La ecuación 7.1 indica que Q_{ma} no es dimensionalmente homogénea. Otro caso fue la ecuación 8 reportada por Félix y Saavedra (2019) como caudal medio de la cuenca, donde C es el coeficiente de escorrentía ponderado, \bar{P} es la precipitación promedio de la cuenca en mm y A representa el área de la cuenca en km^2 .

$$Q_m = \frac{31.7}{10^6} C\bar{P}A \quad (8)$$

Analizando las dimensiones de la ecuación 8, donde C es magnitud adimensional [1], P tiene dimensiones de $[L]$ y A dimensiones de $[L^2]$, se tiene lo siguiente:

$$Q_m = [1] [L][L^2] = [1][L^3] = [L^3] \quad (8.1)$$

Comparando la ecuación con la ecuación 8.1 con la ecuación (2.1) se tiene:

$$\frac{[L^3]}{[t]} \neq [L^3] \quad (8.2)$$

El resultado de la ecuación 8.2 indica que la ecuación 8 no es dimensionalmente homogénea. Un caso más fue de El-Jabi y Caissie (2019), quienes reportaron un caudal medio anual (Q_{ma}) de $23l/skm^2$ para el río de Nuevo Brunswick, Canadá. Esto es:

$$Q_{ma} = 23l/skm^2 \quad (9)$$

Donde, l tiene dimensiones $[L^3]$, el área expresada en km^2 con dimensiones de $[L^2]$, el tiempo expresado en segundos con dimensiones $[t]$ y la constante de la ecuación 9 es una magnitud adimensional [1]. Analizando las dimensiones de esta ecuación y verificando la homogeneidad con la ecuación 2.1 se tiene que:

$$Q_{ma} = \frac{[1][L^3]}{[t][L^2]} = \frac{[L^3]}{[t][L^2]} \quad (9.1)$$

$$\frac{[L^3]}{[t]} \neq \frac{[L^3]}{[t][L^2]} \quad (9.2)$$

El resultado de la ecuación 9.2 muestra que la ecuación 9 no es dimensionalmente homogénea.

Las ecuaciones que resultaron del análisis cuantitativo en t son:

Caudal en $t_1 \geq 1$

$$[Q^*] = \frac{[L^3]}{[t_1]} \quad (10)$$

Caudal en $t_2 \gg 1$

$$[Q^{**}] = \frac{[L^3]}{[t_2]} \quad (11)$$

Primer Escenario

El Q alcanza el máximo $100 \frac{m^3}{s}$ durante el primer segundo, luego comienza a decrecer hasta alcanzar un valor de $11.11 \frac{m^3}{s}$ en 9 s. Al realizar el cambio de escala en $t_2 \gg 1$, la evaluación de Q decae abruptamente a $1.66 \frac{m^3}{s}$ en 60 s y finalmente converge a cero en 32 400 s (Figura 2.4).

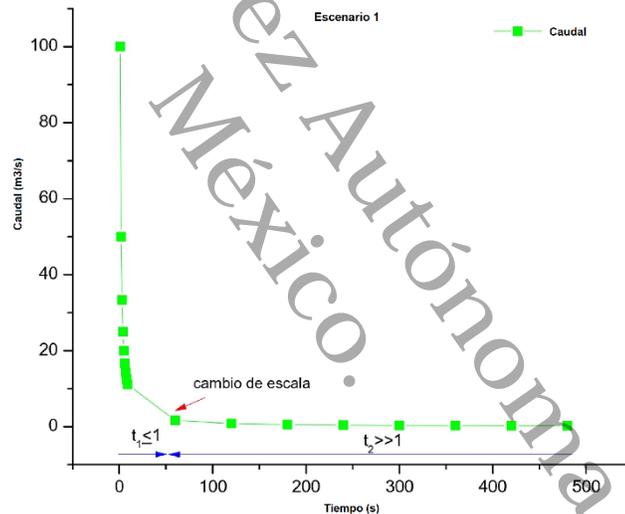


Figura 2.4. Cambios en caudal en tiempos cortos y largos ($t_1 \geq 1$ y $t_2 \gg 1$) al mantener constante $[L^3]$.

Segundo Escenario

El comportamiento del caudal muestra que el primer pico corresponde a la variación del flujo con $100 m^3$, el segundo pico representa al flujo al aumentar el volumen a $500 m^3$ y el tercer pico corresponde al flujo cuando disminuye el volumen a $70 m^3$. (Figura 2.5). Estos resultados mostraron la presencia de singularidades en el escenario 2.

Los resultados del análisis cuantitativo se resumen en la ecuación 12. Aquí, los valores Q^{**} tienden a cero cuando $t_2 \gg 1$, mientras que, Q^* obtiene el máximo al acercarse a $t = 1$.

$$Q^{**} \ll Q \leq Q^* \quad (12)$$

Dos de las características fisicoquímicas fundamentales de los ecosistemas acuáticos son el volumen y el caudal (Campaña et al., 2017; Yang et al., 2016). Estas describen las masas de agua en reposo o dinámicas y poseen una amplia gama de dimensiones. Estas magnitudes al combinarse con características fisicoquímicas tales como la profundidad, intensidad media de luz, temperatura, oxígeno disuelto, dióxido de carbono, pH, fósforo total, nitratos, ORP y mecanismos de interacción entre organismos biológicos, generan diferentes ecosistemas acuáticos. Por ejemplo, el volumen de agua en los ecosistemas lénticos establece una profundidad, y esta característica es preponderante para generar el perfil térmico del que depende en gran medida la vida acuática (Smith y Leo-Smith, 2007) y consecuentemente los patrones de zonación. Además, el volumen establece la expansión o el retroceso longitudinal en ecosistemas ribereños (Ramsar, 2016; Smith y Leo-Smith, 2007) derivándose de este modo la conectividad hidrológica entre ríos, lagos, vasos reguladores y áreas de inundación temporal (Díaz-Delgado et al., 2016; Napiórkowski et al., 2019). Finalmente, esto genera heterogeneidad y mayor diversidad en ecosistemas ribereños.

No obstante, el caudal describe el volumen de un fluido que pasa por una sección transversal en un tiempo dado (Sotelo, 2002; Gerhart et al., 2016; Nakayama, 2018). Esto es, el movimiento unidimensional de masas de agua sobre la superficie terrestre o un escurrimiento que pasa por un marco de referencia, tal como ocurre en ecosistemas fluviales y estuarinos (Naiman et al., 2002; Pérez et al., 2010; Smith y Leo Smith, 2007). Aquí, el caudal es el principal responsable de la dispersión de lechos, transporte de masas de agua, nutrientes y especies.

Esto pone de manifiesto que el volumen define características, funciones y procesos en los ecosistemas acuáticos totalmente diferentes a los que define el caudal. Por lo que, la descripción cualitativa y el análisis dimensional de estas

magnitudes es fundamental para el entendimiento de la naturaleza de las masas de aguas e implementaciones acertadas del caudal ecológico en ecosistemas fluviales, ribereños, estuarinos, marinos, lénticos y aguas hiporréicas.

Sin embargo, la poca importancia que se le ha dado al razonamiento cualitativo de estas magnitudes ha desencadenado inapropiados implementos y confusiones entre las magnitudes volumen y caudal. Una muestra de esto, son los resultados obtenidos en el análisis cualitativo aplicado a los trabajos publicados que señalan lo siguiente.

La estimación del volumen promedio de precipitaciones anuales (V_a) reportado por Félix y Saavedra (2019) para la cuenca del río Checras, Perú representa un caudal y no un volumen. Esta magnitud debe tener dimensiones de volumen. Esto demuestra que estos autores estimaron un caudal y no un volumen como señalan, además es evidencia de que el término V_a es confundido con el caudal (Aparicio, 1997; Aranda, 1998).

Esta confusión se repite en el trabajo publicado por Erazo y Ortiz (2015). Las ecuaciones 5.1 y 5.2 demuestran que la magnitud expresada por la ecuación 5 corresponden a un caudal y no un volumen como ellos indican. Además, implementan el término de caudal Q_{eco} o Q_{min} . Sin embargo, los resultados del análisis dimensional de la ecuación 6.2 indican que esta magnitud determina un volumen y no un caudal.

De acuerdo con Alcázar-Montero (2007) y San-Román (2012), el caudal medio anual (Q_{ma}) tiene dimensiones de la ecuación 2.1. En cambio, los resultados del análisis dimensional en la ecuación 7.1 indican que esta magnitud describe un volumen de agua y no un caudal como lo reporta Udall y Overpeck (2017) para el Río Colorado.

En el caso de Q_m reportado por Félix y Saavedra (2019), señalado por la ecuación 8, si esta determina el caudal medio para una cuenca, entonces debe cumplir con las dimensiones de la ecuación 2.1 de acuerdo con Alcázar-Montero (2007). Sin embargo, los resultados en las ecuaciones 8.1 y 8.2 demuestran que Q_m estima un volumen y no un caudal.

Mientras que, el resultado de la ecuación 9.2 indica que el caudal reportado por El-Jabi y Caissie (2019) corresponde a dimensiones del módulo específico de escorrentía y no de caudal. Esto de acuerdo con las dimensiones establecidas para el módulo específico de escorrentía (Armas et al., 2017; Erazo y Ortiz, 2015).

Los resultados expuestos anteriormente, demuestran que existen confusiones e incongruencias en el implemento de las magnitudes caudal y volumen en procedimientos de evaluación del caudal ambiental. Además, estas son confundidas con otras magnitudes. Incluso, estas confusiones se extienden hasta la concepción del término caudal ambiental.

Cantera-Kintz et al. (2009), enfatizan que el caudal ecológico establece un umbral donde por encima de este, la especie vulnerable en el sistema acuático se recupere, esto indica que el caudal ecológico es un caudal mínimo y/o máximo que los ecosistemas acuáticos requieren para mantener sus demandas y las de la sociedad.

No obstante, Lytle y Poff (2004); Richter et al. (1996), afirman que establecer un caudal mínimo no es acertado, puesto que, en pastizales y ecosistemas ribereños, la morfología, las funciones y adaptación de la biota dependen de las variaciones temporales en los caudales naturales.

En este sentido, se observa que, el término “ambiental” al ser aplicado en caudales de ecosistemas acuáticos, únicamente describe y promulga las condiciones ecológicas que deben poseer estos ecosistemas para conservar la integridad ecológica y la sustentabilidad socio-ecológica en los mismos. Sin embargo, la expresión caudal ambiental implica rigurosamente condiciones físicas, químicas, hidrológicas y hasta económicas.

En ecosistemas fluviales como las cuencas hidrológicas, la estimación del caudal ambiental consiste en determinar un rango para el caudal en distintos años hidrológicos para mantener o restaurar el ecosistema (Tabla 1.1). Tal como, en los humedales de Baiyangdian al norte de China, Yang et al. (2016), reportaron que el caudal anual debe oscilar en un rango de $2 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$ a $6 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$ para detener la degradación del ecosistema en diferentes años hidrológicos y para poder mantener este ecosistema fluvial en un estado de equilibrio en diferentes años hidrológicos este

debe ser de $5 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$ a $9 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$ hasta $9.5 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$ a $13.5 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$. Aquí, se observa que el movimiento de las masas de agua es unidimensional, dirección en la que escurre el agua donde las principales funciones que desarrollan son el transporte de nutrientes, especies y masas de agua.

Tabla 1.1. Variables que definen la geometría del movimiento por tipo de ecosistema acuático que pueden ser utilizadas para evaluar volúmenes o caudales ambientales.

| Ecosistema acuático | Variables que miden caudal ambiental | Variables que miden volumen ambiental |
|------------------------|---|--|
| Marino | Periodo de marea, tiempo característico, momentum, coeficientes de dispersión de solutos. | No aplica |
| Ribereño | No aplica | Hidroperiodo, niveles de agua, coeficientes de extinción de luz, temperatura, periodicidad estacional o interanual y escenarios de calidad de agua. |
| Fluvial | Régimen del flujo: niveles, flujo, periodicidad y escenarios de calidad de agua, Carga sedimentaria | No aplica |
| Lenticos desconectados | No aplica | Profundidad, Coeficientes de extinción de luz, temperatura, índices de calidad del agua, periodicidad estacional o interanual de las expansiones y retrocesos longitudinales |
| Aguas hiporréicas | No aplica | Demanda biológica de oxígeno de sedimento (BSOD), Demanda de oxígeno por sedimento químico (CSDO), porosidad y permeabilidad del suelo |

Mientras que, en cuencas con cambios abruptos en la topología del relieve los escurrimientos adquieren velocidades significativas (Ramos-Merchante y Prenda, 2018), fondos que experimentan una gama amplia de profundidades que convierte al flujo de agua en turbulento (Shiono y Knight, 2006). Desencadenan además procesos de difusividad de sedimentos (Tarbuck y Lutgens, 2005), transporte de oxígeno de la atmosfera hacia aguas superficiales (Smith y Leo-Smith, 2007), transferencia de calor entre el agua y elementos sólidos adyacentes (Gerhart et al., 2016) de mucha importancia para la provisión de oxígeno y la actividad metabólica en ecosistemas acuáticos. Lo cual implica que, la geometría del movimiento de las

masas de agua determina los procesos que se desarrollan en estos ecosistemas acuáticos. Consecuentemente, la magnitud caudal adquiere un papel fundamental en el establecimiento de condiciones físicas favorables para la integridad de este tipo de ecosistemas acuáticos.

No obstante, en ecosistemas ribereños, la homogeneidad en la topología del relieve ocasiona el desarrollo de un caudal o flujo laminar con velocidades inferiores a la de los ríos. Aquí, los servicios ambientales que ofrecen a la biodiversidad son el amortiguamiento de sequías, la retención de nutrientes y sedimentos, la colmatación, la regulación del flujo, la regulación local de la precipitación y la temperatura (Ramsar, 2016).

En los ecosistemas ribereños el caudal ambiental está dirigido hacia la observación de la temporalidad de áreas de inundación (Tabla 1.1). Uno de los métodos con mayor aplicación ha sido la reconstrucción espacial histórica de inundaciones y los patrones temporales de inundación incluyendo la hidroperiodicidad para detectar anomalías en los ciclos de inundación y los efectos hidrológicos (Díaz-Delgado et al., 2016). Donde, la magnitud protagonista es el volumen a través del tiempo.

Lo anterior muestra que, el caudal ambiental en ecosistemas fluviales y ribereños debe ser diferenciado porque las funciones y procesos en cada uno de ellos que son diferentes y dependen de magnitudes distintas, tales como el caudal y volumen en función del tiempo. En ecosistemas acuáticos lénticos, tales como humedales desconectados o aguas hiporréicas desarrollan funciones y procesos para ofrecer servicios ambientales, tales como, recarga de aguas subterráneas, transporte de oxígeno de la superficie libre del agua a zonas anaeróbicas (Lewin y Ashworth, 2014; Santisteban et al., 2019). Aquí, las características hidráulicas y químicas son diferentes a los ecosistemas fluviales (Larkin et al., 2017; McCarthy et al., 2011). Esto es causado por el cambio en la geometría del movimiento del caudal, es decir, los cambios en la dirección, sentido y la escasa velocidad del caudal. Por lo que la estimación del caudal ambiental en estos ecosistemas debe estar regido por las variables hidráulicas y químicas (Tabla 1.1).

Sin embargo, en las masas de agua estuarinas y marinas el mayor problema que enfrentan es la presencia de residuos de plástico. Esto genera la reducción del movimiento del flujo marino, incremento alarmante y colonización de algas o invertebrados que deterioran la calidad del agua y desequilibrio en la biosfera marina (Li et al., 2016), además de los daños que ocasiona la ingesta de residuos de plástico en los organismos marinos (Gall y Thompson, 2015; Tanaka et al., 2013). Aquí, los servicios ambientales que ofrecen a la biodiversidad son la acumulación de materia orgánica e inorgánica marina, la transformación y la generación de trampas (Ramsar, 2016). Donde, se ha demostrado que las condiciones del flujo marino tales como las características hidráulicas de periodicidad y variabilidad contribuyen a la dispersión de contaminantes que en presencia de vegetación favorece el efecto de sorción, así como, la generación de nubes que retrasan al contaminante y reducen la concentración (Wang y Chen, 2017).

Lo anterior indica que, los caudales ambientales en estos ecosistemas dependen de mecanismos de dispersión de solutos y la relación entre el periodo de marea y tiempo característico para la difusión turbulenta del flujo (Jiang et al., 2017; Wang y Chen, 2017). Por lo que, las magnitudes que adquieren relevancia para el caudal ambiental son el periodo de marea, tiempo característico, momentum y coeficientes de dispersión de solutos (Tabla 1.1). Ya que, los patrones del movimiento del flujo marino involucran una hidrodinámica compleja (Rodríguez y Ruíz, 2010) y procesos de transporte másico son determinados por la dispersión ambiental que depende de la combinación entre el flujo y la vegetación acuática.

Por otro lado, se ha observado que el implemento del caudal ambiental es generalizado en los ecosistemas acuáticos fluviales y ribereños. Este oscila entre el término “Environmental Flow” o “Floodplain”, este último utilizado con mayor frecuencia en la determinación de zonas de riesgo y peligrosidad en zonas urbanas (Blessing et al., 2019; Gori et al., 2019; Netusil et al., 2019), en otros casos está

dirigido únicamente hacia la respuesta de la diversidad de una comunidad en función de los grados de conectividad longitudinal (Napiórkowski et al., 2019).

El panorama general del concepto caudal ambiental refleja que a pesar de que tiene como objetivo, mantener la sustentabilidad socio-ecológico y la integridad ecológica en ecosistemas acuáticos, existe una generalización y concordancia para la estimación del caudal ambiental en los ecosistemas acuáticos, esta consiste en evaluar de niveles, volúmenes ambientales de agua e indicadores ambientales. Las características hidráulicas de periodicidad y variabilidad en patrones del movimiento del flujo en ecosistemas marinos y rivereños deben ser integras para redefinir y diferenciar este concepto en estos ecosistemas. La Tabla 1.1 ordena las variables que pueden evaluar el estatus de los ecosistemas acuáticos, aquí se marca la diferencia entre volumen y caudal ambiental en función de la geometría del movimiento de las masas de agua. En adición se debe considerar el comportamiento natural, la escala del tiempo para su diseño y dirigirlo hacia las necesidades del ecosistema fluviales, rivereños, lénticos desconectados, aguas hiporréicas, estuarinos y marinos.

Moss (2010); Lawrence et al., (2014), afirman que en el flujo natural con frecuencia concuerdan con otras variables, tales como, la temperatura, parámetros morfológicos e índices de calidad del agua. En este estudio se reconoce que a pesar de que las cuencas se encuentran en equilibrio con regímenes de flujo a largo plazo, poco se ha explorado acerca de la resiliencia a $t \geq 1$ en fluctuaciones hidrológicas y la variabilidad.

Por su parte, el análisis cuantitativo por su parte aportó información del comportamiento del caudal en función del tiempo bajo dos escenarios. El primer escenario (Figura 4), mostró que los valores máximos del caudal observados en tiempos cortos ($t_1 \geq 1$) podrían representar el comportamiento de masas de agua en ecosistemas fluviales o lótics con ríos no controlados por presas o escurrimientos en una cuenca según datos de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2016) y las observaciones del caudal en tiempos largos ($t_2 \gg 1$) indican que el volumen no cambia con el tiempo y emplear el concepto caudal

carece de sentido, por lo que esto podría describir una de las características de los ecosistemas lénticos aislados como lo es el volumen.

Mientras que, en el segundo escenario (Figura 2.5), la presencia de singularidades en el caudal puede ser evidencia de la ocurrencia de eventos hidrometeorológicos en el tiempo tales como la precipitación. Sumado a, que el comportamiento de los coeficientes de variación temporal de esta variable en análisis temporales ha mostrado la existencia de patrones únicos en cada ecosistema acuático (García-Barrón et al., 2018), reflejan que el comportamiento del caudal en ambientes naturales es cambiante a través del tiempo, intrínseco y que para la estimación del caudal ambiental es necesario identificar el tipo de ecosistemas acuáticos y establecer una escala temporal en función de los patrones temporales.

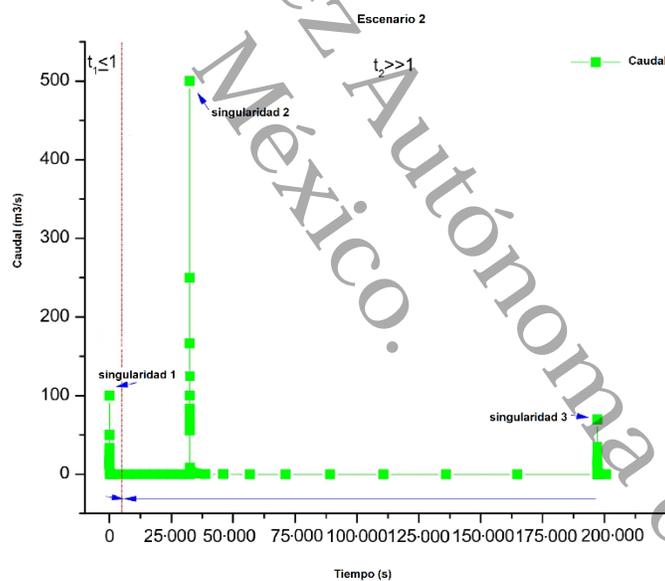


Figura 2.5. Cambios en Q para periodos de tiempo cortos y largos ($t_1 \geq 1$ y $t_2 \gg 1$) al variar $[L^3]$.

Lo anterior muestra que las confusiones entre las magnitudes caudal y volumen desencadenan la generalización y concordancia del término caudal ambiental en la mayoría de los tipos de ecosistemas acuáticos. La visión de los dos análisis descritos en la metodología y su razonamiento pueden acabar con las confusiones que existen entre las magnitudes caudal y volumen para obtener implementos

apropiados en la estimación del caudal ambiental y todos los campos donde actúen estas magnitudes.

Conclusiones

La falta de procedimientos analíticos en la descripción de las características de las masas de agua de entornos naturales origina una errónea conceptualización, que dan paso a generalizaciones e implementos del caudal ambiental de recientes investigaciones. Diferenciar las dimensiones del caudal y volumen evitará razonamientos equivocados de la naturaleza de las masas de agua, consecuentemente, implementaciones erradas del caudal ambiental en los ecosistemas acuáticos.

La visualización y diferenciación de la geometría del movimiento en los ecosistemas fluviales, ribereños, estuarinos, marinos, lénticos y aguas hiporreicas permitieron asignar el término volúmenes ambientales en ecosistemas lénticos y el término “caudal ambiental” en ecosistemas con aguas dinámicas o ecosistemas lóticos. Una de las limitantes de este trabajo fue la exclusión de escenarios que consideran extracciones de volumen, causadas por la evaporación o la explotación del recurso y escenarios donde las masas de aguas dinámicas o estáticas experimenten aportes de fluidos con densidades distintas a las del agua; por ejemplo, el petróleo y sus derivados. Esto, con la finalidad de representar derrames causados por la actividad petrolera en los ecosistemas acuáticos. El tiempo es una medida de observación de un fenómeno físico y refleja que las variables hidrológicas están asociadas a variaciones temporales y patrones cíclicos que son únicos en cada sistema. El factor de escala en el tiempo y su relación con los fenómenos de cambio climático e hipoxia podrían mejorar las metodologías holísticas que evalúan el caudal o volúmenes ambientales, ya que los modelos ecológicos en la actualidad están fuertemente ligados a índices ecológicos que están definidos bajo la suposición de un comportamiento lineal en sus variables. El comportamiento natural no siempre es lineal o proporcional, al contrario, es no-lineal.

Referencias

- Acreman, M. C., Overton, I. C., King, J., Wood, P. J., Cowx, I. G., Dunbar, M. J., Kendy, E., y Young, W. J. (2014). The changing role of ecohydrological science in guiding environmental flows. *Hydrological Sciences Journal*, 59(3–4), 433–450. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.886019>
- Aguilera, G., y Pouilly, M. (2012). Caudal ecológico: Definiciones, metodologías, aplicación en la zona Andina. *Acta Zoologica Lilloana (Tucuman, Argentina)*, 56, 15–30.
- Alcázar-Montero, J. (2007). *El Método del Caudal Básico para la determinación de Caudales de Mantenimiento Aplicación a la Cuenca del Ebro*. Universidad de Lleida.
- Annear, T., Chisholm, I., Beecher, H., Locke, A., Aarrestad, P., Burkardt, N., Coomer, C., Estes, C., Hunt, J., y Jacobson, R. (2002). *Instream flows for riverine resource stewardship*.
- Aparicio, F. (1997). Fundamentos de hidrología de superficie. *Balderas, México: Limusa*, 303.
- Armas, M. G., Gómez, L. C., y Agudo, J. P. (2017). *Cálculo de la transformación lluvia-escurrentía mediante un modelo Saint Venant 2D: validación mediante datos de campo y laboratorio*. Universidade da Coruña.
- Blessing, R., Brody, S. D., y Highfield, W. E. (2019). Valuing floodplain protection and avoidance in a coastal watershed. *Disasters*, 43(4), 906–925. <https://doi.org/10.1111/disa.12409>
- Bond, N. R., Grigg, N., Roberts, J., McGinness, H., Nielsen, D., O'Brien, M., Overton, I., Pollino, C., Reid, J. R., y Stratford, D. (2018). Assessment of environmental flow scenarios using state-and-transition models. *Freshwater Biology*, 63(8), 804–816.
- Caissie, J., Caissie, D., y El-Jabi, N. (2015). Hydrologically based environmental flow methods applied to rivers in the Maritime Provinces (Canada). *River Research and Applications*, 31(6), 651–662.
- Campaña A., Gualoto E., y Viviana Chiluisa-Utreras V. (2017). Evaluación físico-química y microbiológica de la calidad del agua de los ríos Machángara y Monjas de la red hídrica del distrito metropolitano de Quito. *Bionatura*, 2(2), 305–310. <https://doi.org/10.21931/RB/2017.02.02.6>
- Campos Aranda, D. (1998). Procesos del Ciclo Hidrológico (Tercera reimpresión ed.). *San Luis Potosí, México: Universidad Autónoma de San Luis de Potosí. Facultad de Ingeniería*.
- Cantera Kintz, J. Ricardo., Carvajal Escobar, Yesid., y Castro Heredia, L. Mabel. (2009). *Caudal ambiental: Conceptos, experiencias y desafíos*. Universidad del Valle, Programa Editorial; /z-wcorg/.
- CONAGUA. Comisión Nacional del Agua (2016). *Atlas del Agua en México 2016*. http://201.116.60.25/publicaciones/AAM_2016.pdf
- de la Lanza Espino, G., Rodríguez, S. A. S., y Pérez, J. L. C. (2015). Cálculo del flujo ambiental como sustento para la reserva de agua al ambiente del río Piaxtla, Sinaloa, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín Del Instituto de Geografía*, 2015(87), 25–38.
- Díaz-Delgado, R., Aragonés, D., Afán, I., y Bustamante, J. (2016). Long-Term Monitoring of the Flooding Regime and Hydroperiod of Doñana Marshes with Landsat Time Series (1974–2014). *Remote Sensing*, 8(9), 775. <https://doi.org/10.3390/rs8090775>
- Domínguez-Sánchez, T. A., Lomelí-Meza, J., Ibáñez-Castillo, L. A., y Balandra, M. A. G. (2015). *DETERMINACIÓN DE CAUDAL ECOLÓGICO DEL RÍO MEZCALAPA EN BASE A LA NORMA MEXICANA NMX-AA-159-SCFI-2012 CON CONSIDERACIONES HIDROLÓGICAS E HIDRÁULICAS*.
- El-Jabi, N., y Caissie, D. (2019). Characterization of natural and environmental flows in New Brunswick, Canada. *River Research and Applications*, 35(1), 14–24. <https://doi.org/10.1002/rra.3387>
- Erazo, W. R. S., y Ortiz, E. P. A. (2015). Determinación de Caudales en cuencas con poca información Hidrológica. *Ciencia Unemi*, 7(12), 100–110.
- Félix, B. G. H., y Saavedra, C. E. C. (2019). Estimación caudales medios y máximos de la cuenca del río Checras mediante ecuaciones sintéticas y racionales. *Revista Del Instituto de Investigación de La Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*, 22(44), 15–24.
- Gall, S. C., y Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92(1–2), 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>

- García-Barrón, L., Morales, J., y Sousa, A. (2018). A new methodology for estimating rainfall aggressiveness risk based on daily rainfall records for multi-decennial periods. *Science of The Total Environment*, 615, 564–571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.305>
- Gardner, R. C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C. M., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D., Rosenqvist, A., y Walpole, M. (2015). State of the World's Wetlands and Their Services to People: A Compilation of Recent Analyses. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2589447>
- Gerhart, P. M., Gerhart, A. L., y Hochstein, J. I. (2016). *Munson, Young and Okiishi's Fundamentals of Fluid Mechanics*. John Wiley y Sons.
- Gori, A., Blessing, R., Juan, A., Brody, S., y Bedient, P. (2019). Characterizing urbanization impacts on floodplain through integrated land use, hydrologic, and hydraulic modeling. *Journal of Hydrology*, 568, 82–95. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.053>
- Jiang, W.-Q., Wang, P., y Chen, G. Q. (2017). Concentration distribution of environmental dispersion in a wetland flow: Extended solution. *Journal of Hydrology*, 549, 340–350. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.016>
- Lamouroux, N., Gore, J. A., Lepoři, F., y Statzner, B. (2015). The ecological restoration of large rivers needs science-based, predictive tools meeting public expectations: An overview of the Rhône project. *Freshwater Biology*, 60(6), 1069–1084. <https://doi.org/10.1111/fwb.12553>
- Larkin, Z. T., Ralph, T. J., Tooth, S., y McCarthy, T. S. (2017). The interplay between extrinsic and intrinsic controls in determining floodplain wetland characteristics in the South African drylands. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(7), 1092–1109. <https://doi.org/10.1002/esp.4075>
- Lawrence, J. E., Pavia, C. P. W., Kaing, S., Bischel, H. N., Luthy, R. G., y Resh, V. H. (2014). Recycled water for augmenting urban streams in mediterranean-climate regions: A potential approach for riparian ecosystem enhancement. *Hydrological Sciences Journal*, 59(3–4), 488–501. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.818221>
- Leotta, M. P., Torres, J., Cisnero, H., Caliri, M., Ordoñez, M., León, C., y Gorla, N. (2019). Servicios ecosistémicos del Humedal Llanquanello y estrategias de conservación. *Investigación, Ciencia y Universidad*, 2(3), 198–201.
- Lewin, J., y Ashworth, P. J. (2014). The negative relief of large river floodplains. *Earth-Science Reviews*, 129, 1–23. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.10.014>
- Li, W. C., Tse, H. F., y Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of The Total Environment*, 566–567, 333–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- Li, Y., Zhang, Q., Yao, J., Tan, Z., y Liu, X. (2019). Assessment of water storage response to surface hydrological connectivity in a large floodplain system (Poyang Lake, China) using hydrodynamic and geostatistical analysis. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 33(11), 2071–2088. <https://doi.org/10.1007/s00477-019-01740-9>
- Lytle, D. A., y Poff, N. L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology y Evolution*, 19(2), 94–100.
- McCarthy, T. S., Tooth, S., Jacobs, Z., Rowberry, M. D., Thompson, M., Brandt, D., Hancox, P. J., Marren, P. M., Woodborne, S., y Ellery, W. N. (2011). The origin and development of the Nyl River floodplain wetland, Limpopo Province, South Africa: Trunk–tributary river interactions in a dryland setting. *South African Geographical Journal*, 93(2), 172–190. <https://doi.org/10.1080/03736245.2011.619324>
- Milly, P. C. D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., y Stouffer, R. J. (2008). Stationarity Is Dead: Whither Water Management? *Science*, 319(5863), 573–574. <https://doi.org/10.1126/science.1151915>
- Naiman, R. J., Bunn, S. E., Nilsson, C., Petts, G. E., Pinay, G., y Thompson, L. C. (2002). Legitimizing fluvial ecosystems as users of water: An overview. *Environmental Management*, 30(4), 455–467.
- Nakayama, Y. (2018). *Introduction to Fluid Mechanics*. Butterworth-Heinemann.
- Napiórkowski, P., Bąkowska, M., Mrozińska, N., Szymańska, M., Kolarova, N., y Obolewski, K. (2019). The Effect of Hydrological Connectivity on the Zooplankton Structure in Floodplain

- Lakes of a Regulated Large River (the Lower Vistula, Poland). *Water*, 11(9), 1924.
<https://doi.org/10.3390/w11091924>
- Netusil, N. R., Moeltner, K., y Jarrad, M. (2019). Floodplain designation and property sale prices in an urban watershed. *Land Use Policy*, 88, 104112.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104112>
- NMX-AA-159-SCFI-2012. (2012). *Norma mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012 que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas*.
<http://bibliotecasibe.ecosur.mx/sibe/book/000054645>
- Pérez, A. G., Cuevas, M. L., González, D. I., y Tharme, R. (2010). Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación Ambiental Ciencia y Política Pública*, 2(1).
- Piniewski, M., Okruszko, T., y Acreman, M. C. (2014). Environmental water quantity projections under market-driven and sustainability-driven future scenarios in the Narew basin, Poland. *Hydrological Sciences Journal*, 59(3–4), 916–934.
<https://doi.org/10.1080/02626667.2014.888068>
- Poff, N. L., y Matthews, J. H. (2013). Environmental flows in the Anthropocene: Past progress and future prospects. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6), 667–675.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.006>
- Ramos-Merchante, A., y Prenda, J. (2018). The Ecological and Conservation Status of The Guadalquivir River Basin (s Spain) Through The Application Of A Fish-based Multimetric Index. *Ecological Indicators*, 84, 45–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.034>
- Ramsar. (2016). *Manual de la Convención de Ramsar 5ed. Introducción a la convención sobre humedales*.
https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/handbook1_5ed_introductiontoconvention_s_final.pdf
- Ramsar. (2017). *Wetlands: Our natural safeguard against disasters*.
https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/wwd2017_presentation_e.pdf
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., y Braun, D. P. (1996). A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4), 1163–1174.
- Rodríguez, J., y Ruíz, J. (2010). Conservación y protección de ecosistemas marinos: Conceptos, herramientas y ejemplos de actuaciones. *Revista Ecosistemas*, 19(2).
<https://doi.org/10.7818/re.2014.19-2.00>
- San Román, F. J. S. (2012). Hidrología-Hidrogeología. *Salamanca, España*, 1–285.
- Santacruz de León, G., y Aguilar-Robledo, M. (2009). Estimación de los caudales ecológicos en el Río Valles con el método Tennant. *Hidrobiológica*, 19(1), 25–32.
- Santisteban, J. I., Mediavilla, R., Galán de Frutos, L., y López Cilla, I. (2019). Holocene floods in a complex fluvial wetland in central Spain: Environmental variability, climate and time. *Global and Planetary Change*, 181, 102986. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2019.102986>
- Sanz, D. B., y Martínez, P. V. (2008). Estimación de caudales ecológicos en dos cuencas de Andalucía. Uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas. *Revista Ecosistemas*, 17(1). <https://doi.org/10.7818/re.2014.17-1.00>
- Sharma, U., Dutta, V., y Kumar, R. (2016). *The Emergence, Evolution and Application of Environmental-flows Assessment in Sustainable River Basin Management: A Critical Review*.
https://www.researchgate.net/publication/308990967_The_Emergence_Evolution_and_Application_of_Environmental-flows_Assessment_in_Sustainable_River_Basin_Management_A_Critical_Review
- Shiono, K., y Knight, D. W. (2006). Turbulent open-channel flows with variable depth across the channel. *Journal of Fluid Mechanics*, 222, 617. <https://doi.org/10.1017/s0022112091001246>
- Smith, T. M., y Leo Smith, R. (2007). *Ecología*. Pearson Educación.
- Sotelo, G. (2002). Hidráulica de canales. *Facultad de Ingeniería, UNAM*.
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M., y Watanuki, Y. (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 69(1–2), 219–222.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.010>
- Tarback, E. J., y Lutgens, F. K. (2005). *Ciencias de la Tierra* (Octava). Pearson Educación.

- Udall, B., y Overpeck, J. (2017). The twenty-first century Colorado River hot drought and implications for the future: COLORADO RIVER FLOW LOSS. *Water Resources Research*, 53(3), 2404–2418. <https://doi.org/10.1002/2016WR019638>
- UNISDR. (2015). *Poverty and Death: Disaster_Mortality 1996-2015*. https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/CRED_Disaster_Mortality.pdf
- UN-Water. (2015). *Water Facts*. <http://www.unwater.org/water-facts/>
- Valdés, Y. M., y García, V. M. V. (2018). A 10 años de la declaración de Brisbane: Mirada a los caudales ecológicos y ambientales. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 2, 15.
- Wang, P., y Chen, G. Q. (2017a). Contaminant transport in wetland flows with bulk degradation and bed absorption. *Journal of Hydrology*, 552, 674–683. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.07.028>
- Wang, P., y Chen, G. Q. (2017b). Contaminant transport in wetland flows with bulk degradation and bed absorption. *Journal of Hydrology*, 552, 674–683. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.07.028>
- Yang, Y., Yin, X., y Yang, Z. (2016). Environmental flow management strategies based on the integration of water quantity and quality, a case study of the Baiyangdian Wetland, China. *Ecological Engineering*, 96, 150–161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.018>
- Yin, X. A., Yang, Z. F., y Petts, G. E. (2012). OPTIMIZING ENVIRONMENTAL FLOWS BELOW DAMS. *River Research and Applications*, 28(6), 703–716. <https://doi.org/10.1002/rra.1477>

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Capítulo 3 (Artículo)

Nombre del artículo:

Comportamiento de índices de sequía meteorológica a través de las dimensiones espaciales y temporales

Revista: Ecosistemas y Recursos Agropecuarios (Universidad Juárez Autónoma de Tabasco)

Fecha de envío: **25 de febrero de 2022**

Característica de la revista:

La revista está incluida en el Índice de Revistas Mexicanas de Investigación (**CONACYT**) y doce índices internacionales, de las cual resalta la cual resalta **Web of Science**

ISSN: 2007-901x

Temática: Revista científica multidisciplinaria que se edita cuatrimestralmente.

Editor (es): Dr. Efraín de la Cruz Lázaro

Tipo de revisión: Por pares.

Tania Gudelia Núñez-Magaña, Silvia del C. Ruíz-Acosta, Miguel A. Palomeque de la Cruz M.A., Adalberto Galindo-Alcántara. Comportamiento de índices de sequía meteorológica a través de las dimensiones espaciales y temporales. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios. Aceptado para publicarse el 30 de mayo de 2022. Número 9(2) Mayo-Agosto 2022.



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO
“Estudio en la Duda. Acción en la Fe”
Secretaría de Investigación, Posgrado y Vinculación

Dirección de Difusión y Divulgación
Científica y Tecnológica

CARTA DE ACEPTACIÓN

Ecosistemas y Recursos Agropecuarios

era@ujat.mx

Teléfono/fax 01.993.3 58 15 00 Ext. 5041

Villahermosa, Tabasco, a 30 de mayo de 2022

Título: Comportamiento de índices de sequía meteorológica a través de las dimensiones espaciales y temporales

Registro: 3298 ERA

Autores: Tania Gudelia Núñez-Magaña, Silvia del Carmen Ruíz-Acosta, Miguel Ángel Palomeque de la Cruz, Adalberto Galindo-Alcántara

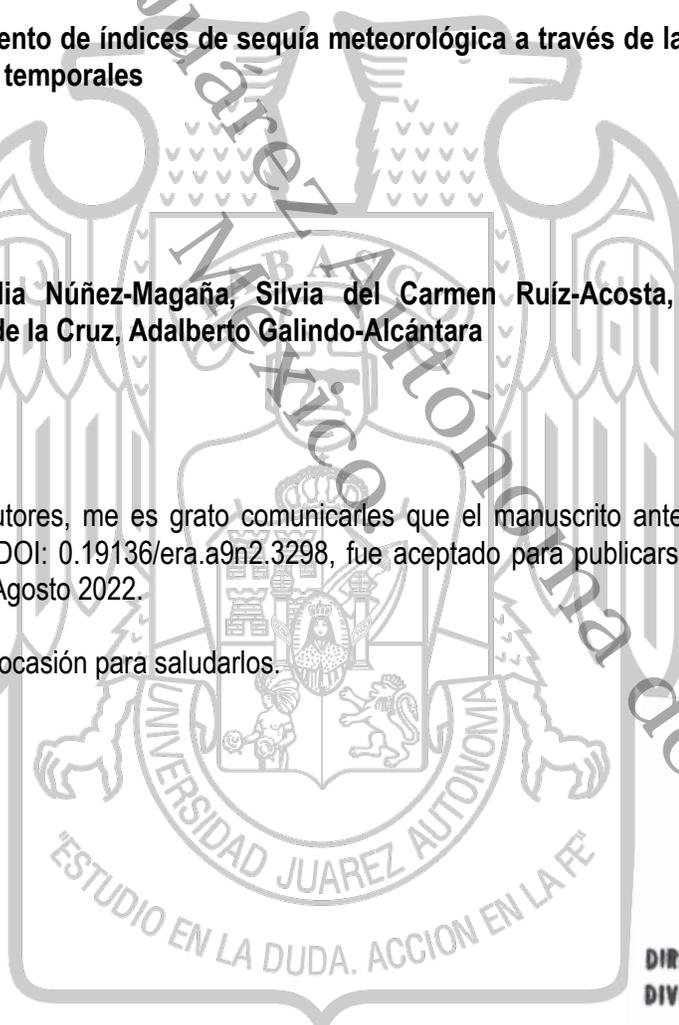
Dictamen: Aceptado

Comentarios: Estimados autores, me es grato comunicarles que el manuscrito antes indicado, con identificador DOI: 0.19136/era.a9n2.3298, fue aceptado para publicarse en el Número 9(2) Mayo – Agosto 2022.

Sin otro particular, aprovecho la ocasión para saludarlos.

Dr. Efraín de la Cruz Lázaro
Editor

C.c.p. Archivo



Capítulo 3.

Comportamiento de Índices de Sequía Meteorológica

Comportamiento de índices de sequía meteorológica a través de las dimensiones espaciales y temporales

Behavior of meteorological drought indices across spatial and temporal dimensions

Tania Gudelia Nùñez-Magaña¹, Silvia del Carmen Ruíz-Acosta², Miguel Ángel Palomeque de la Cruz¹, Adalberto Galindo-Alcántara^{1*}

¹ Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas, Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5 S/N, Entronque a Bosques de Saloya. CP. 86150. Villahermosa, Tabasco, México.

²Instituto Tecnológico de la Zona Olmeca, Ignacio Zaragoza s/n, Lomas de Ocuilzapotlán Uno. CP. 86270. Ocuilzapotlán, Tabasco, México.

*Autor de correspondencia: adalberto.galindo@ujat.mx

RESUMEN: El fenómeno de sequía meteorológica ha sido objeto de estudio por los desastres ambientales que ocasiona, la estimación de índices de sequía meteorológica (IDS) permite cuantificar los daños, consecuentemente ayuda a generar planes de mitigación. El objetivo de este estudio fue determinar la intensividad o extensividad de los IDS de mayor aplicación para mejorar su evaluación. Se realizó una revisión sistemática de los trabajos publicados en los últimos 40 años, que incluyó un análisis del comportamiento de las dimensiones espaciales, escalas temporales y clima del sistema con los resultados arrojados por los IDS. El análisis reveló que los IDS son extensivos. Esto ocasiona que las evaluaciones de los IDS tengan influencia espacial, puntos de observación, longitud de las series de datos, clima y la escala temporal. Además, se señala la viabilidad de los IDS para su aplicación y alcanzar una mayor exactitud en las evaluaciones.

Palabras clave: clima, densidad, escala temporal, homogeneidad espacial.

ABSTRACT: The phenomenon of meteorological drought has been the object of study due to the environmental disasters it causes, and the estimate of meteorological drought indices (IDS) allows to quantify the damages, thus helping to generate mitigation plans. The objective was to determine the intensity or extensity of the greater application IDS to improve its evaluation. A systematic revision of published works from the last 40 years was carried out, which included an analysis of the behavior of the spatial dimensions, temporals, climate of the system with the results produced by the IDS. The analysis revealed that are intensive. This causes IDS assessments to have spatial influence, observation points, data length, weather, and temporal scale. In addition, the feasibility of the IDS is pointed out for its application, reaching a higher accuracy in the evaluations.

Key words: weather, density, spatial homogeneity, temporal scale.

INTRODUCCION.

Las sequías provocan el desplazamiento de los organismos debido a los desastres ecológicos, biológicos y socioeconómicos que ocasionan. La sequía meteorológica es un fenómeno originado por la escasez de precipitaciones en periodos prolongados de tiempo (Trenberth et al. 2014, Campos-Aranda 2018). La Organización Meteorológica Mundial (OMM) reconoce el término como las condiciones meteorológicas anormalmente secas que provocan un periodo prolongado sin precipitaciones y ocasionan un grave desequilibrio hidrológico (OMM 2016). Por esta razón, las sequías meteorológicas son consideradas como factor preponderante que desencadena el resto de los tipos de sequía (Wu et al. 2015, She and Xia 2017). La ocurrencia de este fenómeno depende de las características de las precipitaciones tales como magnitud, intensidad y frecuencia entre estaciones húmedas, las cuales determinan la severidad del déficit y anomalías de precipitaciones acumuladas (Bong y Richard 2019).

La sequía meteorológica representa un peligro para la vida de todos los organismos del planeta porque impacta de forma negativa la prevalencia, el desarrollo y funcionamiento de los ecosistemas (Huang et al. 2018, Cortez-Villa et al. 2020). Los daños se extienden a la sociedad, el medio ambiente y economía, con una limitada capacidad para enfrentar oportunamente este fenómeno, el cual consigue la categoría de desastre ambiental (Liu et al. 2016, Sardiñas et al. 2019). Por lo que el riesgo natural es de los más complejos de analizar, de evolución lenta y ha sido objeto de estudio en muchas regiones del mundo (Penalba y Rivera 2015, Peña-Gallardo et al. 2016, Campos-Aranda 2017, Olivares y Zingaretti 2018).

La formación de huracanes, anomalías de temperatura superficial en los océanos, el comportamiento del sistema atmosfera-océano y tiempo atmosférico-clima solar están regidos por las singularidades de las sequías meteorológicas (Campos-Aranda 2017). La medida de estas permite cuantificar los daños causados por la sequía, genera información para su predicción, manejo de los recursos hídricos, planeación (Cortez-Villa et al. 2020, Malik y Kumar 2020), determinación de zonas vulnerables, distribución espacial (Rafiei-Sardooi et al. 2018, Soh et al. 2018), elementos para la gestión de riesgos, preparación y atenuación de sequía (OMM 2016).

La estimación de estas singularidades se basan en la evaluación de índices de sequía meteorológica (IDs) (Jain et al. 2015, Yacoub y Tayfur 2016, Yang et al. 2017, Malik y Kumar 2020). A pesar de que los IDs son cantidades adimensionales (Keyantash y Dracup 2002), estos se originan de la relación entre una o más variables dimensionales. La extensividad es la propiedad de una variable que refleja la dependencia al área de estudio o sistema, caso contrario a la propiedad intensiva (Munson et al. 2006, Potter et al. 2012). Esta permite establecer la viabilidad de los IDs para su aplicación en función de las dimensiones del sistema (tamaño), puntos de observación, clima, escala temporal y otorga mayor exactitud en las evaluaciones de las singularidades de las sequías meteorológicas.

Antes de la aplicación de los IDs no se suele analizar su intensividad o extensividad, más la falta de registros históricos en las áreas de estudio dirige a las evaluaciones de los IDs hacia la interpolación de los datos meteorológicos existentes (Staud et al. 2007, Goerlich 2012). Además, se ha dado poca importancia a la cobertura espacial, es decir, a la densidad de puntos por unidad de área requerido para medir las variables meteorológicas involucradas en los cálculos de los IDs, por lo que se desconoce si los registros con los que se cuente son escasos, excesivos o suficientes en función de las dimensiones del área de estudio para la estimación de sequías. Ante esta situación, este estudio tuvo como objetivo determinar si los IDs más utilizados son intensivos o extensivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una revisión sistemática con metaanálisis (Aston et al. 2021, Daryanto y Song 2021, Dordević et al. 2021) de los trabajos publicados de 29 países de los últimos 40 años en las bases de datos, Web of Science, Scopus, ScienceDirect, JSTOR, PubMed y Google Académico. Solo se tomaron en cuenta artículos relacionados con la estimación de I_{DS} con información de las características cuantitativas (frecuencia, ocurrencia, intensidad, magnitud, severidad) y cualitativas (conjunto de cualidades y atributos: variabilidad climática, eventos repentinos) de una sequía meteorológica. También se tomaron en cuenta estudios sobre la evidencia de variaciones de sequía con respecto a la resolución espacial y artículos relacionados con correlación espacial. Se excluyeron artículos con definiciones de sequía, “strees” por sequía en plantas o animales u organismos vivos, estudios de tolerancia a la sequía, sequía fisiológica, sequía socioeconómica, mecanismos de resistencia a la sequía, modelación de sequía, proyecciones de sequía en función al cambio climático, evaluación de almacenamiento de aguas subterráneas para determinar sequías. Para analizar la información se elaboró una base de datos con los siguientes parámetros, el I_D aplicado, área de estudio o sistema, número de puntos de observación, longitud de las series de datos (Wang et al. 2021), tipo de clima, escala temporal, respuesta: al clima y escala temporal, viabilidad para sistemas con pocos registros meteorológicos, herramientas aplicadas para la homogenización espacial (Wu et al. 2015, Yang et al. 2017) y de datos (Bong y Richard 2019).

En los casos donde la información se encontraba de manera parcial, como la extensión territorial, tipo de clima del área en estudio, valores de precipitación y temperatura media anual, se recurrió a la búsqueda en organismos y servicios meteorológicos oficiales de cada país para complementarla. Mientras que, donde solo se contaba con las coordenadas geográficas del área de estudio, se calculó el área utilizando Google Earth a partir del cual se trazó el polígono y se extrajo el área de estudio (Equipo Urbano 2007). Posteriormente, se determinó la intensividad o extensividad de los I_{DS}, a través de la sensibilidad del sistema y la dependencia climática.

La sensibilidad del sistema se analizó por medio de la influencia de las dimensiones del sistema en los resultados de las evaluaciones de los I_{DS} considerando la densidad de puntos de observación (ρ_e , con unidades km²/est) y su relación con la homogeneidad espacial. La ρ_e se definió como el sistema (a) entre el número de puntos de observación (e) con registros históricos de las variables meteorológicas, obtenida a través de $\rho_e = a/e$. Para el análisis se suma la comparación de los resultados donde se ha demostrado que los I_{DS} de mayor aplicación son sensibles en áreas de estudio, específicamente en áreas menores a 1x10⁶ km² y superiores a los 3x10⁶ km². También, la homogeneidad espacial se analizó a través de las características de los registros históricos observados, como la longitud de las series de datos y la homogeneidad de datos. El segundo punto principal abordado para el análisis fue el clima, para determinar cómo las escalas temporales reflejan la intensividad o extensividad de los I_{DS}.

RESULTADOS

La revisión sistemática, la aplicación de la metodología, los criterios de inclusión y exclusión dieron como resultado una base de datos de 114 artículos (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Frecuencia de los estudios publicados con evaluaciones de I_{DS} por país y la característica dominante.

| No. | País | Estudios Publicados | Característica prevalente en I _{DS} |
|-----|------|---------------------|--|
|-----|------|---------------------|--|

| | | | |
|----|-----------------|----|-----------|
| 1 | Argentina | 6 | Intensivo |
| 2 | Austria | 1 | Extensivo |
| 3 | Brasil | 3 | Extensivo |
| 4 | China | 20 | Intensivo |
| 5 | Corea del Sur | 1 | Intensivo |
| 6 | Cuba | 1 | Intensivo |
| 7 | España | 4 | Intensivo |
| 8 | Estados Unidos | 15 | Intensivo |
| 9 | Finlandia | 1 | Extensivo |
| 10 | Grecia | 1 | Extensivo |
| 11 | Hungría | 2 | Intensivo |
| 12 | India | 10 | Intensivo |
| 13 | Indonesia | 3 | Intensivo |
| 14 | Irán | 6 | Intensivo |
| 15 | Japón | 1 | Intensivo |
| 16 | Malasia | 1 | Intensivo |
| 17 | Mauritania | 4 | Intensivo |
| 18 | México | 9 | Intensivo |
| 19 | Pakistán | 6 | Intensivo |
| 20 | Paraguay | 6 | Extensivo |
| 21 | Perú | 1 | Extensivo |
| 22 | Polonia | 1 | Intensivo |
| 23 | Republica Checa | 1 | Intensivo |
| 24 | Sri Lanka | 1 | Intensivo |
| 25 | Sudáfrica | 1 | Intensivo |
| 26 | Sudan | 1 | Intensivo |
| 27 | Turquía | 4 | Intensivo |
| 28 | Venezuela | 1 | Intensivo |
| 29 | Zambia | 2 | Intensivo |

La base de datos arrojó los siguientes resultados, el índice de precipitación estandarizada (SPI, por sus siglas en inglés) tuvo una frecuencia de 49%, el índice de evapotranspiración estandarizada (SPEI, por sus siglas en inglés) un 15%, el índice de severidad de sequía de Palmer (PDSI, por sus siglas en inglés) un 9%, el índice de reconocimiento de sequía (RDI, por sus siglas en inglés) un 6% e índice China-Z (CZI, por sus siglas en inglés) 5% de 27 los encontrados con mayor frecuencia (Figura 3.1).

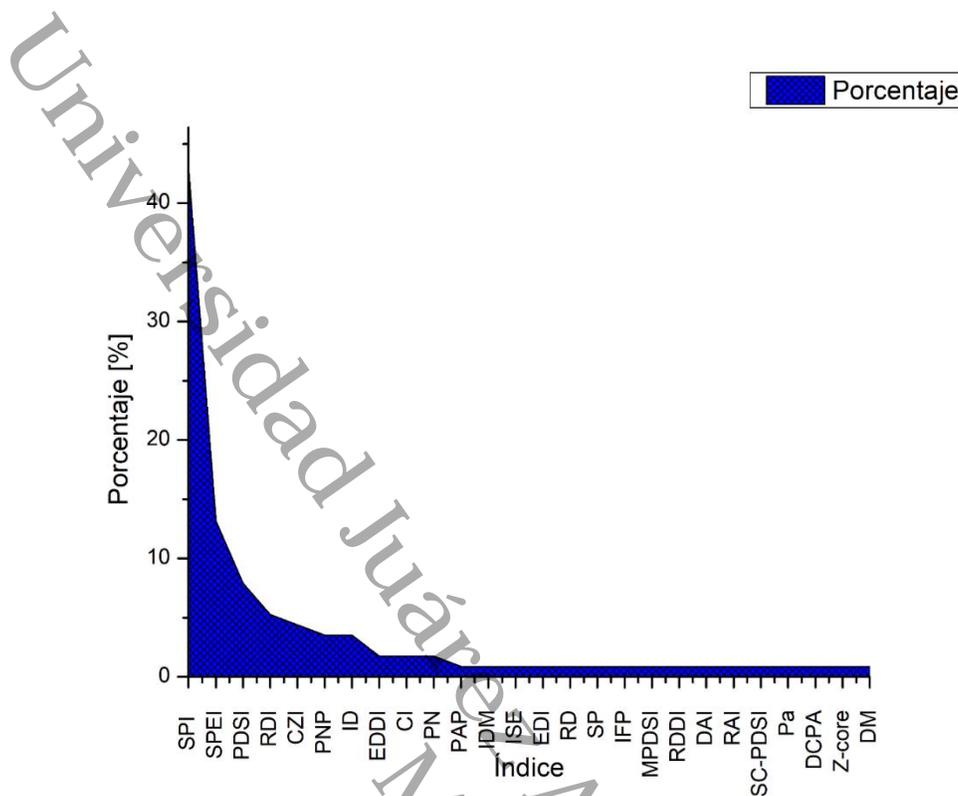


Figura 3.1. Frecuencia porcentual de los índices aplicados para la detección de sequías meteorológicas.

Sensibilidad del sistema. El 92.18% de los estudios analizados reportaron el número de estaciones y el área de estudio o sistema. El cálculo de las densidades (ρ_e) mostró 51 resultados diferentes (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Atributos preliminares de los estudios analizados.

| ID | Autor | e est. | a km ² | ρ_e km ² /est | l años |
|----|---------------------------------|-----------|----------------------|----------------------------------|-----------|
| 1 | Harisuseno (2020) | 6 | 193.41 | 32.24 | 20 |
| 2 | Peña-Gallardo et al (2016) | 1 224 | 87 268 | 71.30 | 111 |
| 3 | Penalba y Rivera (2015) | 48 | 4 779 | 99.56 | 47 |
| 4 | Campos-Aranda (2017) | 3 | 322 | 107.33 | 50 |
| 5 | McKee et al (1993) | 1 | 151.4 | 151.40 | 30-100 |
| 6 | Bong and Richard (2019) | 15 | 2 456 | 163.73 | 30 |
| 7 | Kim et al (2009) | 1 840 | 605.2 | 0.33 | 200 |
| 8 | Seiler et al. (2002) | 3 | 576 | 192.00 | 25 |
| 9 | Soh et al. (2018) | 6 | 2 400 | 400.00 | 32 |
| 10 | Liu et al. (2016) | 101 | 75 000 | 742.57 | 53 |
| 11 | Mishra and Singh (2009) | 5 | 4 265 | 853.00 | 50 |
| 12 | Abeyingha and Rajapaskha (2020) | 54 | 65 610 | 1 215.00 | 48 |

| | | | | | |
|----|-------------------------------|-------|-------------|------------|-------------|
| 13 | Wu et al. (2015) | 24 | 34 097 | 1 420.71 | 43 |
| 14 | Hayes et al. (1999) | 6 000 | 9 800 000 | 1 633.33 | 100 |
| 15 | Hayes et al. (2000) | 100 | 200 520 | 2 005.20 | 130 |
| 16 | Cortez-Villa et al. (2020) | 61 | 123 367 | 2 022.41 | 29 |
| 17 | Tan et al. (2015) | 22 | 66 000 | 3 000.00 | 40 |
| 18 | Dabanli et al. (2017) | 250 | 783 562 | 3 134.25 | 80 |
| 19 | Mohanta et al. (2020) | 1 | 3850 | 3 850.00 | 35 |
| | Mahajan and Dodamani | | | | 52 |
| 20 | (2016) | 59 | 258 948 | 4 388.95 | |
| 21 | Jain et al (2015) | 13 | 58 058 | 4 466.00 | 102 |
| 22 | Campos-Aranda (2018) | 16 | 77 685 | 4 855.31 | 65 |
| | Livada and Assimakopoulos | | | | 51 |
| 23 | (2007) | 23 | 131 957 | 5 737.26 | |
| 24 | Yang et al. (2017) | 21 | 134 800 | 6 419.05 | 46 |
| 25 | Rouault and Richard (2003) | 465 | 3 103 759 | 6 674.75 | 79 |
| 26 | SÖnmez et al. (2005) | 101 | 783 562 | 7 758.04 | 51 |
| 27 | Edwards (1997) | 1 221 | 9 800 000 | 8 026.21 | 84 |
| | Andrade-Velazquez et al. | | | | 57 |
| 28 | (2020) | 10 | 82 478 | 8 247.80 | |
| 29 | Heim (2002) | 1 119 | 9 800 000 | 8 757.82 | 1 y 100 |
| 30 | Paulo et al. (2016) | 9 | 92212 | 10 245.78 | 99 |
| 31 | AL-Timimi y AL-Jiboori (2013) | 39 | 435 052 | 11 155.18 | 30 |
| 32 | Adnan et al. (2018) | 58 | 796 096 | 13 725.79 | 64 |
| 33 | Zhang et al. (2019) | 14 | 210 000 | 15 000.00 | 20 |
| 34 | Yu et al. (2014) | 609 | 9 500 000 | 15 599.34 | 60 |
| 35 | Ayantobo et al. (2017) | 552 | 9 500 000 | 17 210.14 | 52 |
| 36 | Yao et al. (2018) | 552 | 9 500 000 | 17 210.14 | 52 |
| 37 | Zhang et al. (2016) | 520 | 9 500 000 | 18 269.23 | 53 |
| 38 | Potop y Možný (2011) | 4 | 78 871 | 19 717.75 | 50 |
| 39 | Tirivarombo et al. (2018) | 6 | 156 995 | 26 165.83 | 56 |
| 40 | Yu et al. (2013) | 16 | 494 000 | 30 875.00 | 55 |
| 41 | Asadi Zarch et al. (2011) | 40 | 1 648 000 | 41 200.00 | 30 |
| 42 | Li et al. (2019) | 35 | 1 800 000 | 51 428.57 | 59 |
| 43 | Tabari et al. (2012) | 10 | 713 122 | 71 312.20 | 40 |
| 44 | Olivares et al. (2016) | 3 | 229 111 | 76 370.33 | 29, 33 y 34 |
| 45 | Zarei and Mahmoudi (2017) | 17 | 1 648 194 | 96 952.59 | 54 |
| 46 | Kubicz (2018) | 3 | 312 679 | 104 226.33 | 33 |
| 47 | Komusco et al. (1999) | 7 | 783 562 | 111 937.43 | 58 |
| 48 | Wang et al. (2021) | 64 | 9 500 000 | 148 437.50 | 57 |
| 49 | Elagib and Elhag (2011) | 14 | 2 505 813 | 178 986.64 | 68 |
| 50 | Yacoub and Tayfur (2016) | 3 | 1 030 000 | 34 3333.33 | 44 |
| 51 | Asadi Zarch et al. (2015) | 4000 | 359 685 360 | 89 921.34 | 50 |

La $\rho_e = 32.24 \text{ km}^2/\text{est}$ fue la más pequeña seguida de $\rho_e = 71.30 \text{ km}^2/\text{est}$ para evaluar el SPI. En contraposición, $\rho_e = 3\,734\,889.16 \text{ km}^2/\text{est}$ fue la densidad mayor. Con esta ρ_e se analizaron 11 regiones en diferentes tipos de climas en todo el mundo, cada región con 12 puntos de observación las evaluaciones del SPI y SPEI. La primera columna de la Tabla 2.2 representa el número de identificación (ID), seguida de la procedencia de los datos, el número de estaciones cuya magnitud es adimensional (1), el área de estudio o sistema en km^2 , ρ_e en km^2/est y la longitud de las series de datos (l) en años. Mientras que el 7.82% de los estudios no revelaron el número de estaciones. La homogeneidad espacial representa la distribución equitativa entre el número de estaciones y la superficie espacial. El 21.15% de los estudios trabajaron con homogeneidad espacial, el 57.70% de reportaron haber trabajado sin homogeneidad espacial. Solo el 21.15% aplicó algún método de interpolación espacial de los más populares tales como, el método Kriging con un 45.46%, el método de ponderación de distancia inversa (IDW, por sus siglas en inglés) con 27.27%, el método Spline, la media espacial y el método del polígono de Thiessen cada uno con 9.09% para alcanzar la homogeneidad espacial. Por otro lado, el 5.78% de los lds de mayor aplicación reveló tener sensibilidad al sistema. Especialmente el SPI y SPEI dependen del sistema para caracterizar la intensidad y duración de periodos húmedos o secos. El SPI tiene mayor probabilidad de identificar la sequía como más grave en sistemas menores a $1 \times 10^6 \text{ km}^2$, mientras que el SPEI lo hace para áreas del orden de $3 \times 10^6 \text{ km}^2$. Aplicar una $\rho_e = 1\,200 \text{ km}^2/\text{est}$ es viable para evaluar al SPI en sistemas menores a $1 \times 10^6 \text{ km}^2$. Mientras que, el índice de porcentaje de anomalía de precipitación (PAP, por sus siglas en inglés) determina secas repentinas graves a extremas históricas en sistemas superiores a $3 \times 10^6 \text{ km}^2$. En áreas pequeñas es oportuno examinar directamente las observaciones de las estaciones meteorológicas, en lugar de datos procedentes de grids. Finalmente, en cuanto al resto de los lds de mayor aplicación (Figura 1) ninguno de los autores reportó evidencias de la sensibilidad de los lds al área de estudio.

En la longitud de las series de datos se observó que los autores registraron periodos de uno a 200 años. Los estudios con la longitud de las series de datos de largo, mediano y corto plazo fueron de 51 a 200 años con un 54.19%, 31 a 50 años con 29.51% y de uno a 30 años con 16.30% respectivamente (Tabla 2.2). El 25% trabajó con datos continuos previamente procesados, mientras que el 75% restante presentaron datos faltantes o datos escasos. De este grupo, el 32.69% aplicó algún de interpolación para completar la serie, el 15.39% trabajó con datos sin continuidad y un 26.92% no completaron las series de tiempo optando por utilizar el método Thornthwaite para calcular la evapotranspiración potencial (PET). Este método se caracteriza por requerir pocos datos para estimar el PET utilizado para la evaluación del SPEI y RDI. Por su parte, los resultados de la homogeneidad espacial mostraron que todos los estudios aseguran está característica. Mientras que, los métodos de tendencias estadísticas o no paramétricos fueron las herramientas utilizadas para eliminar valores atípicos, eliminar ruidos o comportamientos no deseados en las series de tiempo. Se encontraron 23 métodos diferentes, sin ninguna tendencia hacia algún método.

Condiciones climáticas y la escala temporal. Las condiciones climáticas del sistema mostraron vínculos con el establecimiento de puntos de observación sinópticos en un 8.33%. El resto (91.37%) no consideró esta característica. Mientras que, el 64.29% de los estudios analizados asume la robustez del lb, únicamente el 35.71% reconoce que los lds dependen del clima del sistema. De estos, el 40% corresponde a evaluaciones hechas por el SPEI, el 23.33% al SPI, el 20% al PDSI, el 13.33% al RDI y 3.34% al CZI. Mientras que, la escala temporal aplicada en los lds osciló entre un mes y 72

meses. Algunos trabajaron en periodos de un mes dirigidos a la determinación de humedad del suelo. El SPI de tres meses otorgó una estimación estacional de la precipitación, los de seis y nueve meses indicaron tendencias a mediano plazo de patrones de precipitación. Otros con escalas a largo plazos (nueve a 12 meses) revelaron una estimación anual de los niveles en los embalses y caudales de los ríos.

DISCUSIÓN

El SPI, SPEI, PDSI, RDI y CZI fueron los índices de mayor aplicación en la detección de sequía meteorológica (Figura 1). Lo cual se debe a su frecuente aplicación en todo el mundo y que la mayoría de estos índices son sugeridos por la OMM u organismos administrativos de cada país (Tabla 1).

Sensibilidad del sistema. Los puntos de observación desarrollaron dos funciones en la evaluación los I_b s. La primera, la evaluación del I_b elegido en cada punto de observación (Campos-Aranda 2018, Yao et al. 2018, Zhang et al. 2019). En la segunda, los puntos de observación se utilizaron para interpolar puntos o generar grids en el sistema, alcanzar la homogeneidad espacial (Peña-Gallardo et al. 2016, Yang et al. 2017, Andrade-Velázquez y Medrano-Pérez 2020). Los estudios que no reportaron el número de puntos de observación refleja que se tienen metodologías que consideran poco relevante este parámetro. Pero, la disponibilidad y cantidad de datos apropiados son fundamentales para detectar variaciones espaciales y temporales durante un evento de sequía (Vangelis et al. 2011). Por lo que la naturaleza de los datos de variables meteorológicas *in situ* en la evaluación de los I_b s es básico. Las ρ_e s revelaron que a mayor número de puntos de observación se tiene menor ρ_e lo que representa mayor cobertura espacial. Mientras que, lo opuesto genera una ρ_e mayor y menor cobertura espacial en el sistema. Sobre esto, Harisuseno (2020) con la ρ_e más pequeña, reporta que se tienen resultados confiables y adecuados aplicando el SPI. Respecto a la ρ_e más pequeña las estaciones se emplearon para la elaboración de mallas (Peña-Gallardo et al. 2016). Por lo que los resultados obtenidos fueron óptimos en el análisis de series de precipitación y temperatura media. A pesar de que la ρ_e puede minimizar incertidumbres debido a la homogeneidad espacial en el sistema las aproximaciones generadas con las interpolaciones de los datos generan incertidumbres en los resultados (Goerlich 2012). En la ρ_e más grande reportada por Vicente-Serrano et al. (2010) las evaluaciones del SPI y SPEI tuvieron pocas diferencias en todas las escalas temporales y respondieron a la precipitación, pero no a la variabilidad climática interanual. Pero, los pocos detalles de la metodología de observación generan incertidumbre sobre estas afirmaciones y se desconoce ante qué condiciones los índices ocultan el comportamiento de la sequía en escalas temporales interanuales. Un estudio que destacó por la ρ_e que presentó fue de Elagib y Elhag (2011) realizado en Sudán para la evaluación del SPI, el cual reporta una ρ_e exponencialmente superior lo sugerido por la OMM que fue aumentando en el tiempo de análisis. Pero el efecto fue minimizado al calcular la media espacial partiendo de anomalías estandarizadas a largo plazo (Nicholson 1986, 1993, Elagib y Elhag 2011). Pero se reporta que, una evaluación es oportuna con datos procedentes de estaciones meteorológicas y no de aproximaciones (Goerlich 2012). A pesar que en África oriental, el SPI se considera como el I_b idóneo para monitorear sequías con un requerimiento de datos modestos y de fácil interpretación (Ntale y Gan 2003). Estas afirmaciones están basadas en los resultados de Elagib y Elhag (2011) donde, la ρ_e genera una limitada cobertura espacial de observación, un menor nivel de agregación espacial (Goerlich 2012) y los puntos de observación suponen representar los climas contrastantes del sistema. Por tanto, las afirmaciones de Elagib y Elhag (2011) están basadas en evaluaciones poco confiables.

La homogeneidad espacial y la altitud fue omitida en la mayoría de los estudios analizados. Al respecto, Rouault y Richard (2003), Livada y Assimakopoulos (2007) e Yao et al. (2018) reportan que esta última variable es necesaria para calcular los puntos de observación, argumentando que a mayor altitud menor número de observaciones. Lo que, asegura puntos de observación con condiciones atmosféricas para la precipitación (variable principal de la que dependen los I_{DS}) y capturar la influencia de los océanos, orografía y geografía del sistema. Pero, recientemente se han registrado precipitaciones por varias horas en sitios donde no existen condiciones atmosféricas para la precipitación (NSIDC 2021). Lo que demuestra que la precipitación no necesariamente se encuentra ligada a la altitud del sistema, ni a las condiciones atmosféricas. Los hechos reflejan que no se tiene la certeza de las condiciones atmosféricas específicas que pueden desarrollar la precipitación. Además, de que la altitud, asegura la homogeneidad de precipitación como criterio de observación, puede no ser viable para generar datos de entrada en la evaluación de los I_{DS} .

La interpolación se aplicó para aproximar datos faltantes en estudios sin continuidad en la longitud de las series de datos y para alcanzar la homogeneidad espacial. Recientemente se ha demostrado que los I_{DS} son sensibles al área de estudio y que requieren de una ρ_e específica para minimizar errores en los cálculos (Li et al. 2020). En específico, el SPEI es menos sensible al medir la severidad de una sequía en áreas grandes. Al respecto, Goerlich (2012) mencionan que la aplicación de datos aproximados no es viable para la estimación de periodos húmedos o secos en áreas pequeñas. Lo que se puede deber a que en áreas pequeñas se puede tener una mayor cobertura espacial y consecuentemente, más información del comportamiento del fenómeno de sequía. Por lo que, los I_{DS} dependen del α y no es posible asumir que el resto de los I_{DS} estén exentos de esta característica. Además, de que existen estudios con graves errores en observaciones que afectan regiones con baja ρ_e , a pesar del procesamiento y control de calidad (Dinku et al. 2007, Belo-Pereira et al. 2011, Liebmann et al. 2012, Dutra et al. 2013). Lo que indica que, la precisión en la vigilancia de la sequía depende principalmente la cobertura espacial y la frecuencia temporal de las observaciones *in situ*.

Condiciones climáticas y la escala temporal. Los I_{DS} dependen desde la formulación de variables climáticas a excepción del SPI que es el de mayor aplicación y CZI. Aunque no este incluida en su formulación ambos mostraron sensibilidad ante las variables climáticas. Lo que, muestra que los I_{DS} dependen de las condiciones climáticas. Globalmente, la mayoría de los estudios no consideró las características climáticas del sistema. Ya que, asumieron su robustez (Campos-Aranda 2018, Cortez-Villa et al. 2020). Solo la tercera parte reconoce que el SPEI, SPI, PDSI, RDI y CZI fueron sensibles al clima del sistema (Vicente-Serrano et al. 2010, Elagib y Elhag 2011, Liu et al. 2016, Wang et al. 2021).

La escala temporal de los I_{DS} depende del periodo de evolución de la sequía que se desee observar. El SPI en escalas de corto plazo mostró inconsistencias en la identificación de sequía (Hayes et al. 2000) y magnificó la severidad en periodos menores a dos meses. Al respecto, Mishra et al. (2009) revelaron que la frecuencia de las sequias decaen exponencialmente con la escala temporal del SPI mientras que la duración aumenta (Figura 3.2). Lo que confirma que una limitación del SPI es su proceso de estandarización, la sequía medida por el SPI puede ocurrir con la misma frecuencia en todos los lugares cuando se considera un periodo prolongado (Komuscu 1999). En adición el PDSI y SPEI no son precisos en las escalas temporales a corto plazo (Vicente-Serrano et al. 2010, Potop y Možný 2011, Choi et al. 2013, Liu et al. 2016, Soh et al. 2018, Li et al. 2020). Lo que indica que los I_{DS} son sensibles a la escala temporal de evaluación. Sobre lo mismo Wang et al. (2021) reportan que las regiones climáticas con la escala temporal de 20, 30 y 90 días son idóneas en la detección de sequías con el SPI. Pero, se desconoce la validez de esta afirmación en sistemas con diferentes características climáticas. Además, en sistemas donde se tienen pocas precipitaciones se recomienda

tener cautela para evaluar el SPI a escalas temporales de corto plazo (OMM 2012). Sobre esto Bong y Richard (2019) no pudieron medir la sequía en diferentes escalas temporales con el SPI sin homogeneidad espacial. Mientras que, Rouault y Richard (2003) y Peña-Gallardo et al. (2016) con homogeneidad espacial lo lograron. Lo que confirma que la homogeneidad espacial evita sesgos, ofrece mayor calidad en los datos y permite medir la variabilidad climática (Easterling et al. 1996). Por lo que, la homogeneidad espacial es un factor básico para realizar evaluaciones precisas a través de los Ids (Dabanlı et al. 2017) y revela que el SPI es extensivo.

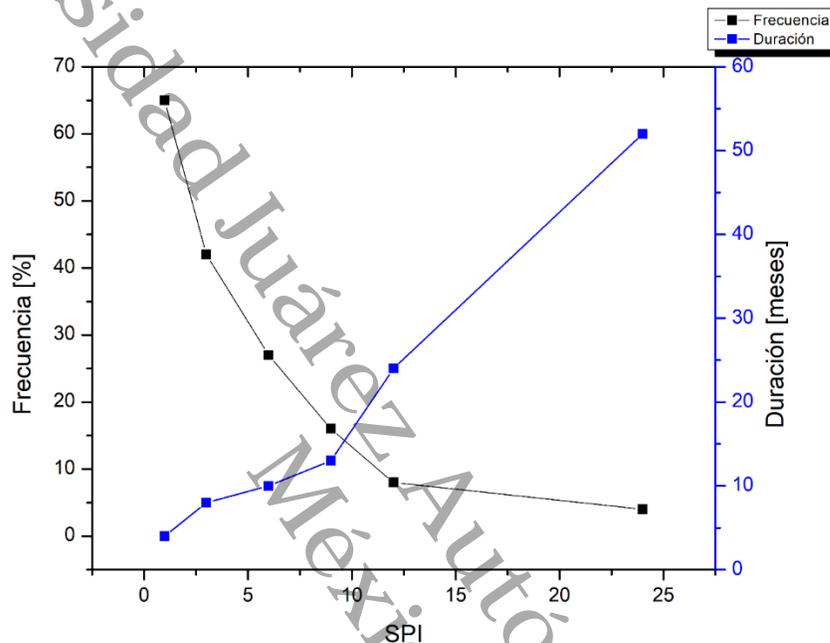


Figura 3.2. Evaluaciones elaborado a partir de Mishra *et al.* 2009 con alta variabilidad espacial.

La homogeneidad de datos debe eliminar los factores que pueden ocultar el verdadero comportamiento climático del sistema generado por cambios en la instrumentación, variaciones en el tiempo de observación y microambiente (Wu et al. 2007, Soh et al. 2018). Lo anterior obedece a que la homogeneidad de datos supone que los registros siguen alguna distribución estadística (Guttman 1991, Hobbins et al. 2016, Ayantobo et al. 2017). Pero, una distribución de probabilidad inadecuada puede inferir sesgo en los resultados del Id y perder precisión (Stagge et al. 2015, Guerreiro et al. 2017, Zhang and Li 2020, Zhao et al. 2020). Lo que significa que, la homogeneidad de datos no asegura la robustez del Ids, ni la calidad de los datos. Debido a que, los Ids están influenciados por el comportamiento climático y que definir puntos sinópticos no integran las características climáticas del sistema. Mientras que, el PDSI mostró sensibilidad a cambios de escala temporal, localización de estaciones y al procesamiento de la homogeneidad de datos (Liu et al. 2016). Al respecto, Palmer (1965), Guttman (1991) y Heim (2002) sugieren que las extrapolaciones fuera de climas semiáridos y secos-subhúmedos en evaluaciones del PDSI conducen a resultados poco precisos. Lo que indica que el PDSI es sensible a la cobertura espacial por lo que es un Id extensivo. Los Ids que utilizan exclusivamente datos de precipitaciones son la mejor opción para identificar sequías meteorológicas (Olukayode 1985, Vicente-Serrano et al. 2010) como es el caso del SPI. Pero, Asadi et al. (2011) reportan limitaciones en datos de precipitaciones, precisión en mediciones y el número de estaciones de medición. Por lo que, la longitud de las series de datos no tuvo la capacidad

de identificar regiones con mayor tendencia a las sequías y se necesitó de información climatología local para evaluar el SPI.

Los Ids son sensibles a los cambios en la localización de las estaciones y la exposición (Haylock et al. 2006). Por lo que, atender las dimensiones de un Ids ofrece la cercanía de evaluaciones precisas y no aproximadas. Además de, que permite establecer su intensividad o extensividad y descartar el riesgo de generalizar los efectos de la sequía en sistemas bajo diferentes condiciones climáticas y geológicas. La temperatura es un factor preponderante que magnificar la sequía a diferencia de la velocidad del viento y la radiación solar incidente (Zhang et al. 2016). Por tanto, involucrar a PET en la formulación de los Ids implica observaciones a escala microscópica para encontrar detalles del fenómeno, ya que la velocidad del viento y la radiación solar incidente se encuentran fuertemente vinculada a PET a través de la energía o calor latente (Campos-Aranda 2018). La precipitación y temperatura son variables de carácter macroscópico que al combinarse con PET producen heterogeneidades en la escala de observación del fenómeno. Estos efectos han sido generalizados y la relevancia metodológica sobre la homogeneidad de datos en estaciones ha sido minimizada y poco atendida (Esteban-Parra et al.1998, Goerlich 2012). El carácter complejo del estudio del fenómeno de sequía meteorológica (Heim 2002) podría ser la causa de la omisión de estos factores.

CONCLUSIONES

La aplicación de la revisión sistemática reveló que los Ids de mayor aplicación para estimar las singularidades de sequía meteorológica fueron SPI, SPEI, PDSI, RDI y CZI. Los resultados de los Ids dependen de las dimensiones del sistema y significa que son extensivos. Además, dependen de la metodología de observación, métodos de aproximación de datos y procesamiento numérico. Por lo que, la discontinuidad en la longitud de las series de datos, heterogeneidad espacial y ρ_e superiores o exponencialmente mayores a lo sugerido por la OMM generalizan los efectos de la sequía en los sistemas bajo diferentes condiciones climáticas y geológicas. Además, se encontró que las heterogeneidades en la escala de observación que se generan al involucrar a PET en los Ids contribuyen a la complejidad que se tiene al estudiar el fenómeno de sequía meteorológica.

LITERATURA CITADA

- Abeyasingha NS and Rajapaksha URLN (2020) SPI-Based Spatiotemporal Drought over Sri Lanka. *Advances in Meteorology*. 2020 Article ID 9753279. DOI:10.1155/2020/9753279.
- Adnan S, Ullah K, Shuanglin L, Gao S, Khan AH, Mahmood R (2018) Comparison of various drought indices to monitor drought status in Pakistan. *Climate Dynamics* 51: 1885-1899.
- Al-Timimi YK and Al-Jiboori MH (2013) Assessment of spatial and temporal drought in Iraq during the period 1980-2010. *International Journal of Energy and Environment* 4: 291-302.
- Andrade-Velázquez M, Medrano-Pérez OR (2020) Precipitation patterns in Usumacinta and Grijalva basins (southern Mexico) under a changing climate. *Bio Ciencias* 7: e905. DOI:10.15741/revbio.07.e905.
- Asadi MA, Malekinezhad H, Mobin MH, Dastorani MT, Kousari MR (2011) Drought monitoring by recon-naissance drought index (RDI) in Iran. *Water Resources Management* 25: 3485-3504.

Asadi MA, Sivakumar B and Sharma A (2015) Droughts in a warming climate: A global assessment of standardized precipitation index (SPI) and Reconnaissance Drought Index (RDI). *Journal of Hydrology* 526:183 – 195.

Aston L, Currie G, Delbosc A, Kamruzzaman M, Teller D (2021) Exploring built environment impacts on transit use – an updated meta-analysis. *Transport Reviews* 41: 73-96.

Ayantobo OO, Li Y, Song S, Yao N (2017) Spatial comparability of drought characteristics and related return periods in mainland China over 1961–2013. *Journal of Hydrology* 550: 549-567.

Belo-Pereira M, Dutra E, Viterbo P (2011) Evaluation of global precipitation data sets over the Iberian Peninsula. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 116: D20101.
DOI:10.1029/2010JD015481.

Bong CHJ, Richard J (2019) Drought and climate change assessment using Standardized Precipitation Index (SPI) for Sarawak River Basin. *Journal of Water and Climate Change* 11: 956-965.

Campos-Aranda DF (2017) Cuantificación de sequías meteorológicas mensuales: Cotejo de cuatro índices en tres localidades de San Luis Potosí, México. *Tecnología y Ciencias Del Agua* 8: 159-172.

Campos-Aranda DF (2018) Detección de sequías meteorológicas anuales en el estado de Zacatecas, México, con base en índices de anomalía estandarizada. *Tecnología y Ciencias del Agua* 9: 135-149.

Choi M, Jacobs JM, Anderson MC, Bosch DD (2013) Evaluation of drought indices via remotely sensed data with hydrological variables. *Journal of Hydrology* 476: 265-273.

Cortez-Villa J, Quevedo-Nolasco A, Arteaga-Ramírez R, Carrillo-Flores G, Cortez-Villa J, Quevedo-Nolasco A, Arteaga-Ramírez R, Carrillo-Flores G (2020) Tendencia de la sequía meteorológica en el estado de Durango, México, por el método de Rodionov. *Tecnología y Ciencias del agua* 11: 85-131.

Equipo Urbano (2007) El uso de Google Earth para el estudio de la morfología de las ciudades. I, Alcances y limitaciones. *Ar@cne. Revista electrónica de recursos en Internet sobre Geografía y Ciencias Sociales*. Barcelona, España. <http://www.ub.es/geocrit/ aracne/ aracne-100.htm>. Fecha de consulta: 20 de abril de 2022.

Dabanlı İ, Mishra AK, Şen Z (2017) Long-term spatio-temporal drought variability in Turkey. *Journal of Hydrology* 552: 779-792.

Daryanto A, Song Z (2021) A meta-analysis of the relationship between place attachment and pro-environmental behaviour. *Journal of Business Research* 123: 208-219.

Dinku T, Ceccato P, Grover-Kopec E, Lemma M, Connor SJ, Ropelewski CF (2007) Validation of satellite rainfall products over East Africa's complex topography. *International Journal of Remote Sensing* 28: 1503-1526.

Dordević D, Jančíková S, Vítězová M, Kushkevych I (2021) Hydrogen sulfide toxicity in the gut environment: Meta-analysis of sulfate-reducing and lactic acid bacteria in inflammatory processes. *Journal of Advanced Research* 27: 55-69.

Dutra E, Magnusson L, Wetterhall F, Cloke HL, Balsamo G, Bousetta S, Pappenberger F (2013) The 2010-2011 drought in the Horn of Africa in ECMWF reanalysis and seasonal forecast products: Drought in the HoA. *International Journal of Climatology* 33: 1720-1729.

Easterling DR, Peterson TC, Karl TR (1996) On the development and use of homogenized climate datasets. *Journal of Climate* 9: 1429-1434.

Elagib NA, Elhag MM (2011) Major climate indicators of ongoing drought in Sudan. *Journal of Hydrology* 409: 612-625.

Esteban-Parra MJ, Rodrigo FS, Castro-Diez Y (1998) Spatial and temporal patterns of precipitation in Spain for the period 1880–1992. *International Journal of Climatology* 18: 1557-1574.

Goerlich FJ (2012) Datos climáticos históricos para las regiones españolas CRU TS 2.1. *Investigaciones de Historia Económica* 8: 29-40.

Guerreiro SB, Kilsby C, Fowler HJ (2017) Assessing the threat of future megadrought in Iberia. *International Journal of Climatology* 37: 5024-5034.

Guttman NB (1998) Comparing the palmer drought index and the standardized precipitation index. *Journal of the American Water Resources Association* 34: 113-121.

Guttman NB (1991) A sensitivity analysis of the palmer hydrologic drought index. *Journal of the American Water Resources Association* 27: 797-807.

Harisuseno D (2020) Meteorological drought and its relationship with southern oscillation Index (SOI). *Civil Engineering Journal* 6: 1864-1875.

Hayes M, Svoboda M, Wilhite D (2000) Monitoring drought using the standardized precipitation index. Edited by Donald A. Wilhiteed Drought: A Global Assessment. Vol 1. Routledge. Nebraska, USA. pp:168-180.

Hayes MJ, Svoboda MD, Wilhite DA, Vanyarkho OV (1999) Monitoring the 1996 drought using the standardized precipitation index. *Bulletin of the American Meteorological Society* 80: 429-438.

Haylock MR, Peterson TC, Alves LM, Ambrizzi T, Anunciação YMT, Baez J, Barros VR, Berlato MA, Bidegain M, Coronel G, Corradi V, García VJ, Grimm AM, Karoly D, Marengo JA, Marino MB, Moncunill DF, Nechet D, Quintana J, Vincent LA (2006) Trends in total and extreme South American rainfall in 1960–2000 and links with sea surface temperature. *Journal of Climate* 1: 1490-1512.

Heim RR (2002) A review of twentieth-century drought indices used in the united states. *Bulletin of the American Meteorological Society* 83: 1149-1166.

Hobbins MT, Wood A, McEvoy DJ, Huntington JL, Morton C, Anderson M, Hain C (2016) The evaporative demand drought index. Part I: linking drought evolution to variations in evaporative demand. *Journal of Hydrometeorology* 17: 1745-1761.

Huang S, Wang L, Wang H, Huang Q, Leng G, Fang W, Zhang Y (2018) Spatio-temporal characteristics of drought structure across China using an integrated drought index. *Agricultural Water Management* 218: 182-192.

Jain VK, Pandey RP, Jain MK, Byun HR (2015) Comparison of drought indices for appraisal of drought characteristics in the Ken River Basin. *Weather and Climate Extremes* 8: 1-11. DOI: 10.1016/j.wace.2015.05.002.

Karl TR, Koscielny AJ (1982) Drought in the United States: 1895–1981. *Journal of Climatology* 2: 313-329.

Kim DW, Byun HR, Choi KS (2009) Evaluation, modification, and application of the effective drought index to 200-year drought climatology of seoul, Korea. *Journal of Hydrology* 378: 1-12. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.08.021.

Kim U, Kaluarachchi JJ, Smakhtin VU (2008) Generation of monthly precipitation under climate change for the upper blue Nile river basin, Ethiopia 1. *Journal of the American Water Resources Association* 44: 1231-1247.

Komuscu AU (1999) Using the SPI to analyze spatial and temporal patterns of drought in Turkey. *Drought Network News* 11: 7 - 13.

Li L, She D, Zheng H, Lin P, Yang ZL (2020) Elucidating diverse drought characteristics from two meteorological drought indices (SPI and SPEI) in China. *Journal of Hydrometeorology* 21: 1513-1530.

Li X, Sha J, Wang ZL (2019) Comparison of drought indices in the analysis of spatial and temporal changes of climatic drought events in a basin. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 10695-10707.

Liebmann B, Bladé I, Kiladis GN, Carvalho LMV, Senay G, Allured D, Leroux S, Funk C (2012) Seasonality of African precipitation from 1996 to 2009. *Journal of Climate* 25: 4304-4322.

Liu Y, Ren L, Hong Y, Zhu Y, Yang X, Yuan F, Jiang S (2016) Sensitivity analysis of standardization procedures in drought indices to varied input data selections. *Journal of Hydrology* 538: 817-830.

Liu Z, Yao Z, Wang R (2016) Assessing methods of identifying open water bodies using Landsat 8 OLI imagery. *Environmental Earth Sciences* 75: 873. DOI: 10.1007/s12665-016-5686-2.

Livada I, Assimakopoulos VD (2007) Spatial and temporal analysis of drought in greece using the Standardized Precipitation Index (SPI). *Theoretical and Applied Climatology* 89: 143-153.

Mahajan DR, Dodamani BM (2016) Spatial and temporal drought analysis in the Krishna river basin of Maharashtra, India. *Cogent Engineering* 3(1): 1185926. DOI: 10.1080/23311916.2016.1185926.

Malik A, Kumar A (2020) Meteorological drought prediction using heuristic approaches based on effective drought index: A case study in Uttarakhand. *Arabian Journal of Geosciences* 13(6): 276. DOI: 10.1007/s-12517-020-5239-6.

Mishra AK, Singh VP, Desai VR (2009) Drought characterization: A probabilistic approach. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 23: 41-55.

Mishra AK, Singh VP (2009) Analysis of drought severity-area-frequency curves using a general circulation model and scenario uncertainty. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*: 114. DOI: 10.1029/2008JD010986.

Mohanta D, Soren J, Sarangi S, Sahu S (2020) Meteorological drought trend analysis by standardized precipitation index (SPI) and reconnaissance drought index (RDI): A case study of Gajapati District. *International Journal of Chemical Studies* 8: 1741-1746.

Nicholson SE (1986) The spatial coherence of african rainfall anomalies: interhemispheric teleconnections. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 25: 1365-1381.

Nicholson SE (1993) An overview of African rainfall fluctuations of the last decade. *Journal of Climate* 6: 1463-1466.

NSIDC (2021) Rain at the summit of Greenland. *Greenland Ice Sheet Today*. <http://nsidc.org/greenland-today/2021/08/rain-at-the-summit-of-greenland/>. Fecha de consulta: 23 de agosto de 2021.

Ntale HK, Gan TY (2003) Drought indices and their application to East Africa. *International Journal of Climatology* 23: 1335-1357.

- Olivares BO, Zingaretti ML (2018) Análisis de la sequía meteorológica en cuatro localidades agrícolas de Venezuela mediante la combinación de métodos multivariados. Cuadernos de Investigación UNED 10: 192-203.
- Olivares BO, Cortez A, Lobo D, Parra RM, Rey BJC, Rodríguez MF (2016) Estudio de la sequía meteorológica en localidades de los llanos de Venezuela mediante el índice de Precipitación Estandarizado. Acta Nova 7: 266-283.
- Olukayode E (1985) A comparative performance analysis of three meteorological drought indices. Journal of Climatology 5: 655-664.
- OMM (2016) Estado del clima mundial en 2011–2015. WMO-1179. Organización Meteorológica Mundial. Ginebra, Suiza. 32p.
- OMM (2012) Standardized precipitation index user guide. Organización Meteorológica Mundial. https://library.w-mo.int/doc_num.php?explnum_id=7768. Fecha de consulta: 27 de julio de 2021.
- Palmer WC (1965) Meteorological drought. Vol. 30. US Department of Commerce, Washington, USA. 58p.
- Paulo A, Martins D, Pereira LS (2016) Influence of precipitation changes on the spi and related drought severity: An analysis using long-term data series. Water Resources Management 30: 5737-5757.
- Peña-Gallardo M, Gámiz-Fortís SR, Castro-Diez Y, Esteban-Parra MJ (2016) Comparative analysis of drought indices in Andalusia during the period 1901-2012. Cuadernos de Investigación Geográfica. 42: 67-88.
- Penalba OC, Rivera JA (2015) Comparación de seis índices para el monitoreo de sequías meteorológicas en el sur de Sudamérica. Meteorológica 40: 33-57.
- Potop V, Možný M (2011) The application a new drought index -standardized precipitation evapo-transpiration index in the czech republic. Edited by Středová, H., Rožnovský, J., Litschmann, T. Mikroklima a Mezoklima Krajinných Struktur a Antropogenních Prostředí Vol 2. Skalní mlýn. Prague, Czech Republic. pp:1-12.
- Potter MC, Wiggert DC, Ramadan BH (2012) Mechanics of fluids SI version. 4th edition. Cengage Learning. Stamford, USA. 785p.
- Quiring SM (2009) Monitoring drought: An evaluation of meteorological drought indices. Geography Compass 3: 64-88.

- Rafiei-Sardooi E, Mohseni-Saravi M, Barkhori S, Azareh A, Choubin B, Jafari-Shalamzar M (2018) Drought modeling: A comparative study between time series and neuro-fuzzy approaches. *Arabian Journal of Geosciences* 11(17): 487. DOI: 10.1007/s12517-018-3835-5.
- Rouault M, Richard Y (2003) Intensity and spatial extension of drought in South Africa at different time scales. *Water SA* 29: 489-500.
- Sardiñas SB, Leandro MF, González MR, González EYV (2019) La sequía meteorológica 2014-2017, características e impactos en la provincia Cienfuegos. *Revista Cubana de Meteorología* 25: 319-333.
- Seiler RA, Hayes M, Bressan L (2002) Using the standardized precipitation index for flood risk monitoring. *International Journal of Climatology* 22: 1365-1376.
- She D, Xia J (2017) Copulas-based drought characteristics analysis and risk assessment across the loess plateau of China. *Water Resources Management* 32: 547-564.
- Soh YW, Koo CH, Huang YF, Fung KF (2018) Application of artificial intelligence models for the prediction of standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) at Langat River Basin, Malaysia. *Computers and Electronics in Agriculture* 144: 164-173.
- Sönmez F, Kemal AÜ, Erkan A, Turgu E (2005) An Analysis of Spatial and Temporal Dimension of Drought Vulnerability in Turkey Using the Standardized Precipitation Index. *Natural Hazards*. 35: 243-264.
- Stagge JH, Tallaksen LM, Gudmundsson L, Van Loon AF, Stahl K (2015) Candidate Distributions for Climatological Drought Indices (SPI and SPEI). *International Journal of Climatology* 35: 4027-4040.
- Staudt M, Esteban-Parra MJ, Castro-Díez Y (2007) Homogenization of long-term monthly Spanish temperature data. *International Journal of Climatology* 27: 1809-1823.
- Tan C, Yang J, Li M (2015) Temporal-spatial variation of drought indicated by SPI and SPEI in Ningxia Hui Autonomous Region, China. *Atmosphere* 6: 1399-1421.
- Tirivarombo S, Osupile D, Eliasson P (2018) Drought monitoring and analysis: Standardised Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI) and Standardised Precipitation Index (SPI). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 106: 1-10. DOI: 10.1016/j.pce.2018.07.001.
- Trenberth KE, Dai A, van der Schrier G, Jones PD, Barichivich J, Briffa KR, Sheffield J (2014) Global warming and changes in drought. *Nature Climate Change* 4: 17-22.
- Vangelis H, Spiliotis M, Tsakiris G (2011) Drought severity assessment based on bivariate probability analysis. *Water Resources Management* 25: 357-371.

- Vicente-Serrano SM, Beguería S, López-Moreno JI (2010) A multiscale drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate* 23: 1696-1718.
- Wang W, Wang J, Romanowicz R (2021) Uncertainty in SPI calculation and its impact on drought assessment in different climate regions over China. *Journal of Hydrometeorology* 22: 1369-1383.
- Wu C, Xian Z, Huang G (2015) Meteorological drought in the Beijiang River basin, South China: Current observations and future projections. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 30: 1821-1834.
- Wu H, Svoboda MD, Hayes MJ, Wilhite DA, Wen F (2007) Appropriate application of the standardized precipitation index in arid locations and dry seasons. *International Journal of Climatology* 27: 65-79.
- Yacoub E, Tayfur G (2016) Evaluation and Assessment of Meteorological Drought by Different Methods in Trarza Region, Mauritania. *Water Resources Management* 31: 825-845.
- Yang W, Cao Z, Lang Y (2021) Pollution status of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Northeastern China: A review and metanalysis. *Environmental Processes* 8: 429-454.
- Yang J, Chang J, Wang Y, Li Y, Hu H, Chen Y, Huang Q, Yao J (2017) Comprehensive drought characteristics analysis based on a nonlinear multivariate drought index. *Journal of Hydrology* 557: 651-667.
- Yao N, Li Y, Lei T and Peng L (2018) Drought evolution, severity and trends in mainland China over 1961–2013. *Science of the Total Environment* 616: 73-89.
- Yu M, Li Q, Hayes MJ, Svoboda MD, Heim RR (2014) Are droughts becoming more frequent or severe in China based on the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index: 1951-2010? *International Journal of Climatology* 34: 545-558.
- Yu W, Shao M, Ren M, Zhou H, Jiang Z, Li D (2013) Analysis on spatial and temporal characteristics drought of Yunnan Province. *Acta Ecologica Sinica* 33: 317-324.
- Munson BR, Young DF, Okiishi T, Huebsch W (2006) *Fundamentals of fluid mechanics*. 6th Edition. Wiley. Iowa, USA. 778p.
- Zarei AR, Mahmoudi MR (2017) Evaluation of changes in RDIst index effected by different Potential Evapotranspiration calculation methods. *Water Resources Management* 31: 4981-4999.
- Zargar A, Sadiq R, Naser B, Khan FI (2011) A review of drought indices. *Environmental Reviews* 19: 333-349.

Zhang Y, Li Z (2020) Uncertainty analysis of standardized precipitation index due to the effects of probability distributions and parameter errors. *Frontiers in Earth Science* 8: Article 76. DOI: 10.3389/feart.2020.00076.

Zhang Y, Wang J, Shen Z, Xie X (2019) Evolution characteristics of seasonal drought in Hunan based on the standardized precipitation index (SPI). *Geoscience and Remote Sensing* 2: 56-64.

Zhang J, Sun F, Xu J, Chen Y, Sang Y, Liu C (2016) Dependence of trends in and sensitivity of drought over China (1961–2013) on potential evaporation model. *Geophysical Research Letters* 43: 206-213.

Zhao R, Wang H, Zhan C, Hu S, Ma M, Dong Y (2020) Comparative analysis of probability distributions for the Standardized Precipitation Index

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

**Capítulo 4. Dinámica de inundaciones ambientales en
humedales de la Cuenca baja del Rio Grijalva: Enfoque
Hidrosatelital**

Dinámica de inundaciones ambientales en humedales de la Cuenca baja del Río Grijalva: Enfoque Hidrosatelital

Tania G. Nuñez-Magaña¹, Carlos A. Mastachi-Loza^{2*}, Adalberto Galindo Alcántara¹, Rocio Becerril-Piña², Silvia del C. Ruíz-Acosta³, Miguel A. Palomeque de la Cruz¹, and Francisco Magaña-Hernández⁴

¹ División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5 S/N, entronque a Bosques de Saloya. CP. 86150, Tabasco, México; tania.nunez@ujat.mx (T.G.N.M); adalberto.galindo@ujat.mx (A.G.A); miguelpalomeque@ujat.mx (M.A.P.C)

² Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA). Universidad Autónoma del Estado de México, Carretera Toluca Atlacomulco km 14.5, Toluca, México; rbecerrilp@uaemex.mx (R.B.P.)

³ Instituto Tecnológico de la Zona Olmeca, Ignacio Zaragoza s/n, Lomas de Ocuilzapotlán Uno. CP. 86270. Ocuilzapotlán, Tabasco, México; microcub@yahoo.com.mx (S. del C.R.A)

⁴ División Académica de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Cunduacán-Jalpa km 1, 86690, Tabasco, México; francisco.magana@ujat.mx (F.M.H)

*Autor de correspondencia: camastachil@uaemex.mx; Tel.: +52/01 (722)2965550

Resumen

La diversidad de metodologías para definir y analizar la dinámica de superficies de agua es muestra de la dificultad que genera investigar el comportamiento de las superficies. Sin embargo, existen otras variables que dificultan la definición de las superficies de agua tales como, precipitación, temperatura y superficies con reflectancias muy similares a las superficies de agua. Así mismo, la discontinuidad de registros climatológicos históricos de estas variables. Este trabajo analiza la dinámica espaciotemporal de las superficies de agua humedales de mayor impacto en la Cuenca Baja del Río Grijalva a partir de un total de 169 imágenes espectrales Landsat 4-5 TM y Landsat 8 OLI aplicando índices de agua (**MNDWI y MBWI**), extrayendo superficies de agua y explorando la dinámica de los patrones naturales de inundación en el tiempo. Se encontraron umbrales que caracteriza las superficies de agua del área en estudio para imágenes obtenidas en ambos satélites, además del comportamiento de las variables hidrológicas, años secos, áreas de inundación en función del tiempo.

Palabras Clave: planicies de inundación, MNDWI, MBWI

Abstract:

The diversity of methodologies used to define and analyze the dynamics of water surfaces shows how difficult it is to investigate the behaviour of surfaces. However, there are other variables that make it difficult to define water surfaces such as precipitation, temperature, and surfaces with reflections very similar to water surfaces. Also, the discontinuity of historical climatological records of these variables. This paper analyses the spatiotemporal dynamics of wetland water surfaces with the greatest impact in the Lower Grijalva River Basin from a total of 169 spectral images Landsat 4-5 TM and Landsat 8 OLI applying water indices (MNDWI and MBWI), extracting water surfaces, and exploring the dynamics of natural flood patterns in time. Thresholds characterizing the water surfaces of the study area were found for images obtained from both satellites, as well as the behaviour of hydrological variables, dry years, flood areas as a function of time.

Keywords: flood plain; MNDWI; MBWI

Introducción

Las superficies de agua son de los recursos naturales más importantes que influyen en la biodiversidad, el ciclo hidrológico, cambios estacionales y ambientales en la escala local y global [1–7]. El análisis y monitoreo espacial de las superficies de agua es fundamental para su desarrollo sostenible [8, 9], genera herramientas para construir planes de gestión y manejo del recurso hídrico y con ello garantizar la disponibilidad del recurso [10–14]. Los sensores remotos (RS) detectan y cuantifican potencialmente las transferencias radioactivas en los sistemas (agua, suelo, atmosfera, vegetación, etc.) que absorben o dispersan la radiación, por lo que es una herramienta eficaz para la observación de las superficies de agua a cualquier escala. Los RS proporcionan modelos de observación para evaluar las relaciones espaciotemporales y es la única herramienta que ha enriquecido la fuente de datos de los estudios hidrológicos [15, 16]. La serie Landsat son satélites de mediana resolución que se ha llegado a posicionarse como una de las fuentes de

datos más utilizadas para identificar y analizar los cambios de superficies de agua [17–21].

Los índices espectrales de agua por su simplicidad en el cálculo son de los métodos más destacados para caracterizar superficies de agua. Han sido ampliamente utilizados con el sensor Landsat 5 (TM) y Landsat 7 (ETM+) [17, 22–25]. Las imágenes del satélite Landsat 8 técnicamente son superiores en calidad radiométrica y geométrica que las adquiridas por los satélites anteriores. Este satélite posee dos nuevas bandas, la banda aerosoles costeros y cirros, que permite detectar la contaminación en nubes cirros y recuperar propiedades del aerosol [26, 27]. Sin embargo, la reflectancia de superficies de agua se confunde con superficies que no son agua, tales como, áreas con sombras montañosas, zonas urbanas y áreas oscuras con construcción. La aplicación de índices de agua de dos bandas fácilmente crea confusión en imágenes obtenidas por el satélite Landsat 8. Los índices multibandas se consideran con mayor ventaja sobre los índices de dos bandas en la identificación de superficies de agua [22, 28]. Esto significa que en el tratamiento de las imágenes espectrales depende del satélite que recopila los datos. Para imágenes espectrales Landsat 8 es necesario analizar la respuesta de los umbrales de índices de agua multibandas y explorar que tipo de corrección radiométrica genera mejores resultados en la extracción de superficies de agua.

La dinámica espaciotemporal de las superficies de agua es un importante indicador ambiental, climático e indispensable para el desarrollo humano. En el marco de generar herramientas que contribuyan a garantizar la disponibilidad y gestión sostenible del agua, este estudio pretende analizar la dinámica espaciotemporal de los humedales de mayor impacto en la Cuenca Baja del Rio Grijalva (CBRG). En función los periodos de retorno (T_r). Los resultados obtenidos pueden contribuir como una herramienta para la gestión sustentable del recurso en la zona de estudio y en el establecimiento de las alteraciones del flujo ambiental en los humedales de la CBRG.

Materiales y Métodos

Área de Estudio

La Cuenca Baja del Rio Grijalva (CBRG) con referencia espacial WGS-1984-UTM-15N, pertenece a una de las cuencas más importantes en México, es segundo lugar en extensión superficial de humedales, cuenta con tres áreas naturales protegidas federales y siete áreas protegidas estatales, altos índices de biodiversidad y nueve sitios con categoría RAMSAR [29–31]. La CBRG se encuentra en el sureste de México, el clima es cálido con una temporada de seca de marzo a abril, temperatura media anual de 27°C y media máxima de 36°C [32, 33]. Con una superficie de 11,947.58 km², el 66% del área es agua permanente (Figura 1), con una mezcla de suelo, vegetación y lodos (zonas con baja reflectancia). Lo que representa un reto en la delimitación de las superficies de agua, ya que además son cuerpos de agua con variaciones en extensión, composición química y turbidez [29, 34].

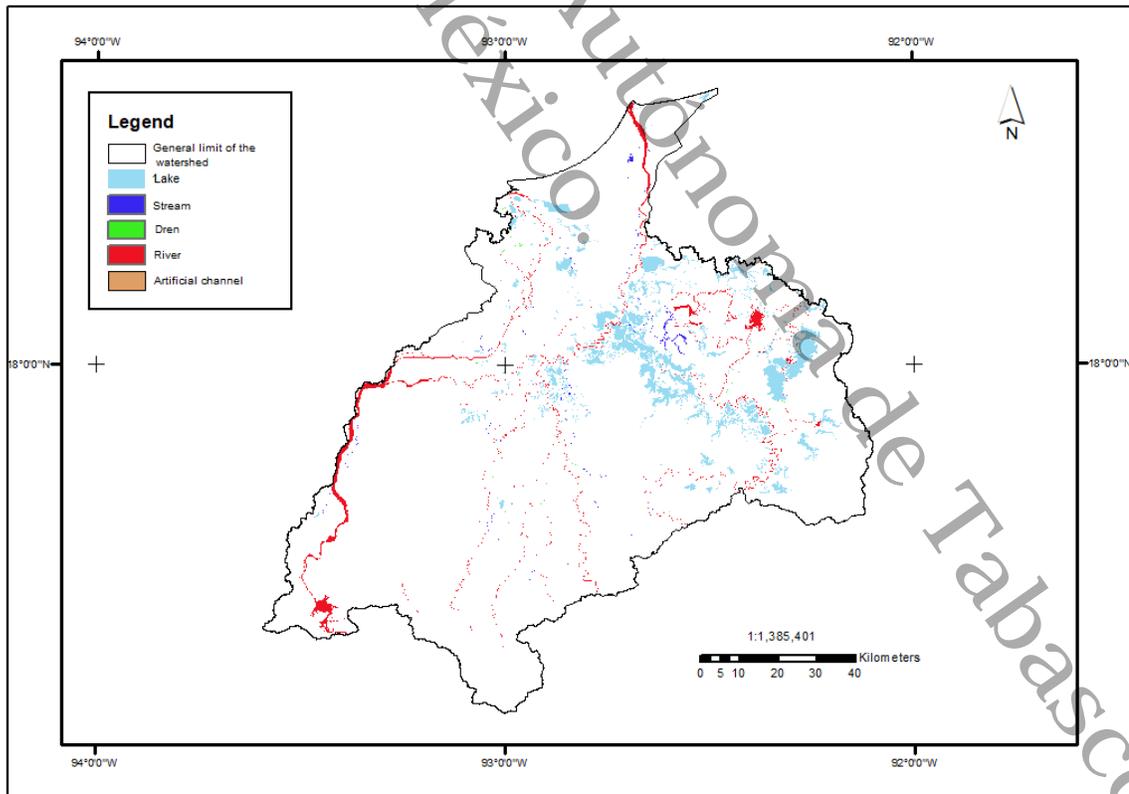


Figura 4.1. Localización del área de la Cuenca baja del Río Grijalva (CBRG) en México y superficies de agua permanente.

Conjunto de Datos

El estudio se realizó con un total de 169 imágenes Landsat 4-5 TM y Landsat 8 OLI corregidas geoméricamente obtenidas del portal de United States Geology Survey (USGS). Para cubrir el área de estudio se utilizaron dos escenas 22/47 y 22/48. Dado que las superficies de agua son sensibles a los cambios de temperatura, precipitación, evaporación, presión atmosférica y viento. La respuesta al cambio en estas variables puede modificar las propiedades químicas y físicas de las superficies de agua, modificando la respuesta espectral. Por esta razón se construyó una base satelital con 169 imágenes del periodo 1986-2018, de las cuales 116 imágenes fueron obtenidas de Landsat 5 y 53 imágenes de Landsat 8.

Datos de Referencia

Se consideraron 7906.92km² de agua superficial en la zona de estudio y 4040.66km² superficie no acuática para evaluar la precisión de la extracción de agua superficial en el estudio. Las clasificaciones que se muestran en la figura 1 fueron obtenidas de datos de hidrología superficial [35] verificadas con imágenes de alta resolución disponible en Google Earth.

Los registros diarios de precipitación del periodo 1980-2019 utilizada en el análisis de la dinámica espaciotemporal fueron obtenidos de la base daymet con resolución espacial de 1 km Versión 4[36].

Método

En la figura 4.2 se muestra un diagrama general de la metodología, como primer paso se realizó el preprocesamiento de las imágenes de satélite con el objetivo de generar datos de calidad [37]. Se calcularon los índices espectrales para Landsat TM y Landsat OLI [25] y se identificaron los umbrales para identificar superficies con agua [38, 39]. Con los datos de referencia se definieron los pixeles “puros” para las categorías: “lake”, “Stream”, “dren”, “river” y “artificial channel”. Posteriormente se evaluó la precisión de la extracción de superficies de agua a través de matrices de

confusión. Finalmente, se identificaron los humedales de mayor importancia ecológica para la región de estudio.

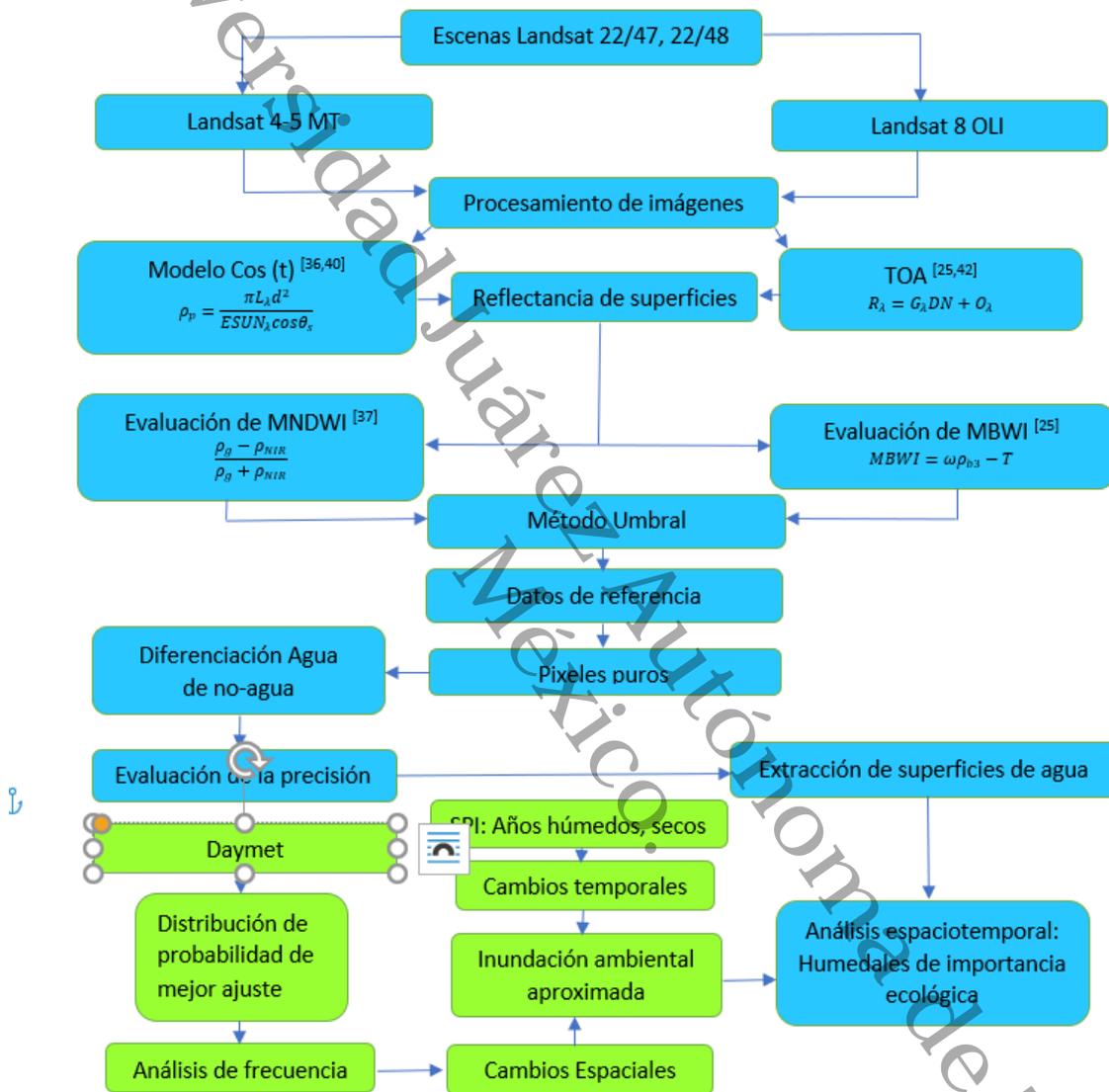


Figura 4.2. Diagrama de flujo de la metodología.

Pre-procesamiento de imágenes

El preprocesamiento consistió en la calibración radiométrica y corrección atmosférica de las 169 imágenes, en el software TerrSet versión 18.21. Esta última se llevó a cabo en dos etapas con la finalidad de retomar la sugerencia de Chávez [40] y probar la respuesta del modelo cos (t) en entornos no-áridos y con ángulos

cenitales solares mayores que 55° . En la primera etapa los coeficientes de calibración fueron tomados del archivo metadato MTL que acompaña a cada imagen, se importaron los archivos GeoTIFF y se convirtieron a formato raster. Se convirtieron los números digitales a valores de reflectancia, se aplicó el modelo de corrección atmosférica cos(t) Model o ATMOSC [41]. Para el caso de Landsat TM se procesaron las bandas 1-5 y 7, y para Landsat 8 las bandas 1-7. La segunda etapa del preprocesamiento de imágenes consistió en calibrar las imágenes Landsat 8 a partir de las reflectancias obtenidas la etapa anterior y aplicar el modelo de corrección atmosféricas TOA [22, 42].

La evaluación del índice MNDWI fue realizado con las reflectancias obtenidas del modelo "cos(t) Model" de las imágenes procesadas Landsat 4-5 TM. Mientras que la evaluación del índice MBWI fue realizado con las reflectancias obtenidas del modelo TOA en las imágenes Landsat 8 OLI. Además, Este cálculo fue realizado a través del software TerrSet 18.3.1.

Selección de pixeles puros

Se identificaron pixeles puros, como aquellos que definen superficies de agua y pueden ser considerados como referencia para evaluar los índices espectrales de agua. Los pixeles puros fueron obtenidos a través de los datos de hidrología superficial [35] validadas con imágenes de alta resolución disponible en Google Earth.

Evaluación de índices MNDWI y MBWI

El índice MNDWI es uno de los índices de mayor aplicación para la extracción de superficies de agua a través de imágenes Landsat TM/ETM+, MSS y OLI. Los valores positivos de este índice representan características del agua, mientras que los valores negativos representan características diferentes de agua [37, 43]. El índice MNDWI utiliza la reflectancia ρ de la superficie de cada imagen multispectral de la banda verde (ρ_g) e infrarrojo cercano (ρ_{NIR}) y fue evaluado con la ecuación (4.0).

$$MNDWI = \frac{\rho_g - \rho_{NIR}}{\rho_g + \rho_{NIR}} \quad (4.0)$$

El índice MBWI [22] evaluado con la ecuación (4.0.1) utiliza la reflectancia ρ en las bandas multiespectrales de Landsat 8 b3(Green), b4(Red), b5(NIR), b6(SWIR1), b7(SWIR2) y posee un coeficiente adimensional ω que puede ajustar para maximizar la extracción de agua superficiales, en este estudio el coeficiente ω fue obtenido tras la exploración de valores en un rango de valores de 0.12 a 5 al evaluar el índice MBWI para una imagen con una cobertura de nubes 0.01% y el valor que maximizó la extracción de aguas superficiales de acuerdo con [35] fue de $\omega=4.85$.

$$MBDWI = \omega \rho_{b3} - T \quad (4.0.1)$$

Donde; $T = b_4 + b_5 + b_6 + b_7$. Los valores del índice positivos incluyendo el cero representan superficies de agua, mientras que los valores negativos representan superficies no acuáticas. Este índice ha demostrado ser eficaz en la extracción de superficies de agua con baja reflectancia, diferentes condiciones hidrológicas, es capaz de atenuar la influencia estacional y las variaciones de la condición solar.

Sin embargo, el satélite Landsat 8 aumentó el rango de las longitudes de onda de las bandas visibles a infrarrojas donde las superficies de aguas tienen valores máximos de reflectancia en las bandas visibles, mientras que en superficies no acuáticas los valores máximos se presentan en las bandas del infrarrojo, además las superficies con agua obtienen valores de reflectancia bajos con una tendencia a homogenizar [25]. Esto genera una desventaja en la adquisición de información a través de las imágenes de este satélite. La naturaleza de las superficies de agua muestra ser sensibles a los cambios de las variables hidrológicas y temporales.

Extracción de Superficies de Agua

El procedimiento consistió en extraer los valores de los índices de agua obtenidos en pixeles puros y aplicar el método del umbral para obtener el umbral óptimo que represente las superficies de agua. Estos valores fueron exportados al

software ArcGIS 10.2 para obtener las matrices con los valores de los índices y realizar el análisis estadístico de tendencia desde el software Matlab 2016.

Estimación de años húmedos y secos

El índice de sequía de Pedj (S_p) ampliamente utilizado por su eficiencia en determinar las características de secas meteorológicas generales en áreas de estudio menores a 1 millón Km^2 en escalas temporales anuales [44–47] y el índice de reconocimiento de seca (R_D) fueron utilizados para establecer los años húmedos y secos de la serie en el área en estudio.

El cálculo del índice S_p se realizó a través de la ecuación (4.1). Donde μ_T y μ_P representan los índices de anomalía estandarizada de temperatura y precipitación respectivamente [44, 48]. Estos, miden la variabilidad anual en ambas variables por medio de las ecuaciones (4.2) y (4.3).

$$S_p = \mu_T - \mu_P \quad (4.1)$$

$$\mu_T = \frac{T_a - \bar{T}_a}{\sigma_T} \quad (4.2)$$

$$\mu_P = \frac{P_a - \bar{P}_a}{\sigma_P} \quad (4.3)$$

Donde, T_a es la temperatura anual medida en $^{\circ}\text{C}$, \bar{T}_a el promedio, σ_T su desviación estándar no sesgada, P_a es la precipitación anual medida en milímetros, \bar{P}_a el promedio, σ_P su desviación estándar. Sin embargo, para determinar el índice R_D fue necesario primero calcular las siguientes variables. La energía necesaria para evaporar 1g o cm^3 de agua conocida como calor latente Hv_i del año de registro i con unidades de $\text{Cal}/\text{cm}^3\text{C}$ fue calculada con la ecuación (4.4), la cual se encuentra en función de la temperatura media anual T_i en $^{\circ}\text{C}$:

$$Hv_i = 595.9 - 55T_i \quad (4.4)$$

El calor latente sirvió para estimar la radiación solar incidente media diaria anual R_i^H , es decir, la lámina de agua evaporada por día en milímetros, a través de la ecuación (4.5).

$$R_i^H = \frac{10R_i}{Hv_i} \quad (4.5)$$

Donde, R_i es la radiación solar incidente promedio anual en cal/díam², esta fue obtenida a través del flujo de densidad de radiación incidente s_r promedio en W/m², la duración del periodo diurna d_i en s/día basado en el periodo donde el sol está por encima de un horizonte plano hipotético [49] y el factor de conversión ($\lambda=23.9006\text{m}^2\text{Cal/Jcm}^2$), para tener homogeneidad en unidades de medida, como lo muestra la ecuación (4.6).

$$R_i = \lambda s_r \frac{d_i}{1 \times 10^6} \quad (4.6)$$

Posteriormente, la evapotranspiración potencial anual v_i en milímetros fue calculada con la ecuación (4.7) [50, 51] y las variables estimadas R_i y T_i .

$$v_i = 2.7375 R_i^H \left(\frac{9T_i}{5} + 32 \right) \quad (4.7)$$

Una vez obtenida estas variables se calcula R_D , donde z_i es función de la precipitación P acumulada del año i y la evapotranspiración potencial anual v_i como lo muestra la ecuación (4.9), consecuentemente, \bar{z}_i es el promedio y σ_z la desviación estándar no sesgada.

$$R_D = \frac{z_i - \bar{z}_i}{\sigma_z} \quad (4.8)$$

$$z_i = \ln \left(\frac{P_i}{v_i} \right) \quad (4.9)$$

Análisis de cambios

Se analizó la dinámica espaciotemporal de los humedales, por lo que se identificaron las lagunas de mayor importancia ecológica y económica (Figura 4.2.1a-e). Lagunas El viento (Figura 3a), Ismate-Chilapilla (Figura 3b) y Tasajera (Figura 4.2.1c), estas consideradas como sitios RAMSAR y área protegida con categoría de Reserva de la Biosfera de los Pantanos de Centla [30, 31, 52]. La laguna Vigia (Figura 4.2.1d) de relevancia económica por estar próxima al aeropuerto internacional Carlos Rovirosa Pérez y el embalse Peñitas (Figura 4.2.1e) área protegida con categoría de Reserva de la Biosfera de la Selva Ocote [53].

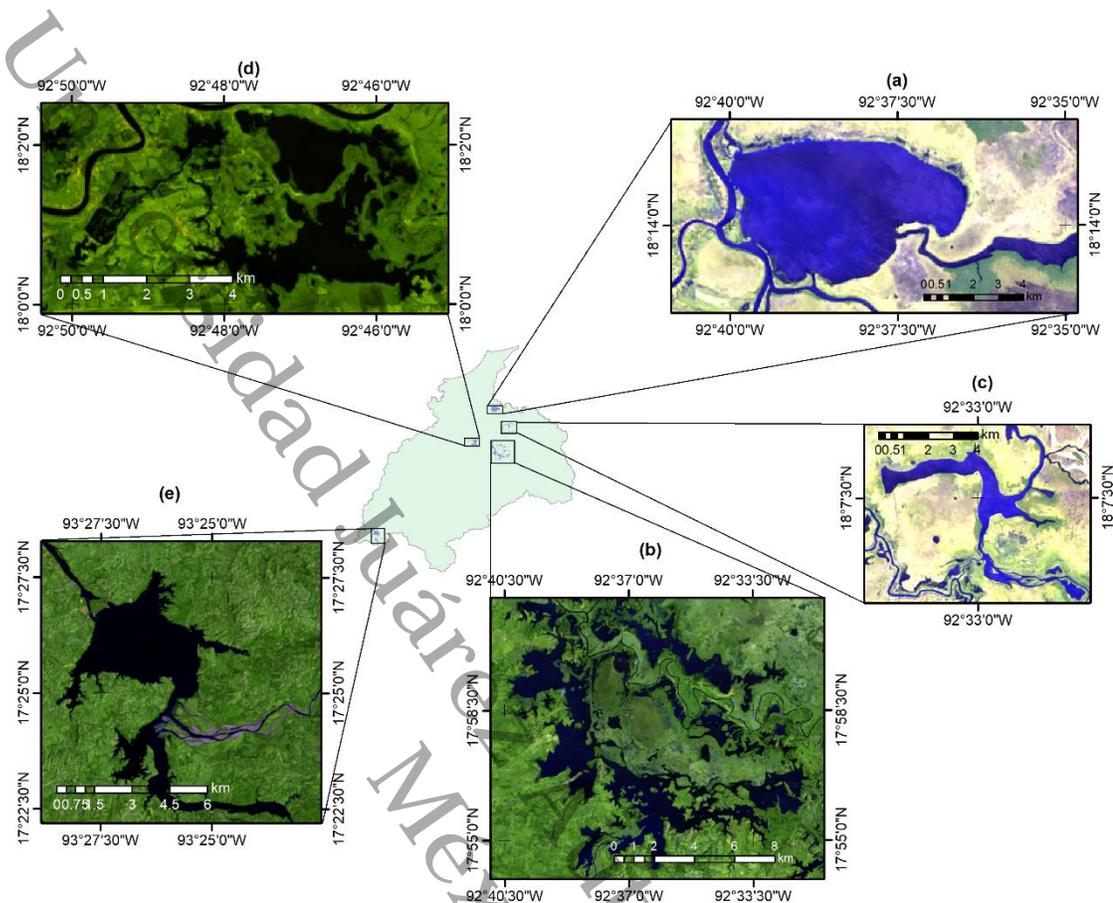


Figure 4 (a-e). Humedales de mayor importancia ecológica en la CBRG: (a) Vientos, (b) Ismate-Chilapilla, (c) Tasajera, (d) Vigia y (e) Peñitas.

Análisis espaciotemporal

El análisis espacial se llevó a cabo para los cinco sistemas de importancia ecológica y económica (Figura 4.2.1). Se realizó un análisis histórico de la precipitación a nivel diario y se promedió para cada sistema. Se aplicó el método de estimación de precipitaciones máximas probables para análisis de frecuencia de precipitación [54–56]. Para las 169 de satélite se asociaron sus correspondientes de precipitación y se asociaron a un periodo de retorno (T_r). A través de Minitab 19 se buscó la distribución de probabilidad de mejor ajuste entre las funciones Log-Normal, Log-Pearson III, Pearson y Gumbel apoyada de la función de distribución de probabilidad empírica de Weibull. Los periodos de retorno (T_r s) fueron divididos en: 2, 5, 10, 20, 50 y 70 años, para asociar una imagen representativa en cada grupo. Finalmente, los cambios se analizaron a través de las variaciones espaciales de la superficie de

agua permanente en cada sistema en función del tiempo con el sistema geoespacial de vigilancia TerSett.

Resultados y Discusión

En la zona de estudio el 70% de los cuerpos de agua se encuentran en la escena 22/27 y el 30% en la escena 22/48. La Figura 4a-l muestra ejemplos de los resultados del mapeo de las superficies de agua. Las imágenes 22/47 y 22/48 Landsat 4-5 TM pertenecen a 1986/03/11, mientras que las imágenes Landsat 8 OLI pertenecen a 2017/04/01. Figuras 4.3(a)-(b) muestran áreas brillantes construidas, suelo, densidad de vegetación poca, superficies de agua con diferentes longitudes de onda. Las sombras montañosas se presentan en figuras 4.3(c)-(d), suelo y mayor densidad de vegetación. Un simple examen visual indica el índice MNDWI logra resalta las superficies de agua en figura 4.3(e). Sin embargo, en figura 4.3(g) áreas con sombras montañosas obtienen valores positivos en el índice MNDWI. El índice MBWI logra resaltar las superficies con agua para ambas escenas (ver figura 4.3(f)-(h)). Los resultados de la extracción de superficies de aguas en figura 4.3(i) muestran que el índice MNDWI cumple con el objetivo a pesar de la existencia de diferentes tipos de longitudes de onda, las superficies con brillo y baja reflectancia. En figura 4.3(j) los resultados del índice MBWI que mejora la extracción de superficies de agua. En figura 4.3(k) se logra suprimir los valores positivos que representan las sombras montañosas y resaltar las superficies de agua. Finalmente, en figura 4.3(l) el índice MNDWI no confunde las áreas con sombras montañosas con superficies de agua.

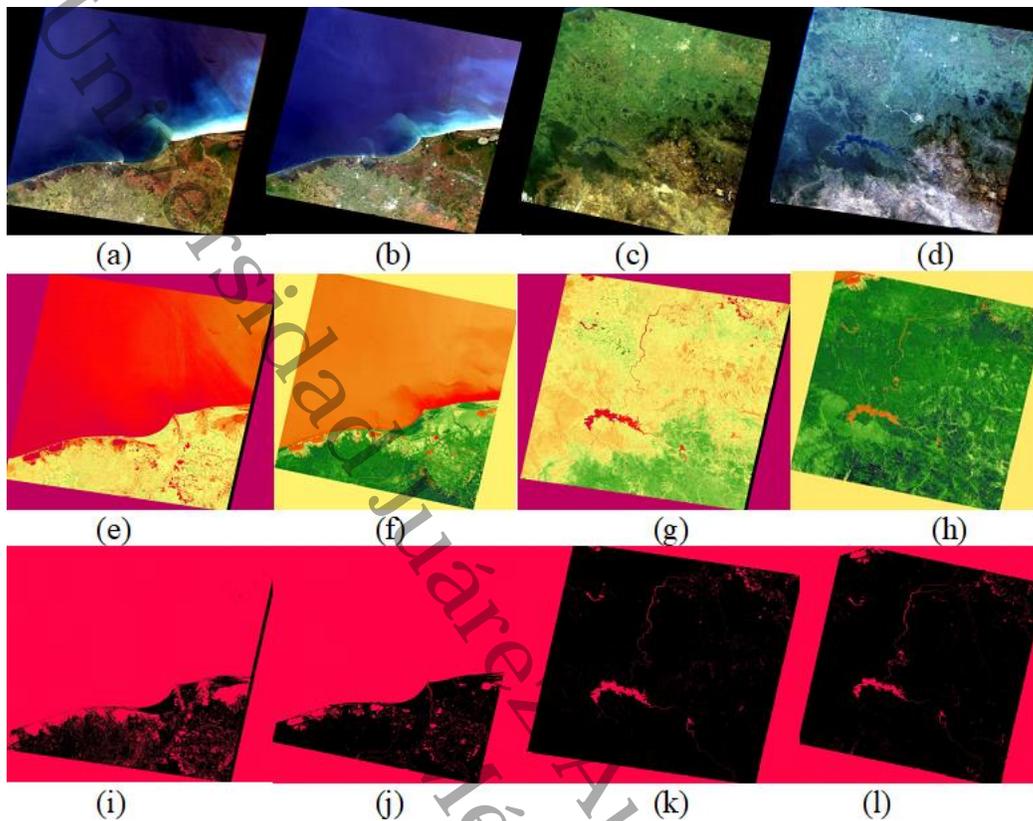


Figura 4.3. Ejemplo ilustrativo de los resultados del mapeo las superficies de agua: (a) Imagen Landsat 4-5 TM original 22/47, (b) Imagen Landsat 8 OLI original 22/47, (c) Imagen Landsat 4-5 TM original 22/48, d) Imagen Landsat 8 OLI original 22/48, (e) Índice de agua MNDWI en Landsat 4-5 TM 22/47, (f) Índice de agua MBWI en Landsat 8 OLI 22/47, (g) Índice de agua MNDWI en Landsat 4-5 TM 22/48, (h) Índice de agua MBWI en Landsat 8 OLI 22/48, (i) Extracción de superficies de agua en Landsat 4-5 TM 22/47, (j) Extracción de superficies de agua en Landsat 8 OLI 22/47, (k) Extracción de superficies de agua en Landsat 4-5 TM 22/48, (l) Extracción de superficies de agua en Landsat 8 OLI 22/48.

Los resultados de los índices en los cuerpos de agua para búsqueda del umbral se muestran en la Figura 4.4.

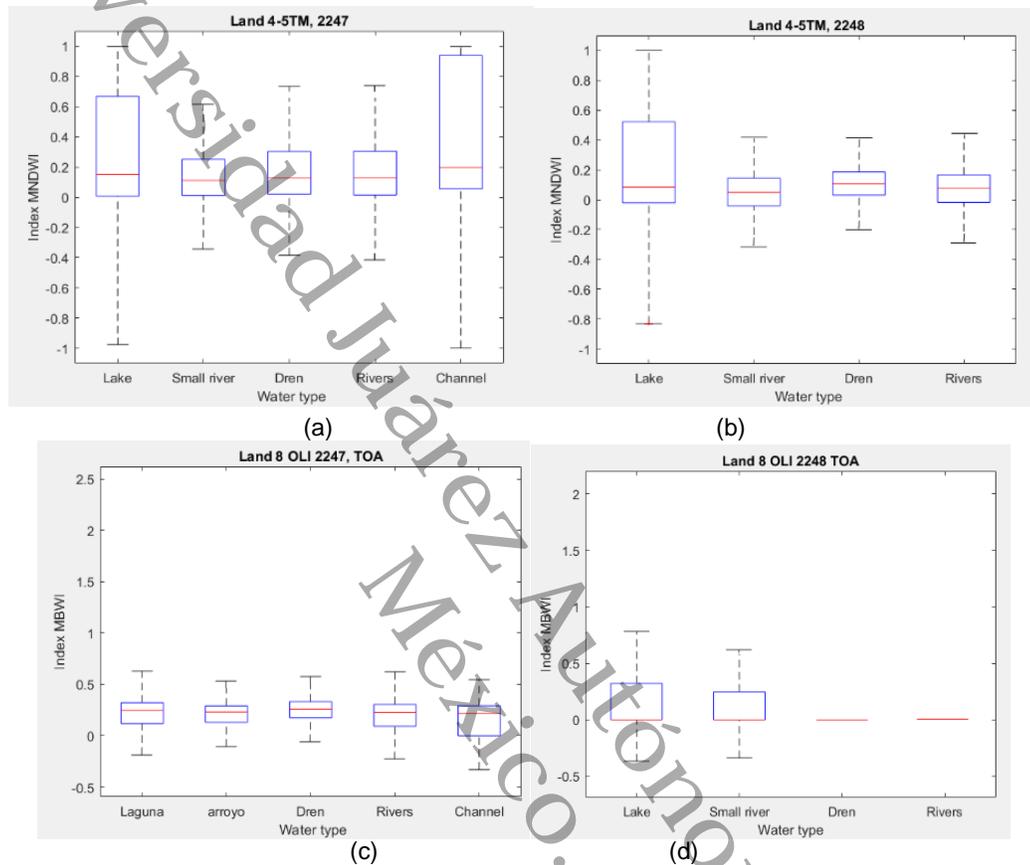


Figura 4.4. Tendencia de los índices evaluados en cada tipo de clasificación: (a) Resultados obtenidos para las imágenes Landsat 4-5TM cuadrante 2247; (b) Resultados obtenidos para las imágenes Landsat 4-5TM cuadrante 2248; (c) Resultados obtenidos para las imágenes Landsat 8 OLI cuadrante 2247; (d) Resultados obtenidos para las imágenes Landsat 4-5TM cuadrante 2247.

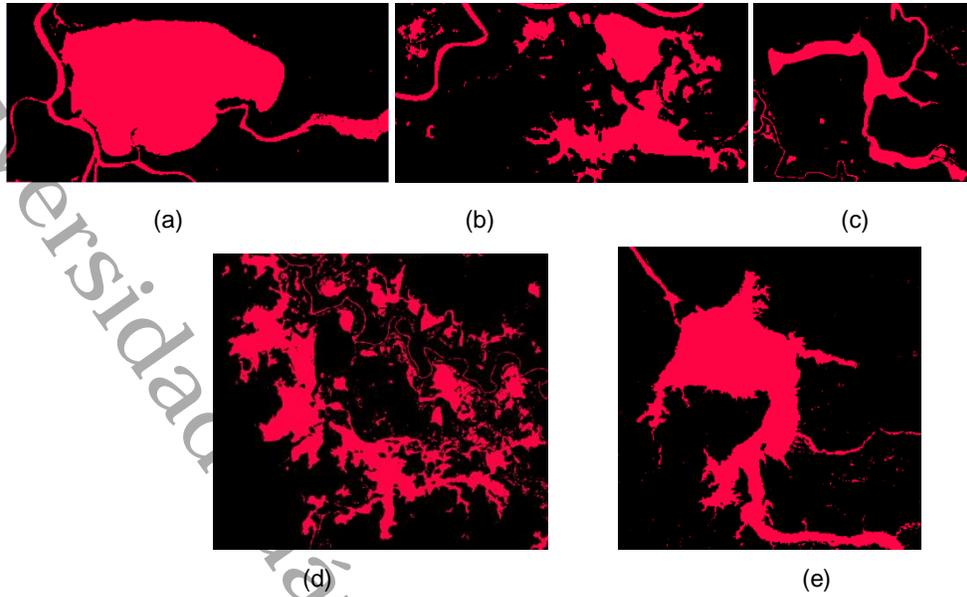


Figura 4.5. Imágenes booleanas (a) Lv: Humedal "EL viento" (19970512 landsat 4-5), (b) Vi: Humedal "Vigía" (20010421 landsat 4-5), (c) Ta: Humedal "Tasajera" (19980208, landsat 4-5), (d) Humedal "Ismate-Chilapilla" (19970221, landsat4-5), (e) P: Embalse "Peñitas" (19970104, landsat4-5).

Resultados de la determinación de años secos o húmedos

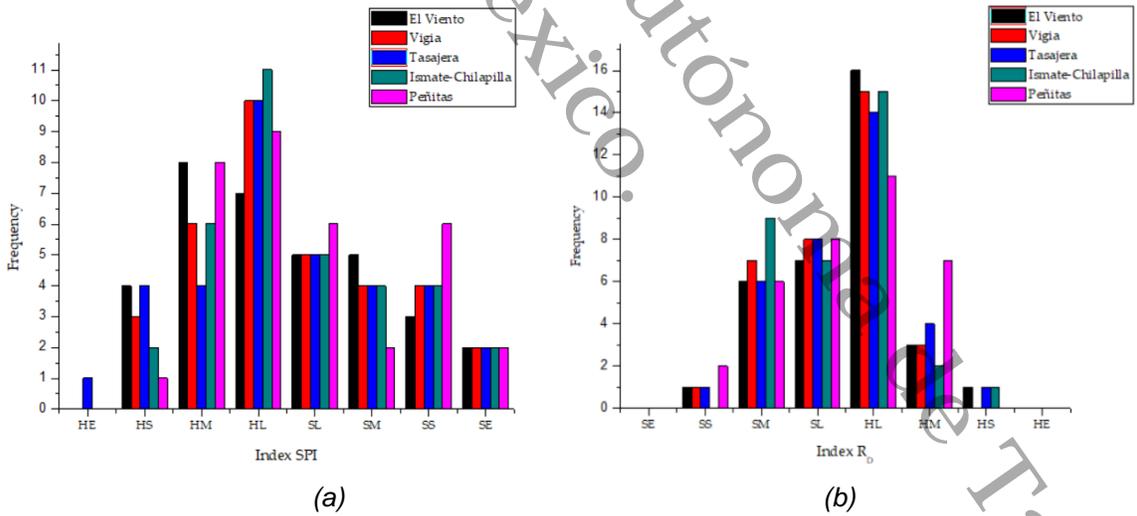
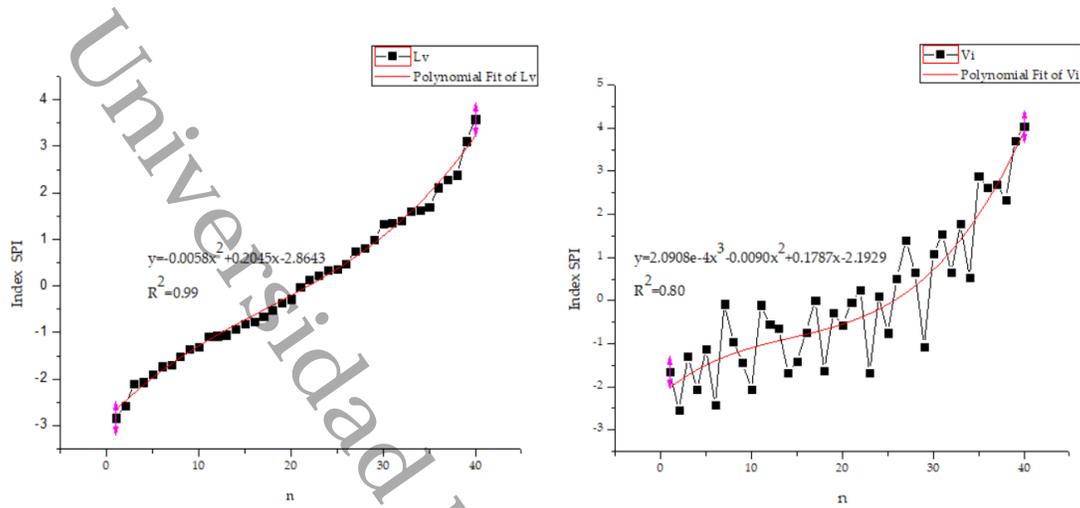


Figura 4.6 a) La frecuencia de años húmedos o secos de acuerdo con la severidad definida por el índice SPI en humedales seleccionados, (b) Resultados de la severidad definida por el índice R_D .



(a)

(b)

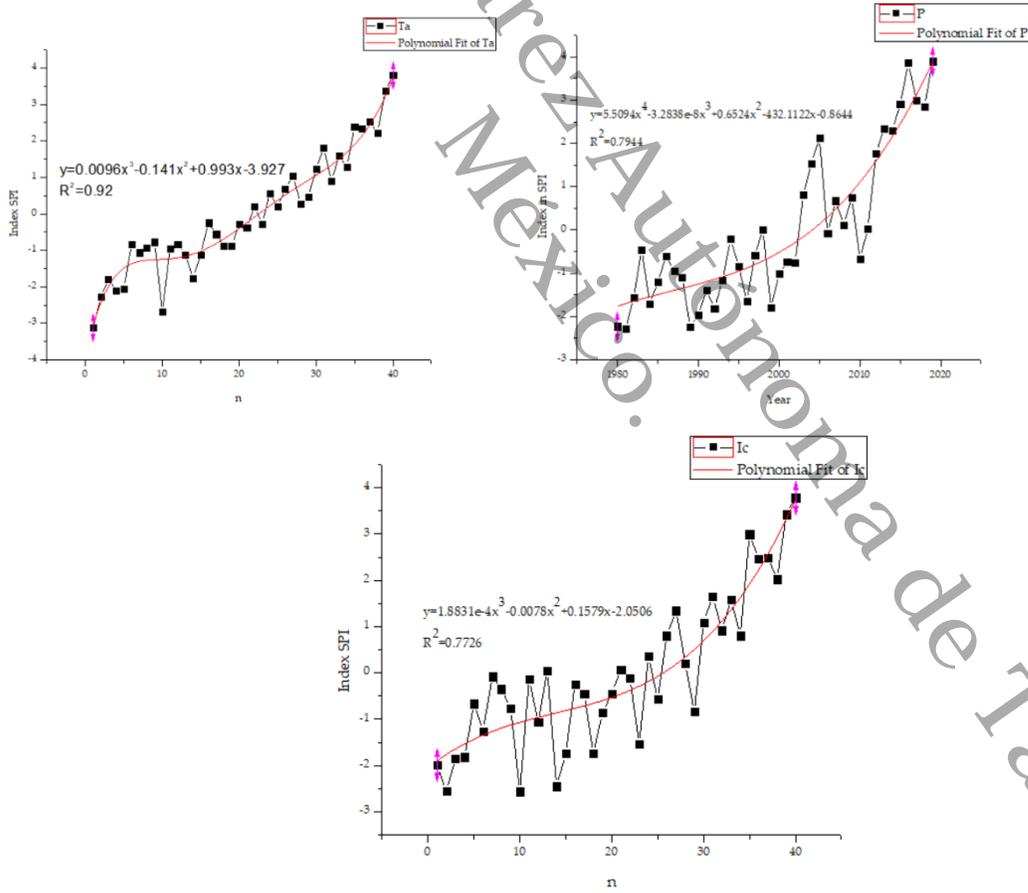


Figura 4.7. Ajuste de curvas a) polinomial de orden 2, b) polinomial de orden 3.

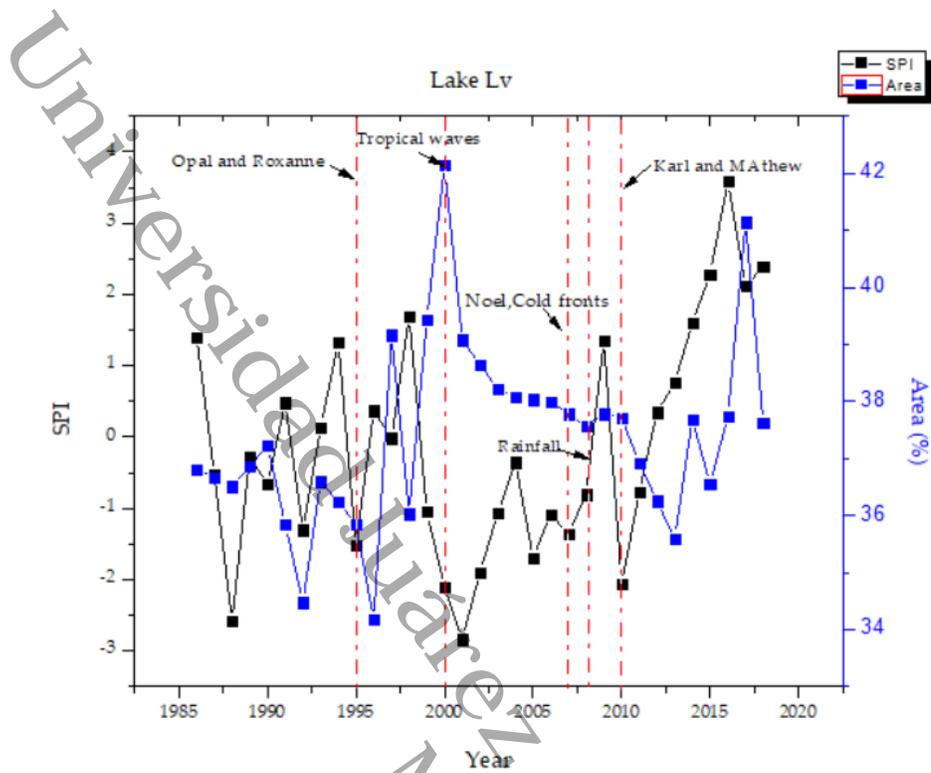


Figura 4.8. Comportamiento del índice SPI y el area en funcion del tiempo, aquí se señala con linea punteada roja la ocurrencia de evento metereologicos.

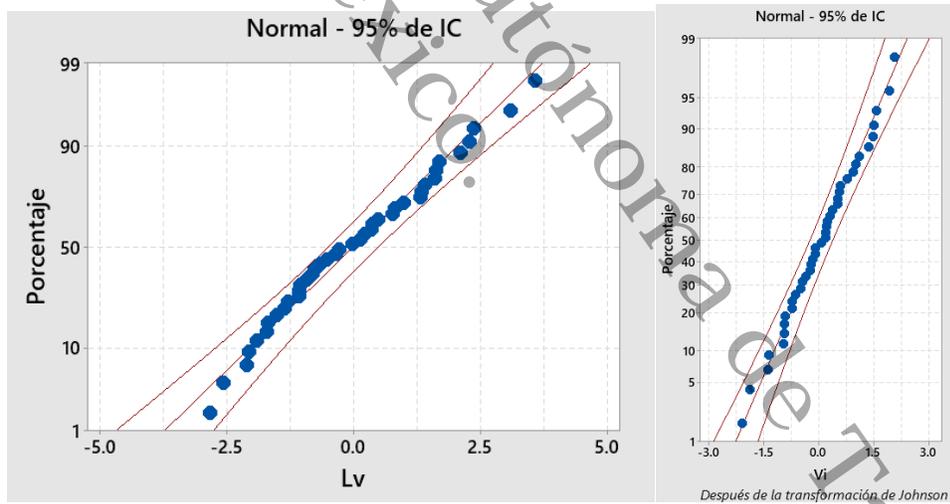


Figura 4.9. Prueba de bondad de ajuste: Normal AD=0.280, valor p=0.625

El evento de mayor ocurrencia $p=98.26\%$ corresponde al SPI en Lv igual a 3.58540 y pertenece a la imagen 20160125.

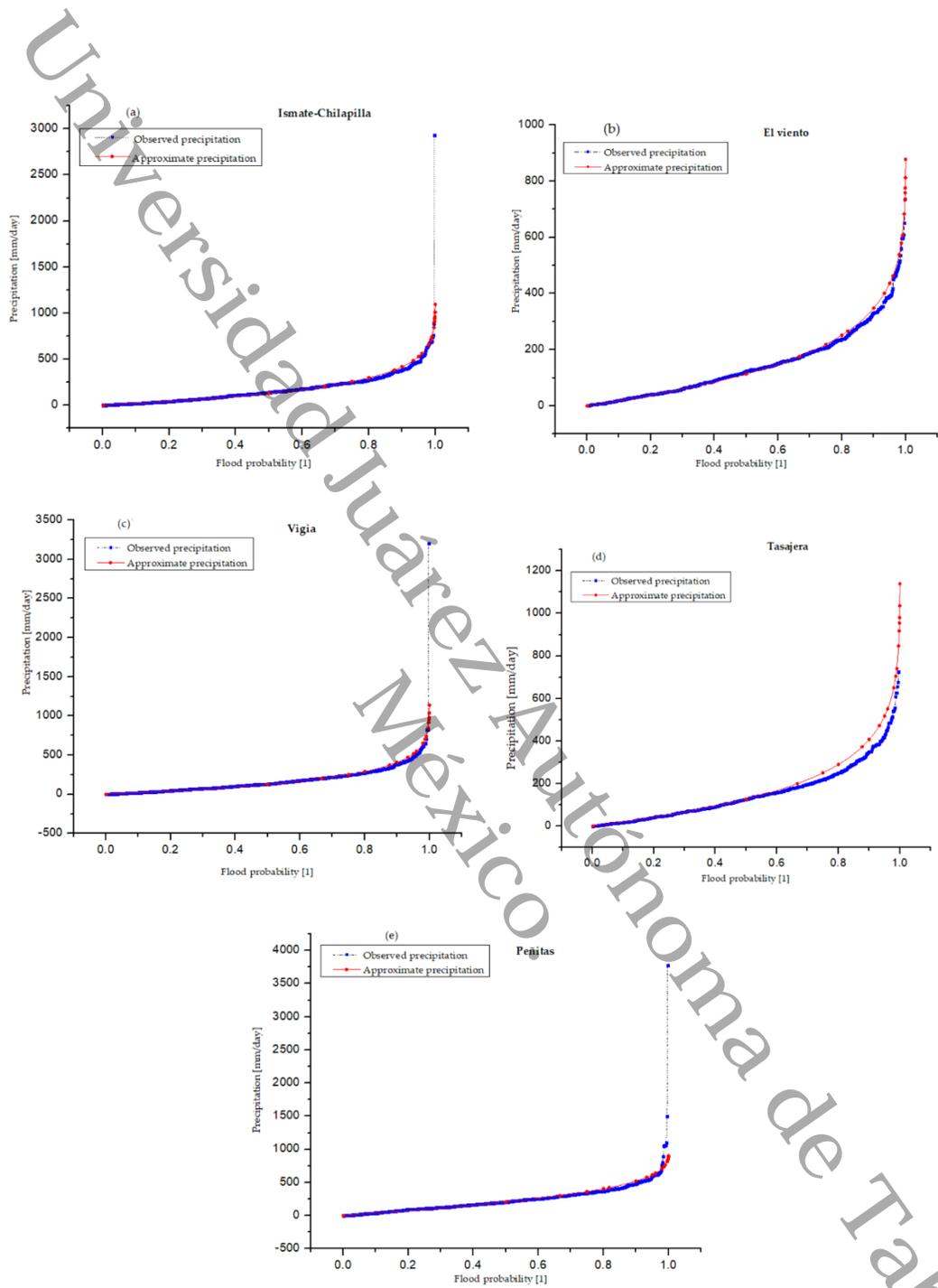


Figura 4.10. Curva de mayor ajuste. (a) Ismate-Chilapilla, (b) El viento, (c) Vigia, (d) Tasaje y (e) Peñitas.

Tabla 3.1. Parámetros de frecuencia de la distribución de probabilidad Log-Pearson III.

| Lake | \bar{x} | σ | \bar{x}/σ | C_x | K |
|------|-----------|----------|------------------|-------|-------|
| Ic | 2.03 | 0.52 | 0.26 | -0.99 | -0.17 |
| Vi | 2.03 | 0.51 | 0.25 | -0.93 | -0.15 |
| Lv | 1.97 | 0.50 | 0.25 | -0.99 | -0.16 |
| Ta | 2.03 | 0.51 | 0.25 | -0.93 | -0.15 |
| P | 2.23 | 0.46 | 0.21 | -1.25 | -0.21 |

Posteriormente, las siguientes tablas (3.2, 3.3, 3.4, 3.5, 3.6) muestran una síntesis de los resultados del análisis de frecuencia. Este análisis arrojó los Trs asociados a los umbrales de precipitaciones y las imágenes disponibles en cada cuerpo lagunar.

En la tabla 3.7 se encuentra un resumen de las precipitaciones umbrales asociados a cada uno de los Tr a partir del análisis de frecuencia.

Tabla 3.2. Summary of frequency analysis in Ismate-Chilapilla.

| Date | Precipitation 30 days before (mm) | Probability of non-leave | Probability of leave | Tr |
|------------|---|-----------------------------|-------------------------|------|
| 11/03/1986 | 20.27 | 0.10 | 0.90 | 1.12 |
| 25/04/1988 | 21.51 | 0.12 | 0.88 | 1.13 |
| 23/04/1990 | 69.63 | 0.31 | 0.69 | 1.45 |
| 19/03/1992 | 224.51 | 0.70 | 0.30 | 3.35 |
| 10/02/1993 | 125.81 | 0.49 | 0.51 | 1.97 |
| . | . | . | . | . |
| . | . | . | . | . |
| . | . | . | . | . |
| 27/05/2014 | 16.77 | 0.08 | 0.92 | 1.09 |
| 03/09/2015 | 129.97 | 0.50 | 0.50 | 2.00 |
| 01/06/2016 | 11.9 | 0.05 | 0.95 | 1.06 |
| 24/09/2017 | 291.8 | 0.79 | 0.21 | 4.84 |
| 25/07/2018 | 53.27 | 0.24 | 0.76 | 1.32 |

Table 3.3. Summary of frequency analysis in El viento.

| Date | Precipitation 30 days before (mm) | Probability of non-leave | Probability of leave | Tr |
|------------|---|-----------------------------|-------------------------|-------|
| 11/03/1986 | 40.11 | 0.80 | 0.20 | 4.90 |
| 25/04/1988 | 19.69 | 0.92 | 0.08 | 12.35 |
| 23/04/1990 | 72.23 | 0.65 | 0.35 | 2.87 |
| 19/03/1992 | 97.91 | 0.55 | 0.45 | 2.24 |
| 10/02/1993 | 115.24 | 0.50 | 0.50 | 2.02 |
| . | . | . | . | . |
| . | . | . | . | . |
| . | . | . | . | . |

| | | | | |
|------------|-------|------|------|-------|
| 25/04/2014 | 84.96 | 0.60 | 0.40 | 2.50 |
| 24/12/2015 | 14.76 | 0.93 | 0.07 | 13.44 |
| 09/01/2016 | 16.11 | 0.92 | 0.08 | 12.81 |
| 03/05/2017 | 6.01 | 0.97 | 0.03 | 33.97 |
| 25/07/2018 | 58.63 | 0.71 | 0.29 | 3.43 |

Tabla 3.4. Summary of frequency analysis in Vigía.

| Date | Precipitation 30 days before (mm) | Probability of non-leave | Probability of leave | Tr |
|------------|---|-----------------------------|-------------------------|------|
| 11/03/1986 | 29.31 | 0.13 | 0.87 | 1.15 |
| 25/04/1988 | 24.07 | 0.11 | 0.89 | 1.12 |
| 23/04/1990 | 60.34 | 0.27 | 0.73 | 1.37 |
| 19/03/1992 | 202.52 | 0.67 | 0.33 | 3.04 |
| 06/09/1993 | 336.06 | 0.84 | 0.16 | 6.35 |
| . | . | . | . | . |
| . | . | . | . | . |
| . | . | . | . | . |
| 27/05/2014 | 16.83 | 0.07 | 0.93 | 1.07 |
| 03/09/2015 | 136.26 | 0.52 | 0.48 | 2.10 |
| 01/06/2016 | 1.91 | 0.03 | 0.97 | 1.03 |
| 24/09/2017 | 318.64 | 0.83 | 0.17 | 5.93 |

Tabla 3.5. Summary of frequency analysis in Tasajera.

| Date | Precipitation 30 days before (mm) | Probability of non-leave | Probability of leave | Tr |
|------------|---|-----------------------------|-------------------------|------|
| 11/03/1986 | 41.32 | 0.18 | 0.82 | 1.22 |
| 25/04/1988 | 20.61 | 0.09 | 0.91 | 1.10 |
| 23/04/1990 | 73.06 | 0.32 | 0.68 | 1.47 |
| 19/03/1992 | 156.78 | 0.58 | 0.42 | 2.36 |
| 10/02/1993 | 96.07 | 0.40 | 0.60 | 1.68 |
| . | . | . | . | . |
| . | . | . | . | . |
| . | . | . | . | . |
| 25/04/2014 | 83.97 | 0.36 | 0.64 | 1.57 |
| 24/12/2015 | 16.2 | 0.07 | 0.93 | 1.07 |
| 13/03/2016 | 11.99 | 0.05 | 0.95 | 1.05 |
| 24/09/2017 | 303.27 | 0.82 | 0.18 | 5.47 |
| 25/07/2018 | 55.88 | 0.25 | 0.75 | 1.33 |
| 25/07/2018 | 53.27 | 0.24 | 0.76 | 1.32 |

Table 6. Summary of frequency analysis in Peñitas.

| Date | Precipitation 30 days before (mm) | Probability of non-leave | Probability of leave | Tr |
|------|---|-----------------------------|-------------------------|----|
|------|---|-----------------------------|-------------------------|----|

| | | | | |
|------------|--------|------|------|------|
| 11/03/1986 | 68.74 | 0.17 | 0.83 | 1.21 |
| 25/04/1988 | 88.03 | 0.23 | 0.77 | 1.29 |
| 30/03/1990 | 220.88 | 0.53 | 0.47 | 2.12 |
| 19/03/1992 | 229.51 | 0.54 | 0.46 | 2.19 |
| 09/01/1993 | 110.04 | 0.28 | 0.72 | 1.39 |
| . | . | . | . | . |
| . | . | . | . | . |
| . | . | . | . | . |
| 25/04/2014 | 28.67 | 0.07 | 0.93 | 1.07 |
| 24/12/2015 | 1.35 | 0.00 | 1.00 | 1.00 |
| 09/01/2016 | 16.03 | 0.03 | 0.97 | 1.03 |
| 07/08/2017 | 160.69 | 0.40 | 0.60 | 1.67 |
| 25/07/2018 | 71 | 0.19 | 0.81 | 1.23 |

Table 3.7. Threshold precipitation associated with Trs in lagoon bodies.

| Tr (years) | Pt in Ic (mm) | Pt in Ta (mm) | Pt in Vi (mm) | Pt in Lv (mm) | Pt in P (mm) |
|------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|
| 2 | 125.81 | 125.65 | 215.04 | 115.24 | 201.94 |
| 5 | 291.8 | 259.24 | 273.84 | 228.50 | 387.65 |
| 10 | 385.46 | 370.89 | 366.49 | 374.88 | 430.27 |
| 20 | 516.6 | . | . | . | . |
| 30 | . | 531.79 | . | . | . |
| 50 | . | . | 589.91 | . | . |
| 70 | . | . | . | 557.36 | . |

Conclusiones

Los resultados fueron sujetos a los datos disponibles y corresponden a los mapas de probabilidades de la dinámica espacio temporal de los cuerpos lagunares en estudio y sus zonas riparias. Las figuras (4.11, 4.12, 4.13, 4.14, 4.15) muestran la superficie de agua permanente en cada cuerpo lagunar y revelan los cambios en el tiempo. Los mapas presentan las probabilidades de inundación divididas en cinco rangos de cada Tr (Tabla 3.7). Los resultados de las figuras 3-5-3.8 muestran áreas de inundación no asociadas a la superficie de agua permanente. Mientras que, en las figuras 3.5, 3.6 y 3.7 revelan expansiones y retrocesos longitudinales significativos en los cuerpos de agua.

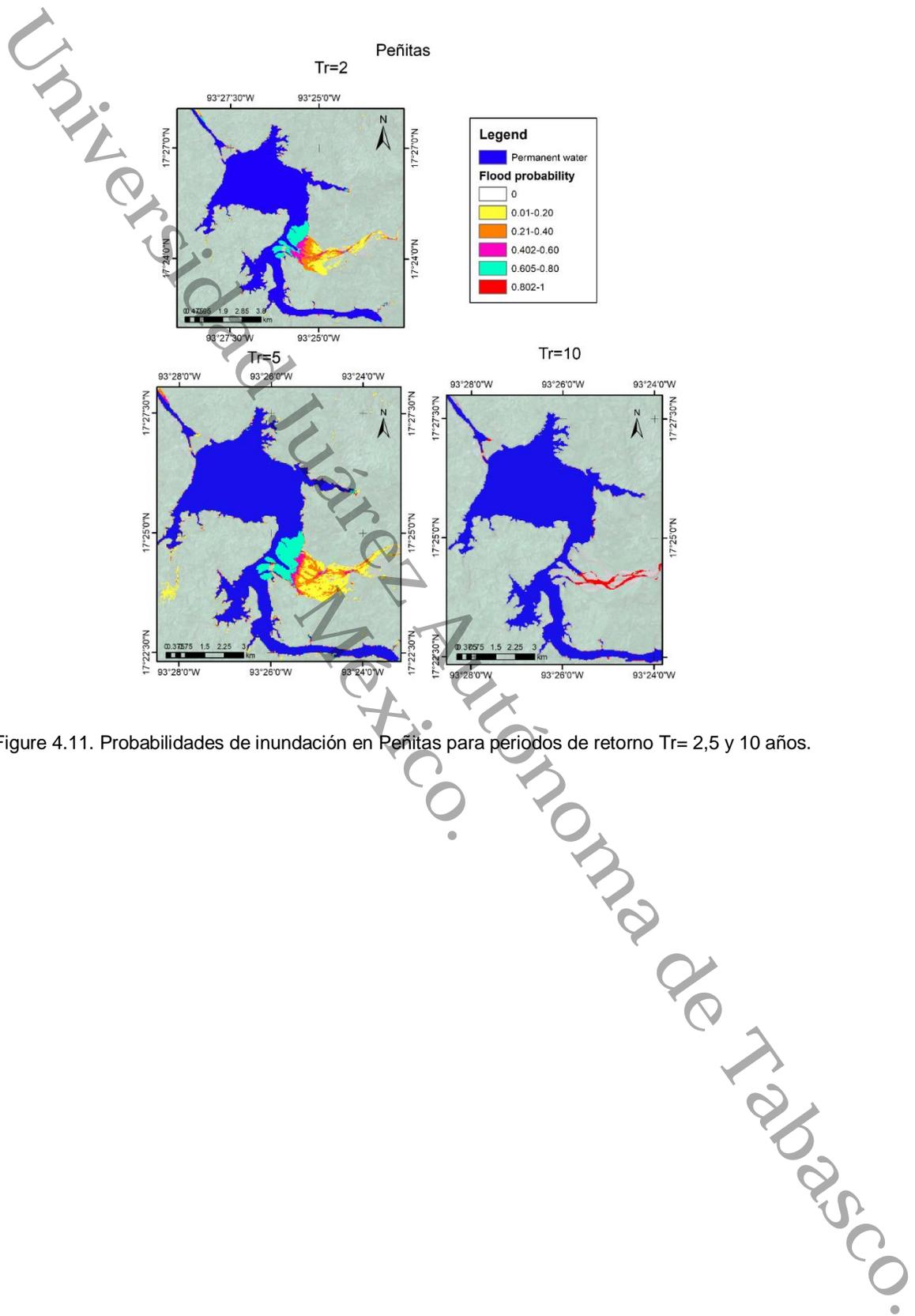


Figure 4.11. Probabilidades de inundación en Peñitas para periodos de retorno $Tr=2,5$ y 10 años.

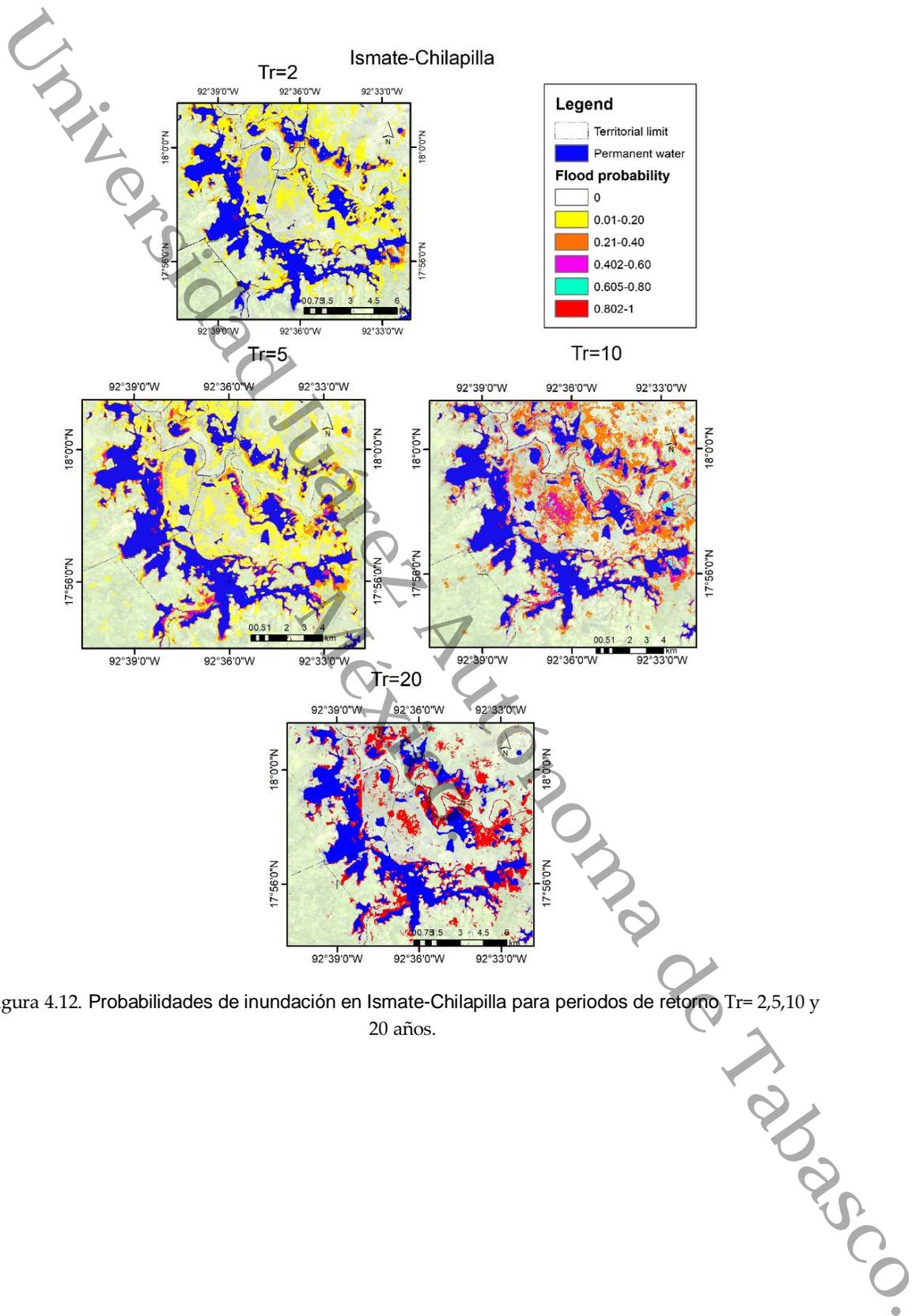


Figura 4.12. Probabilidades de inundación en Ismate-Chilapilla para periodos de retorno $Tr= 2,5,10$ y 20 años.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

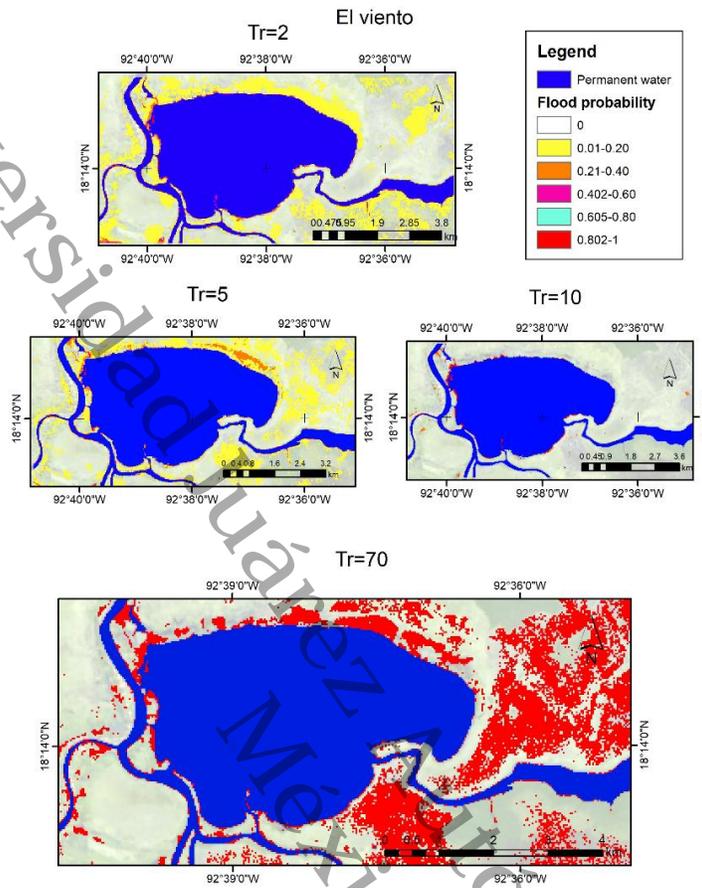


Figura 4.13. Probabilidades de inundación en “El viento” para periodos de retorno $Tr=2, 5, 10$ y 70 años.

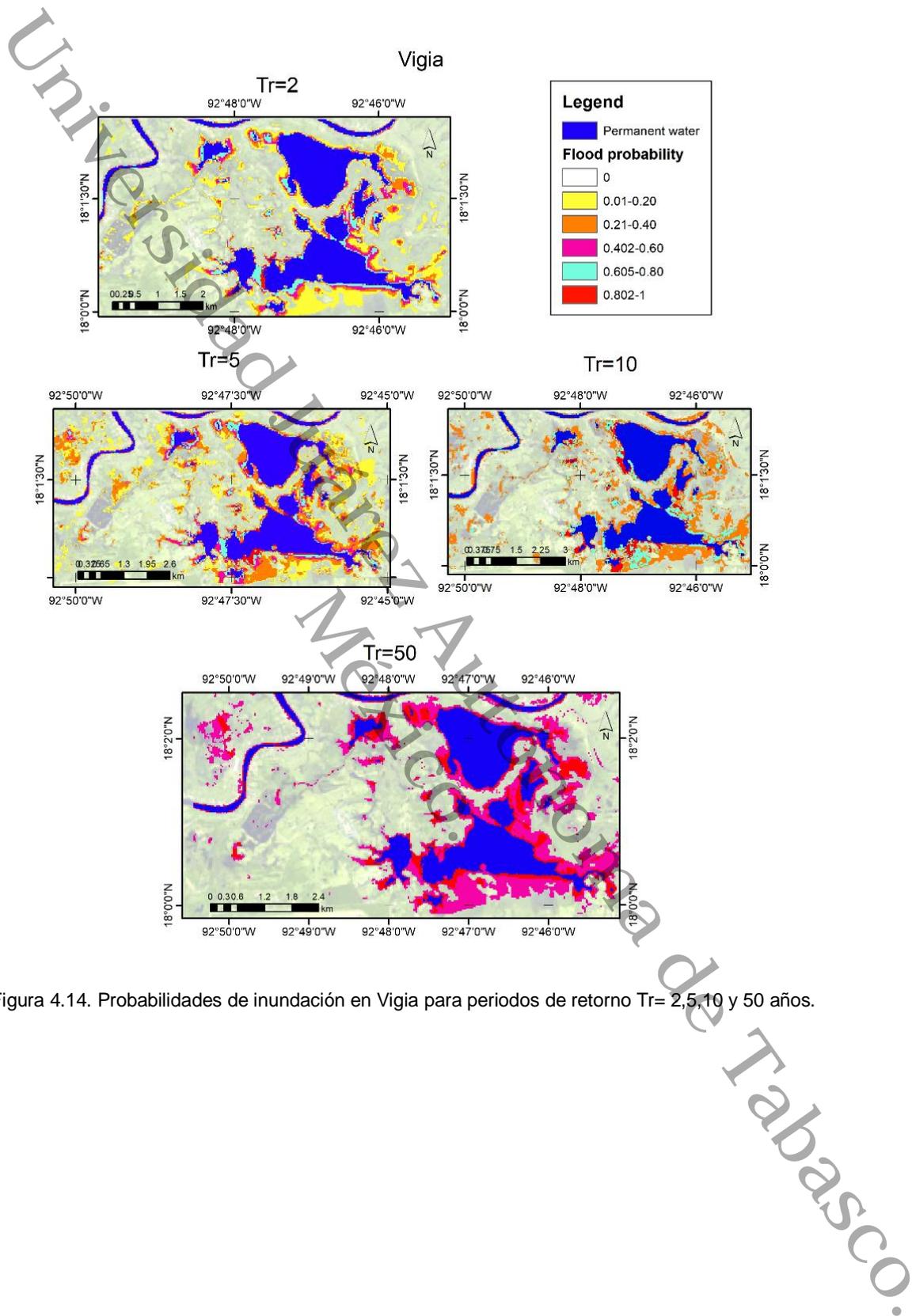


Figura 4.14. Probabilidades de inundación en Vigia para periodos de retorno $Tr= 2,5,10$ y 50 años.

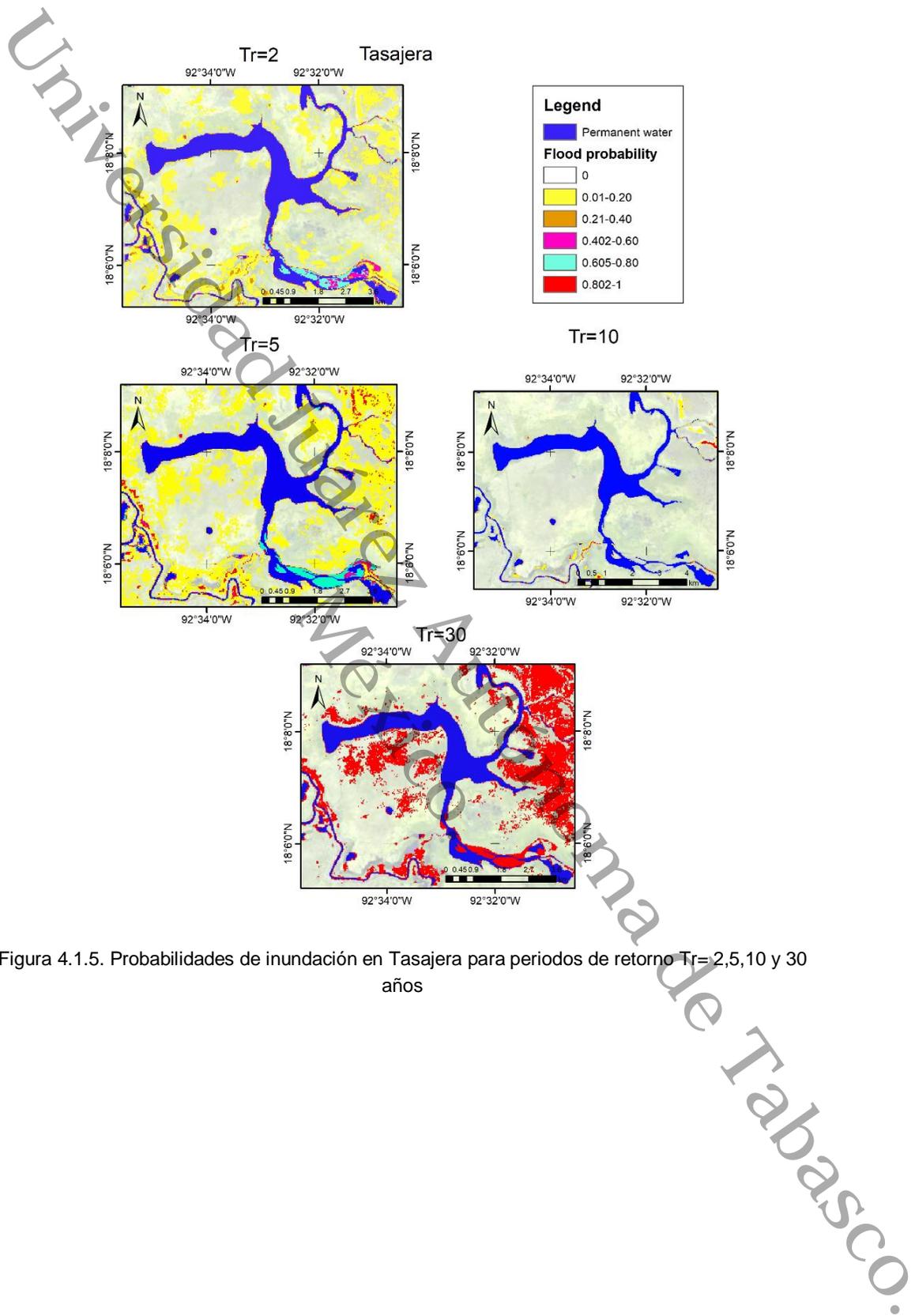


Figura 4.1.5. Probabilidades de inundación en Tasajera para periodos de retorno $T_r=2,5,10$ y 30 años

Referencias

1. Alamgir A, Ali Khan M, Manino I, Shaukat SS, Shahab S. Vulnerability to climate change of surface water resources of coastal areas of Sindh, Pakistan. *Desalination and Water Treatment* 2016;57:18668–18678.
2. Bucci J, Szempruch A, Caldwell J, Ellis J, Levine J. Seasonal Changes in Microbial Community Structure in Freshwater Stream Sediment in a North Carolina River Basin. *Diversity* 2014;6:18–32.
3. Chittoor Viswanathan V, Jiang Y, Berg M, Hunkeler D, Schirmer M. An integrated spatial snap-shot monitoring method for identifying seasonal changes and spatial changes in surface water quality. *Journal of Hydrology* 2016;539:567–576.
4. Halabisky M, Moskal LM, Gillespie A, Hannam M. Reconstructing semi-arid wetland surface water dynamics through spectral mixture analysis of a time series of Landsat satellite images (1984–2011). *Remote Sensing of Environment* 2016;177:171–183.
5. Soundharajan B-S, Adeloye AJ, Remesan R. Evaluating the variability in surface water reservoir planning characteristics during climate change impacts assessment. *Journal of Hydrology* 2016;538:625–639.
6. Wilson CO. Land use/land cover water quality nexus: quantifying anthropogenic influences on surface water quality. *Environ Monit Assess* 2015;187:424.
7. WWAP (United Nations World Water Assessment Programme)/UN-Water. , <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261424> (accessed 23 May 2019).
8. Araral E, Wu X. Comparing water resources management in China and India: policy design, institutional structure and governance. *Water Policy* 2016;18:1–13.
9. Pires A, Morato J, Peixoto H, Botero V, Zuluaga L, Figueroa A. Sustainability Assessment of indicators for integrated water resources management. *Science of The Total Environment* 2017;578:139–147.

10. Alicia Barcena, Antonio Prado. Agenda 2030 y los objetivos de desarrollo sostenible. In: . Publicación de las Naciones Unidas., <http://www.sela.org/media/2262361/agenda-2030-y-los-objetivos-de-desarrollo-sostenible.pdf> (2016, accessed 23 May 2019).
11. da Silva Sallo F, Sanches L, de Moraes Dias VR, da Silva Palácios R, de Souza Nogueira J. Stem water storage dynamics of *Vochysia divergens* in a seasonally flooded environment. *Agricultural and Forest Meteorology* 2017;232:566–575.
12. Hamid A, Bhat SA, Bhat SU, Jehangir A. Environmetric techniques in water quality assessment and monitoring: a case study. *Environmental Earth Sciences*;75. Epub ahead of print February 2016. DOI: 10.1007/s12665-015-5139-3.
13. Kumm M, Guillaume JHA, de Moel H, Eisner S, Flörke M, Porkka M, et al. The world's road to water scarcity: shortage and stress in the 20th century and pathways towards sustainability. *Sci Rep* 2016;6:38495.
14. Wolski P, Murray-Hudson M, Thito K, Cassidy L. Keeping it simple: Monitoring flood extent in large data-poor wetlands using MODIS SWIR data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 2017;57:224–234.
15. Damm A, Paul-Limoges E, Haghighi E, Simmer C, Morsdorf F, Schneider FD, et al. Remote sensing of plant-water relations: An overview and future perspectives. *Journal of Plant Physiology* 2018;227:3–19.
16. Huang C, Chen Y, Zhang S, Wu J. Detecting, Extracting, and Monitoring Surface Water From Space Using Optical Sensors: A Review. *Rev Geophys* 2018;56:333–360.
17. Acharya TD, Subedi A, Huang H, Lee DH. Application of Water Indices in Surface Water Change Detection Using Landsat Imagery in Nepal. *Sensors and Materials* 2019;31:1429.
18. Mueller N, Lewis A, Roberts D, Ring S, Melrose R, Sixsmith J, et al. Water observations from space: Mapping surface water from 25 years of Landsat

- imagery across Australia. *Remote Sensing of Environment* 2016;174:341–352.
19. Sheng Y, Song C, Wang J, Lyons EA, Knox BR, Cox JS, et al. Representative lake water extent mapping at continental scales using multi-temporal Landsat-8 imagery. *Remote Sensing of Environment* 2016;185:129–141.
 20. Wang C, Jia M, Chen N, Wang W. Long-Term Surface Water Dynamics Analysis Based on Landsat Imagery and the Google Earth Engine Platform: A Case Study in the Middle Yangtze River Basin. *Remote Sensing* 2018;10:1635.
 21. Yao F, Wang J, Wang C, Cretaux JF. Constructing high-frequency time series of global lake and reservoir storage changes using Landsat imagery and radar altimetry. In: *AGU Fall Meeting Abstracts*. 2018.
 22. Wang X, Xie S, Zhang X, Chen C, Guo H, Du J, et al. A robust Multi-Band Water Index (MBWI) for automated extraction of surface water from Landsat 8 OLI imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 2018;68:73–91.
 23. Ariza A, Ramirez H. Desarrollo de un modelo de corrección de imágenes de satélite para inundaciones: (CAIN - Corrección Atmosférica e Índices de Inundación). UNSPIDER IGAC.
 24. Feyisa GL, Meilby H, Fensholt R, Proud SR. Automated Water Extraction Index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment* 2014;140:23–35.
 25. Fisher A, Flood N, Danaher T. Comparing Landsat water index methods for automated water classification in eastern Australia. *Remote Sensing of Environment* 2016;175:167–182.
 26. K. Zanter. Landsat 8 Data Users Handbook - Section 2 | Landsat Missions. In: *Landsat 8 Data Users Handbook*, pp. 9–10.
 27. Loveland TR, Irons JR. Landsat 8: The plans, the reality, and the legacy. *Remote Sensing of Environment* 2016;185:1–6.

28. Boschetti M, Nutini F, Manfron G, Brivio PA, Nelson A. Comparative Analysis of Normalised Difference Spectral Indices Derived from MODIS for Detecting Surface Water in Flooded Rice Cropping Systems. PLoS ONE 2014;9:e88741.
29. COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA. Atlas del Agua en México 2018. In: . Edición 2018., https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/04/AAM_2018.pdf (2018, accessed 3 June 2019).
30. DOF. DOF - Diario Oficial de la Federación, http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5518766&fecha=10/04/2018 (2018, accessed 5 June 2019).
31. Héctor Plascencia-Vargas, Mario González-Espinosa, Neptalí Ramírez-Marcial, David Álvarez-Solís, Karim Musálem-Castillejos. Características físico-bióticas de la cuenca del río Grijalva. In book: Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la cuenca Grijalva, Chapter: 1, https://www.researchgate.net/publication/269039693_Caracteristicas_fisico-bioticas_de_la_cuenca_del_rio_Grijalva (2014, accessed 11 January 2019).
32. Arreguín-Cortés FI, Rubio-Gutiérrez H, Domínguez-Mora R, Luna-Cruz F de. Análisis de las inundaciones en la planicie tabasqueña en el periodo 1995-2010. Tecnología y ciencias del agua 2014;5:05–32.
33. Geografía (INEGI) IN de E y. Mapas. Climatológicos, <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/default.html#Mapa> (2019, accessed 28 June 2019).
34. Musalem-Castillejos K, Laino-Guanes R, Bello-Mendoza R, González-Espinoza M, Ramírez-Marcial N. Water quality of the Grijalva river in the Chiapas and Tabasco border. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios 2018;5:55.
35. Instituto Nacional de Estadística G e I (Mexico). Diccionario de datos de hidrología superficial: (alfanumérico) : sistema nacional de información geográfica. In: . Aguascalientes, Ags., México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2001.

36. G. Chander, B. L. Markham, D. L. Helder. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors - ScienceDirect. Remote Sensing of Environment 2009;113:893–903.
37. D. Nandi, R. Chowdhury, J. Mohapatia, K. Mohanta, D. Ray. Automatic Delineation of Water Bodies Using Multiple Spectral Indices. International Journal of Scientific Research in Science, Engineering and Technology, IJSRSET 2018;4:16.
38. Prewitt JMS, Mendelsohn ML. THE ANALYSIS OF CELL IMAGES*. Annals of the New York Academy of Sciences 2006;128:1035–1053.
39. Zhang F, Li J, Zhang B, Shen Q, Ye H, Wang S, et al. A simple automated dynamic threshold extraction method for the classification of large water bodies from landsat-8 OLI water index images. International Journal of Remote Sensing 2018;39:3429–3451.
40. Chávez PS. Image-Based Atmospheric Corrections - Revisited and Improved. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 1996;62:1025–1036.
41. Using the USGS Landsat Level-1 Data Product, <https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/using-usgs-landsat-level-1-data-product> (accessed 26 June 2019).
42. Pahlevan N, Schott JR, Franz BA, Zibordi G, Markham B, Bailey S, et al. Landsat 8 remote sensing reflectance (Rrs) products: Evaluations, intercomparisons, and enhancements. Remote Sensing of Environment 2017;190:289–301.
43. Lu S, Wu B, Yan N, Wang H. Water body mapping method with HJ-1A/B satellite imagery. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 2011;13:428–434.
44. Campos-Aranda DF. Detección de sequías meteorológicas anuales en el estado de Zacatecas, México, con base en índices de anomalía estandarizada. Tecnología y ciencias del agua 2018;9:135–149.

45. Li L, She D, Zheng H, Lin P, Yang Z-L. Elucidating Diverse Drought Characteristics from Two Meteorological Drought Indices (SPI and SPEI) in China. *Journal of Hydrometeorology* 2020;21:1513–1530.
46. McKee TB, Doesken NJ, Kleist J. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In: *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology*. Boston, 1993, pp. 179–183.
47. Yao N, Li Y, Lei T, Peng L. Drought evolution, severity and trends in mainland China over 1961–2013. *Science of The Total Environment* 2018;616–617:73–89.
48. Elagib NA, Elhag MM. Major climate indicators of ongoing drought in Sudan. *Journal of Hydrology* 2011;409:612–625.
49. Thornton PE, Hasenauer H, White MA. Simultaneous estimation of daily solar radiation and humidity from observed temperature and precipitation: an application over complex terrain in Austria. *Agricultural and Forest Meteorology* 2000;104:255–271.
50. Hargreaves GH, Samani ZA. Estimating potential evapotranspiration. *Journal of the irrigation and Drainage Division* 1982;108:225–230.
51. Shirmohammadi-Aliakbarkhani Z, Saberli SF. Evaluating of eight evapotranspiration estimation methods in arid regions of Iran. *Agricultural Water Management* 2020;239:106243.
52. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 100 Años de Conservación en México. In: . SEMARNAT-CONANP. México, <http://www.gob.mx/conanp/documentos/libro-100-anos-de-conservacion> (2018, accessed 2 February 2022).
53. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. LISTANP Listado de las Áreas Naturales Protegidas | gob.mx | CONANP, <http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/listanp/> (2022, accessed 2 February 2022).
54. Gómez JCN, Reyes RR, Macías EB, Tenorio AE, Campillo LMG. Índice de vulnerabilidad costera del litoral tabasqueño, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía* 2016;2016:70–85.

55. Haan CT. Statistical methods in hydrology: Ames. Iowa: University, Press/Ames.
56. Gu X, Ye L, Xin Q, Zhang C, Zeng F, Nerantzaki SD, et al. Extreme Precipitation in China: A Review. Advances in Water Resources 2022;104144.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
México.

Capitulo 5. Discusion General

Discusion General

Limitantes y Trabajos a futuros

La evaluación del caudal ecológico involucra las características del hábitat (Arthington, 2012) orientadas hacia la riqueza y abundancia de los organismos acuáticos. Aquí las áreas de reserva ecológica y especies con alto impacto económico adquieren mucha importancia (Poff, Tharme, and Arthington, 2017; Webb, Arthington, and Olden, 2017). Consecuentemente, para la modelación de los hábitats acuáticos se utilizan especies que habiten en tres condiciones de flujo, aguas estancadas, aguas con pequeñas oscilaciones y aguas con afluentes, en conjunto estas representan el 100% del hábitat disponible dentro de la simulación fluvial (Park and Clough, 2014).

Esto implica contar con información empírica opulenta que los países en desarrollo no tienen al alcance (PNDU, 2016). Los países en desarrollo solo cuentan con bases de datos o publicaciones científicas de la información biológica e hidráulica. Por esta razón para modelar los hábitats de los humedales de la CBRG el método de biodiversidad alfa ($B\alpha$) de especies es factible para determinar sus relaciones con las variaciones del flujo y la riqueza potencial en la cuenca. Los datos para el análisis de biodiversidad alfa ($B\alpha$) en la CBRG se tomarán de las bases de datos de la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) a través de la lista Red List (IUCN, 2017).

Recomendaciones

Posteriormente se implementarán índices socioeconómicos obtenidos por Cervantes et al. (2015) para correlacionarlos con las variaciones del flujo y la riqueza potencial en la cuenca.

Referencias

- Arthington, A. H. (2012). *Environmental flows: Saving rivers in the third millennium* (Vol. 4). Univ of California Press.
- Cervantes Jiménez, M., Mastachi-Loza, C., Diaz-Delgado, C., & González-Sosa, E. (2015). *Propuesta metodológica de un índice de sustentabilidad para la GIRH en cuencas urbanas: Análisis de gran visión*.
- IUCN. (2017). *The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Park, R. A., & Clough, J. S. (2014). AQUATOX (RELEASE 3.1 plus) Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems. Volume 2: Technical Documentation. *Environmental Protection Agency*, 48.
- PNDU. (2016). *Sustainable Development Goals*. United Nations Sustainable Development. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>
- Poff, N. L., Tharme, R. E., & Arthington, A. H. (2017). Evolution of environmental flows assessment science, principles, and methodologies. In *Water for the environment* (pp. 203–236). Elsevier.
- Webb, J. A., Arthington, A. H., & Olden, J. D. (2017). Models of ecological responses to flow regime change to inform environmental flows assessments. In *Water for the Environment* (pp. 287–316). Elsevier.