

**V CONGRESO NACIONAL 2019**  
29-31/Oct./CDMX, México

---

**1<sup>er</sup> LATINOAMERICANO**

---

**MANEJO DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS**



**MEMORIAS EN EXTENSO  
VOLUMEN I**

**“Memorias en Extenso Volumen I - I Congreso Latinoamericano y V Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas”**

Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo, IPN

Fundación Gonzalo Río Arronte I.A.P.

Red Mexicana de Cuencas

Ciudad de México, octubre 2019

Responsable de la Publicación: Germán Raúl Vera Alejandre

Diseño de Portada y Producción Editorial: J. Enrique Castelán Crespo

Diseño de Logotipo: Arnold Landa Villa

Registro ISBN en trámite



## **INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**

Dr. Mario Alberto Rodríguez Casas

**Director General**

M. en D.D.C. María Guadalupe Vargas Jacobo

**Secretaria General**

Dr. Jorge Toro González

**Secretario Académico**

Dr. Juan Silvestre Aranda Barradas

**Secretario de Investigación y Posgrado**

Dra. Laura Arreola Mendoza

**Directora de Investigación**

## **Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo**

Dr. Víctor Florencio Santes Hernández

**Director**

Dr. Luis Raúl Tovar Gálvez

**Subdirector de Servicios Educativos e Integración Social**

Oscar Alberto Figueroa Franco

**Subdirector Administrativo**

C.P. Mara Trujillo Matías

**Departamento de Recursos Financieros y Materiales**

Arq. Omar Armas Lara

**Unidad Politécnica de Integración Social**

## PRESIDENTE HONORARIO

Dr. Víctor Florencio Santes Hernández  
CIEMAD-IPN

## COORDINACION GENERAL

M. en C. Germán Raúl Vera Alejandre  
CIEMAD-IPN y REMEXCU

## COMITE ORGANIZADOR

Dr. Ismael Aguilar Benítez  
COLEF y ReTGIA

Dra. Estefanía Martínez Tavera  
UPAEP

Dra. Helena Cotler Ávalos  
Centro Geo

Mtra. Martha Concepción Merino  
Pérez  
CECADESU-SEMARNAT

Dra. Judith Domínguez Serrano  
ColMex

Dr. Jonathan Muthuswamy Ponniah  
CIEMAD-IPN

Paola Fernanda Gómez Sánchez  
Agua.org.mx

Ing. Roberto Olivares  
RELOC

Lic. Ma. Teresa Gutiérrez Mercadillo  
FCEA

Dra. Yolanda Ordaz Guillén  
CIEMAD-IPN

Biol. Ignacio González Mora  
WWF-México y REMEXCU

Dra. María Perevochtchikova  
ColMex y RedSocioecoS

Dr. Juan Alfredo Hernández Guerrero  
UAQ

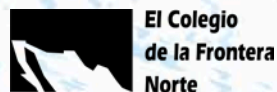
Dr. Raúl Francisco Pineda López  
UAQ

M. en C. Alejandro Juárez Aguilar  
Instituto Corazón de la Tierra e ILEC

M. en C. Eduardo Ríos Patrón  
REMEXCU

Dr. Adolfo Mejía Ponce de León  
CIEMAD-IPN

Ing. José Luis Romero Morales  
Red Latinoamericana en el Rescate  
de Ríos Urbanos



## COMITE DE LOGISTICA

Lic. Héctor Barradas  
CIEMAD-IPN

Dr. Pierre Mokondoko Delgadillo  
REMEXCU

M. en C. Alejandro Romo Mexia  
CIEMAD-IPN

Lic. Jaime Chávez Bravo  
CIEMAD-IPN

Ing. Noé Hernández Neri  
CIEMAD-IPN

Biol. Adriana Tobón Pérez  
CIEMAD-IPN

Arq. Virginia Roque  
CIEMAD-IPN

Lic. Aurelio Bernal Campos  
CIEMAD-IPN

M. en C. Arnold Landa Villa  
REMEXCU

## COMITE CIENTIFICO

Dr. Adolfo Mejía Ponce de León  
CIEMAD-IPN

Dra. Helena Cotler Ávalos  
Centro Geo

M. en C. Alejandro Juárez Aguilar  
ICT, A.C.

Biol. Ignacio González Mora  
WWF

Dr. Ángel Terán Cuevas  
CIEMAD-IPN

Dr. Ismael Aguilar Benítez  
COLEF

M. en C. Eduardo Ríos Patrón  
REMEXCU

Dr. Jonathan Muthuswamy Ponniah  
CIEMAD-IPN

Dr. Juan Manuel Núñez Hernández  
CENTRUS IBERO

Dr. Luis Enrique Granados Muñoz  
IGG-UNAM

Dra. Judith Domínguez Serrano  
COLMEX

Dra. María Perevochtchikova  
COLMEX

Dra. Leticia Gómez Mendoza  
IGG-UNAM

Dra. Patricia Gerez Fernández  
UV

Ing. Roberto Olivares  
RELOC

Dra. Yolanda Ordaz Guillén  
CIEMAD-IPN

Dr. Jorge Alejandro Silva Rodríguez de San Miguel  
CIEMAD-IPN

Dr. Pedro Joaquín Gutiérrez Yurrita  
CIEMAD-IPN

Ing. José Luis Romero Morales  
RLRRU

Dr. Pierre Mokondoko Delgadillo  
INECOL

Dr. Juan Alfredo Hernández Guerrero  
UAQ

Dr. Raúl Francisco Pineda López  
UAQ

## REVISION DE RESUMENES

M. en C. Miguel Alvarado Cardona  
(CIEEMAD-IPN)

M. en C. J. Enrique Castelán Crespo  
(CIEEMAD-IPN)

M. en I. Diana Lucía Cristancho Montenegro  
(Universidad Central, Colombia)

Dr. Ricardo Domínguez Varela  
(WWF-México)

M. en C. José Manuel Espinoza Rodríguez  
(FFyL-UNAM)

Dr. Gonzalo Hatch Kuri  
(MAGIC-UAQ)

M. en C. Laura Patricia Mendicuti Castro  
(CIEEMAD-IPN)

Dr. José Luis Miranda Jiménez  
(MAGIC-UAQ)

Dra. Mariana Zareth Nava López  
(WWF-México)

Dra. Tamara Guadalupe Osorno Sánchez  
(MAGIC-UAQ)

Dr. Octavio Pérez Maqueo  
(INECOL)

Dra. Karla Juliana Rodríguez Robayo  
(Centro Geo)

Dra. Nora Ruíz Ordaz  
(ENCB-IPN)

Dra. Sujitha Suresh Babu  
(CMPL-IPN)

M. en C. Germán Raúl Vera Alejandre  
(CIEEMAD-IPN Y REMEXCU)

Dra. Mariana Villada Canela  
(UABC)

Dr. Ángel Emmanuel Zuñiga Tovar  
(IGG-UNAM)

Dr. Carlos Ortiz Paniagua  
(ININEE-UMSNH)

Mauricio Galeana Pizaña  
(Centro Geo)

Lic. Aurelio Bernal Campos  
(CIEEMAD-IPN)

M. en C. Erandi Amor Castillo Pérez  
(COLMEX)

M. en C. María Guadalupe Díaz Santos  
(COLMEX)

Adriana Carolina Flores-Díaz  
(CENTRUS IBERO)

Dr. Cutberto José Juvencio Galíndez Mayer  
(ENCB-IPN)

Dr. Agustín Madrigal Bulnes  
(SRL, A.C.)

Dr. Manuel Mendoza Cantú  
(CIGA-UNAM)

Dra. Sandra Morales García  
(CMPL-IPN)

Dra. Leticia Oseguera Figueroa  
(ITP)

Dr. Enrique Pérez Campusano  
(IGG-UNAM)

Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguía  
(MCIA-UMSNH)

Dr. Miguel Rodríguez Serna  
(FC-UNAM)

Dra. Elisa Enriqueta de Jesús Sedas Larios  
(U. Anáhuac)

Dra. Clara Tinoco Navarro  
(CRCC-UAQ)

M. en C. Jordi Vera Cartas  
(FGM)

M. en C. Juan Von Thaden  
(INECOL)

Dra. Estefanía Martínez Tavera  
(UPAEP)

Dr. Carlos Ortiz Paniagua  
(ININEE-UMSNH)

José Alberto Gallardo  
(CENTRUS IBERO)

# INDICE

---

## Mesa 1. Amenazas e impactos de las actividades humanas sobre las cuencas

ID-006: ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POTENCIAL DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA POR MÉTODOS SIMPLIFICADOS EN LOS PAISAJES DEL ÁREA DE PROTECCIÓN DE FLORA Y FAUNA PICO DE TANCÍTARO, EN EL ESTADO DE MICHOACÁN, MÉXICO	2
ID-018: EFECTO DE LAS ACTIVIDADES HUMANAS EN LA DINÁMICA DE ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN TRES ECOSISTEMAS DE DOS MICROCUENCAS DE VILLAFLORES, CHIAPAS	12
ID-027: USO DE MÉTRICAS DE PAISAJE PARA DETERMINAR LA VULNERABILIDAD DE ECOSISTEMAS EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS DEL PACÍFICO SUR DE COSTA RICA	21
ID-044: INFLUENCIA DE LAS ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS SOBRE LA FIJACIÓN BIOLÓGICA DEL N2 EN LA LAGUNA DE SONTECOMAPAN, VERACRUZ (MÉXICO)	31
ID-046: LOS RETOS DE LA GESTIÓN EN EL USO DEL AGUA DE LA ACUACULTURA MEXICANA	40
ID-053: RELACIÓN ENTRE LA VEGETACIÓN ACUÁTICA, SEMIACUÁTICA Y DE RIBERA CON VARIABLES HIDROMORFOLÓGICAS Y FISICOQUÍMICAS DE TRES RÍOS DE ALTA MONTAÑA EN EL ORIENTE ANTIOQUEÑO, COLOMBIA	49
ID-056: ÍNDICE DE CALIDAD ECOLÓGICO (ICE), UNA HERRAMIENTA ACADÉMICA Y GUBERNAMENTAL ÚTIL PARA EL ANÁLISIS Y GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS	57
ID-057: ANÁLISIS HISTÓRICO DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS Y SU ASOCIACIÓN CON EL IMPACTO GENERADO POR ACTIVIDADES ANTRÓPICAS EN CIÉNAGAS DE COLOMBIA	64
ID-060: SITUACIÓN DE LA CUENCA DEL LAGO DE ATITLÁN: CALIDAD DEL AGUA Y PÉRDIDA DE SEDIMENTOS POR ESCORRENTÍA	73
ID-064: IMPACTOS DE LOS USOS DEL SUELO SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA EN MICROCUENCAS DEL ORIENTE DE MICHOACÁN	82
ID-065: ANOMALIAS DE ARSÉNICO EN LAS FUENTES DE AGUA DE LAS ZONAS DE LA PARROQUIA TOACASO ALEDAÑAS AL COMPLEJO VOLCANICO LOS ILINIZAS	95
ID-083: PROPUESTA DE NORMA TÉCNICA AMBIENTAL PARA LA EXTRACCIÓN DE PÉTREOS EN BAJA CALIFORNIA: CASO DE ESTUDIO ARROYO LAS PALMAS	100
ID-085: ESTADO DE DEGRADACIÓN FÍSICA DE SUELOS DE USO AGROPECUARIO EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO USUMACINTA, TABASCO	114
ID-103: CAMBIOS EN LA CUBIERTA DEL SUELO DE LA SUBCUENCA EMBALSE INFIERNILLO-BAJO BALSAS: ¿APROPIACIÓN O ABANDONO?	122
ID-106: VALORACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LA MICROCUENCA EL PUEBLITO JOAQUÍN HERRERA, QUERÉTARO	133
ID-119: IDENTIFICACIÓN DE LOS CONFLICTOS DE USO DE LA TIERRA EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO GUARAGUAÇU, LITORAL DE PARANÁ, BRASIL	143
ID-127: CUANTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA CUENCA DE LA PAZ: AUMENTO DE LA COBERTURA VEGETAL Y LA DIVERSIDAD EN EL PREDIO DON MARIANO	153
ID-132: ESCORRENTÍA SUPERFICIAL Y ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO CUENCA RÍO LA ANTIGUA	162
ID-136: VALORACIÓN DE LA EXPORTACIÓN DE N-NO3- DE LAS ESCORRENTÍAS HACIA AGUAS SUPERFICIALES DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO USUMACINTA, TABASCO	172

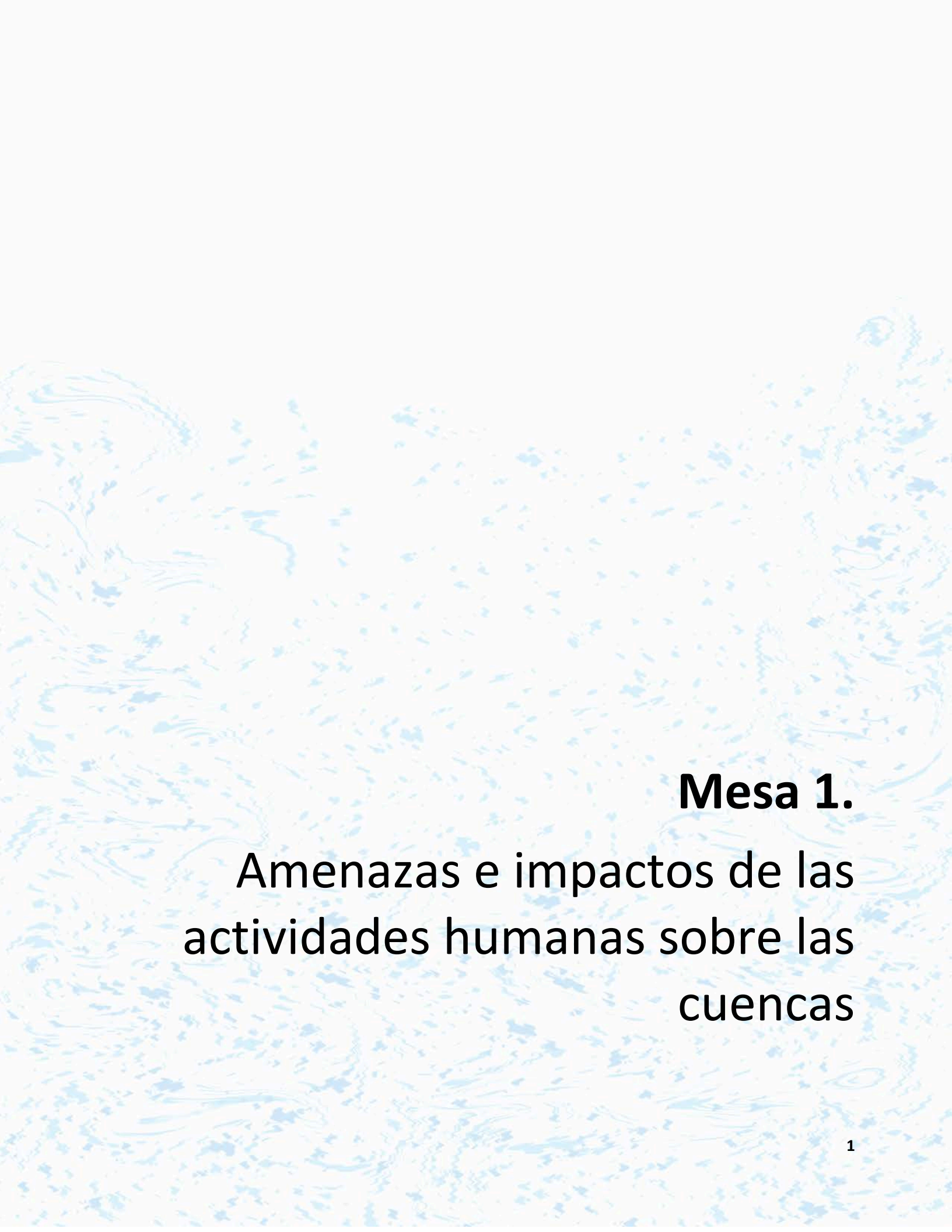
ID-148: "CARACTERIZACIÓN DEL MEDIO FÍSICO PARA LA DETERMINACIÓN DE LAS ÁREAS DE PROTECCIÓN HÍDRICA EN LA MICRO CUENCA DEL RÍO CAIMATAN - ECUADOR"	179
ID-154: EN NEXO AGUA-ALIMENTO EN EL VALLE DEL MEZQUITAL: UN CASO DE ESTUDIO DE LA CUENCA DEL VALLE DE MÉXICO	196
ID-155: DESERTIFICACIÓN Y CAMBIOS DE USO DE SUELO EN LA CUENCA DEL PUANGUE, CHILE	205
ID-162: MONITOREO DE CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA DEL USUMACINTA EN LA CIUDAD DE BALANCAN TABASCO	214
ID-183: MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA EN LA CUENCA ALTA DEL ARROYO SAUCE CHICO, BUENOS AIRES, ARGENTINA	222
ID-207: ALTERACIONES EN EL CAUDAL ECOLÓGICO DERIVADO DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO EN EL BAJO RIO BRAVO Y RIO SAN JUAN	233
ID-208: DINÁMICAS TERRITORIALES EN TORNO AL CAFÉ Y BOSQUES. EL QUEHACER DE LA COALICIÓN DE ORGANIZACIONES DE LA BIO-REGIÓN JAMAPA-ANTIGUA (COBIJA) EN LA PARTE ALTA DE UNA CUENCA DEL CENTRO DE VERACRUZ, MÉXICO	244
ID-257: VARIACIONES Y HÁBITATS DE PREFERENCIA DEL ENSAMBLAJE DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS ANTE ALTERACIONES DE CAUDAL, EN LOS TRES TRAMOS DE RÍOS ANDINOS DE ANTIOQUIA-COLOMBIA	255
ID-278: DELIMITACIÓN DE ZONAS CON VULNERABILIDAD A RIESGOS NATURALES POR FENÓMENOS HIDROMETEOROLÓGICOS, EN LA SIERRA NORTE OAXACA	266
ID-304: IMPACTO DE LA PRODUCCIÓN AGUACATERA EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HÍDRICOS EN LA CUENCA ZIRAHUÉN, MICHOACÁN.	273
ID-329: IMPACTO AMBIENTAL POR PLAGUICIDAS APLICADOS EN LA AGRICULTURA EN LA MICROCUENCA CIÉNEGA PRIETA DE YURIRIA GUANAJUATO.	282
ID-347: EVALUACIÓN DE ESCENARIOS DE DISTRIBUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA DE NITRATOS PRODUCTO DE LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA INTENSIVA EN LA CUENCA DEL RÍO ANGULO (MICHOACÁN)	292
ID-366: CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS EN LA SUBCUENCA TECOLAPILLA: ARTICULANDO ACTORES PARA DIMENSIONAR EL PROBLEMA EN EL ÁREA DE INFLUENCIA DE LA RESERVA DE LA BIÓSFERA LOS TUXTLAS.	300
ID-368: IMPACTO DE AGROQUÍMICOS EN LAS ACTIVIDADES PRODUCTIVAS DE LA SUBCUENCA RÍO TECOLUTLA	310
ID-376: ANÁLISIS DE LA GENERACIÓN DE GEI EN LA CUENCA DEL RÍO BOGOTÁ, COLOMBIA Y UN PANORAMA COMPARATIVO ENTRE LAS CUENCAS DE LAS CAPITALES DE MÉXICO, PERÚ Y COLOMBIA	319
ID-382: ACTIVIDADES E IMPACTOS IDENTIFICADOS EN LA MICROCUENCA SANTA CATARINA, SANTA ROSA JÁUREGUI, QUERÉTARO	330

## **Mesa 2. Buenas prácticas para el manejo de cuencas**

ID-001: COMO RECONSTRUIR UN RÉGIMEN NATURAL DE CAUDALES	338
ID-051: PLANIFICACIÓN BASADA EN EL SERVICIO ECOSISTEMICO HÍDRICO ANTE LA VULNERABILIDAD AL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA REGIÓN HIDROGRÁFICA DEL ESTERO JALTEPEQUE, EL SALVADOR	348
ID-071: MÓDULO DIDÁCTICO EN LA PARTE ALTA DE LA CUENCA DE LA PAZ, RESPONSABILIDAD SOCIAL UNIVERSITARIA, INTERVINIENDO PARA MEJORAR LOS SERVICIOS AMBIENTALES EN LA PARTE ALTA DE LA CUENCA.	357
ID-093: RESCATE DE RÍOS PARA UN MANEJO SUSTENTABLE DEL AGUA DE LA CIUDAD DE MÉXICO	373



ID-130: MODELOS HIDRÁULICOS FÍSICOS COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN	383
ID-133: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA CUENCA USUMACINTA, TENOSIQUE, TABASCO.	394
ID-166: MANEJO INTEGRADO DE MICROCUENCA EN EL EJIDO DE OTUMBA DE GÓMEZ FARÍAS, OTUMBA, ESTADO DE MÉXICO.	399
ID-186: PENDIENTE DE EQUILIBRIO DE UN RÍO DE MONTAÑA: TEÓRICA Y EXPERIMENTAL	409
ID-280: EVALUACION DEL IMPACTO DE HIDROBOMBA CON FUENTE DE ENERGIA SOLAR PARA POZO EN LA SUBCUENCA MANDUJANO, APASEO EL ALTO, GTO	418
ID-392: EL AGUA EN LA SUBCUENCA TETLANAPA: ENTRE LA GESTIÓN MUNICIPAL Y LA GESTIÓN COMUNITARIA. APORTACIONES Y LIMITACIONES EN EL MANEJO INTEGRAL DEL AGUA.	423

The background of the slide is a light blue and white pattern of water ripples, creating a textured, organic feel. The text is centered in the lower half of the image.

**Mesa 1.**  
Amenazas e impactos de las  
actividades humanas sobre las  
cuencas

# **ID-006: ESTIMACIÓN DEL IMPACTO POTENCIAL DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA POR MÉTODOS SIMPLIFICADOS EN LOS PAISAJES DEL ÁREA DE PROTECCIÓN DE FLORA Y FAUNA, PICO DE TANCÍTARO, MICHOACÁN, MÉXICO.**

Alberto ORTIZ RIVERA<sup>a</sup>, José de Jesús Alfonso FUENTES JUNCO<sup>b</sup>

Escuela Nacional de Estudios Superiores Campus Morelia, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, Sin Nombre, Residencial San José de la Huerta, 58190 Morelia, Mich., email: aortiz@pmip.unam.mx <sup>a</sup>,  
jfuentes@enesmorelia.unam.mx <sup>b</sup>

## **RESUMEN**

En este trabajo, se calculó el Índice Modificado de Contaminación No Puntual (MPNPI), en el Área de protección de flora y fauna, Pico de Tancítaro, Michoacán, durante tres años con diferentes condiciones de precipitación 2004, 2007 y 2014; en esta área se originan 14 cuencas de las 16 de la región, dentro de estas existen 10 localidades de la tipología Físico-Geográficas del estado de Michoacán. La forma de calcular el índice MPNPI requiere de cuatro indicadores: Indicador de Uso del Suelo (LCI), Indicador de Escorrentía (ROI), Indicador de Distancia (DI) y el Indicador de Precipitación Anual (API). En el año más lluvioso 2004, se determinó que el 48% (326.25 Km<sup>2</sup>) de la superficie total tiene un impacto potencial Muy bajo (clase 1) y el 40% (273.37 Km<sup>2</sup>) muestra un potencial Muy alto (clase 5); mientras que para el año más seco 2007, se encontró, el 61% (415.44 Km<sup>2</sup>) de la superficie total con potencial Muy bajo (clase 1), en contraparte el 7% (46.93 Km<sup>2</sup>) de la superficie total con potencial Alto (clase 4), el 16 % (111.47 Km<sup>2</sup>) con un potencial Medio (clase 3) y no se presentaron áreas con potencial Muy alto (clase 5). Estos resultados sugieren que el potencial de contaminación difusa en el área de estudio es mayor en años lluviosos que en años secos. Las áreas con mayor impacto potencial en un escenario con alta precipitación según el índice MPNPI son fracciones de las cuencas de Chuanito, Chondo, Cutio, San Francisco, Huandiestacato, Apo, Rodada, Tancítaro, Zirimándaro, El Chivo, La Gringa, La Culebra y Zacándaro y sus respectivas Localidades que los interceptan XLIV, XVII, LX, XL, XXXIII y XXXII, estas división permite delimitar zonas homogéneas que a su vez nos ayuda a priorizar las superficies que requieren recursos para implementar buenas prácticas de manejo.

**Palabras clave:** Contaminación difusa; Índice MPNPI; Paisaje, Cuenca; SIG

## **1 INTRODUCCIÓN**

El agua como recurso se ha convertido, en muchas regiones del mundo, en un factor limitante para la salud humana, la producción de alimentos, el desarrollo industrial y el mantenimiento de los ecosistemas naturales y su biodiversidad; e incluso para la estabilidad social y política (Carabias, 2005).

Por otro lado, al ser un recurso vulnerable a las diferentes formas de contaminación más comunes como la que proviene de actividades de zonas agrícolas, urbanas e industriales domésticos e industriales, en todo el mundo se ha generado una preocupación sobre la contaminación difusa (dispersa o no puntual). Los contaminantes del agua, aire y suelo de fuentes difusas incluyen: sedimentos, nutrientes, metales pesados, elementos traza, pesticidas, patógenos, productos farmacéuticos y otros químicos antropogénicos (Bravo, Saldaña, Izurrieta y Mijangos, 2013).

En cambio, cuando se hace referencia a la contaminación puntual en el agua, está es fácilmente identificable, representada por efluentes de agua residual, esta puede ser controlada mediante acciones específicas, básicamente por medio del monitoreo y el cumplimiento de estándares de calidad en el tratamiento de aguas residuales y saneamiento. Sin embargo, la evaluación y el control de la contaminación difusa es más complejo, ya que al no haber un punto de concentración es muy difícil su identificación y control; es por ello, que excepto por unos pocos estudios, la contaminación difusa no se incluye y pocas veces es reconocida o evaluada. Entre los objetivos planteados en 2010, en México para la Agenda del Agua 2030 en el tema Ríos Limpios, se plantea textualmente el “Desarrollar una normatividad específica para la evaluación, monitoreo y control de la

contaminación difusa. CNA, 2011:41.”

Estudios de este tema se realizan bajo el contexto de cuenca, esta funciona como un sistema complejo, dinámico y abierto; es necesario considerar que, al interior de esta, existen unidades de paisaje o geosistemas (Cotler, 2007), los cuales son unidades ambientales en cierta forma homogéneas que poseen características y una dinámica propia.

Por su parte, Valdés y Hernández (2018), consideran a las cuencas como unidades territoriales cuyo funcionamiento y estructura es posible evaluar por medio de la delimitación de unidades espaciales de menor superficie o unidades de paisaje físico-geográfico, posibilitando trabajar a nivel de detalle las características socio-ambientales y realizar un análisis focalizado de las problemáticas y potenciales que presentan.

En particular, el índice denominado Potential Non-point Pollution Index (PNPI), es una herramienta SIG que evalúa el impacto potencial de la contaminación difusa sobre los cuerpos de agua a escala de cuenca hidrográfica (Munafò, Cecchi, Baiocco y Mancini, 2005). Es un modelo cualitativo que en su creación emplea una metodología multicriterio y la modelación física del territorio para la estimación de la contaminación difusa (Cecchi, Munafò, Baiocco, Andreani y Mancini, 2007). Requiere pocos datos de entrada y es sencillo de calcular e interpretar. Además, Contreras, Aguilar y Polo (2011) mejoraron el índice PNPI introduciendo un factor de precipitación, permitiendo añadir una caracterización anual e interanual al proceso, denominándole Modified Potential Non-point Pollution Index (MPNPI).

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

Se ubica al occidente del estado de Michoacán, con un área de protección de aproximadamente 234.05 Km<sup>2</sup> y comprende el territorio de los municipios de Tancítaro, Uruapan, Nuevo Parangaricutiro y Peribán de Ramos. En ella se encuentran especies endémicas y en alguna categoría de riesgo según la Norma Oficial Mexicana Nom-059-Semarnat-2010. Uno de los servicios ambientales más importantes del Pico de Tancítaro, es proveer agua para el desarrollo social y económico de la región, debido a su sistema hidrológico conformado por 16 cuencas, las cuales constituyen la base del desarrollo socio-económico de habitantes, poblaciones y comunidades que se dedican principalmente al cultivo de aguacate, durazno, manzana y pera (Figura 1). Estas cuencas en conjunto tienen una extensión aproximada de 676.65 Km<sup>2</sup>, una región de gran importancia dentro del ciclo de captación de agua y recarga de acuíferos.

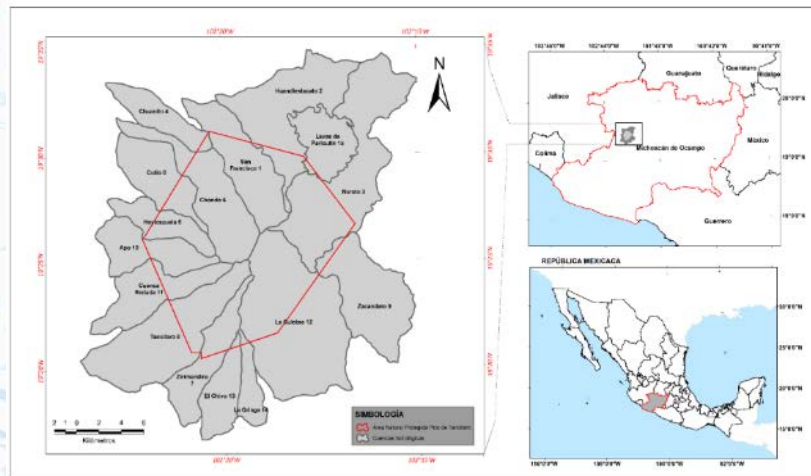


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio, APFFPT

La generación y análisis cartográfico, base espacial de la investigación, se realizó con el programa ArcGis 10.6 y ArcGisPro 2.3.1. La parte metodológica comprendió tres fases:

## Fase de preprocesamiento

En primera instancia se realizó la búsqueda, selección, adecuación y actualización de los insumos cartográficos, para posteriormente utilizarlos en el cálculo de cada indicador según se requiriera, la proyección y sistema de coordenadas utilizada fue WGS84 UTM zona 13N.

Se utilizaron la Cubierta de Uso de Suelo del 2004, 2007 y 2014 escala 1:50,000 (Mas, Lemoine y González, 2016).

Revisión del Mapa de localidades físico-geográficas de Michoacán (Velazco, 2014), y selección de las unidades que corresponden al Área de protección de flora y fauna Pico de Tancítaro.

En el caso de la información de Precipitación se obtuvo la siguiente:

- Distribución de la precipitación normal del país en el periodo 1981 a 2010
- Precipitación pluvial anual 2004, 2007 y 2014

La información se fundamenta en los cálculos realizados en el Servicio Meteorológico Nacional. Cabe aclarar que los datos de edafología, la red hidrológica y los límites de las cuencas, para el APFFPT fueron obtenidos por medios directos y descritos por Fuentes (2002), a partir de la información e interpretación de cartas físicas edafológicas y topográficas digitalizadas a escala 1:50,000.

## Fase de indicadores

El Índice Modificado del Potencial de Contaminación Difusa (MPNPI), está compuesto por cuatro indicadores: Indicador de Uso del Suelo (LandCoverIndicator = LCI), Indicador de Distancia (Distance Indicator = DI), Indicador de Escorrentía (RunoffIndicator = ROI) e Indicador de Precipitación Anual (Anual Precipitation Indicator= API).

Los datos de entrada del Índice MPNPI son: Uso del suelo y vegetación; Edafología, Modelo Digital del Terreno (MDT), Pendiente y Precipitación (Munafò et al., 2005; Cecchi et al., 2007; Contreras et al., 2011).

## Fase de Aplicación

Se empleó el método propuesto por Munafò et al., (2005) y la modificación establecida por Contreras et al. (2011). Ellos calculan el MPNPI, en función de cuatro indicadores: LCI, DI, ROI y API de acuerdo a la ecuación 1.

$$\text{MPNPI} = (5 * \text{LCI} + 3 * \text{DI} + 2 * \text{ROI}) * \text{API} \quad (1)$$

El LCI (Indicador de uso del suelo) evalúa la contribución de la contaminación difusa potencial de los diferentes usos del suelo presentes en la subcuenca mediante la asignación de valores ya establecidos para cada uso. Para este propósito se emplearon los valores medios de referencia establecidos por Cecchi et al. (2007), ver Tabla3.

Finalmente, asignado a cada uso de suelo los valores de referencia LCI, se convirtieron a ráster y se normalizaron de acuerdo con la ecuación 2.

$$\text{LCI} = (\text{Ráster LCI} - \text{LCI M\u00ednimo}) / (\text{LCI M\u00e1ximo} - \text{LCI M\u00ednimo}) \quad (2)$$

El DI (Indicador de Distancia) mide la distancia desde cada punto de la subcuenca hasta el cuerpo de agua m\u00e1s cercano considerando el gradiente topogr\u00e1fico. El DI se calcul\u00f3 a partir del Modelo Digital del Terreno (MDT), determinando la longitud de flujo descendente. Se decidi\u00f3 utilizar la informaci\u00f3n creada a partir de las curvas de nivel de las cartas topogr\u00e1ficas escala 1:50,000 donde se establece la red de drenaje correspondientes a la regi\u00f3n del Pico de Tanc\u00edtar\u00f3 (Fuentes, 2002).

El DI es calculado como la distancia normalizada entre la celda i y el río. La normalización del DI es descrita por Cecchi, et al. (2007), por medio de una función potencial expresada con la ecuación 3.

$$DI_i = \exp(-[D_i] * k) \quad (3)$$

Donde

$D_i$  = distancia de la celda i al río medida en número de celdas

k = constante con valor igual a 0.090533

Si  $D_i = 0$  entonces  $DI_i = 1$ , por otra parte, si  $D_i = \infty$ , entonces  $DI_i = 0$

De esta manera, los valores bajos corresponden a distancias más largas desde una celda a una corriente o cuerpo de agua y valores altos a distancias cercanas a los sistemas acuáticos.

El ROI (Indicador de escorrentía) evalúa la capacidad del suelo para drenar el agua hacia la zona no saturada del suelo y se define por un coeficiente de escorrentía ( $C_r$ ) corregido por un factor de pendiente ( $C_s$ ). El  $C_r$  se calculará en función del uso de suelo, la permeabilidad y la pendiente (Haupt, 2009).

El API (Indicador de Precipitación Anual) es un factor que evalúa la variación temporal debida a la precipitación. Determinando la precipitación anual de un determinado año en relación con la precipitación media anual de un período de estudio en cada sitio de la cuenca, se calculó el API para cada año en específico según la ecuación 4:

$$API = P_a / P_p \quad (4)$$

Dónde

$P_a$  es la precipitación media anual para un año en concreto (mm año-1)

$P_p$  es la precipitación media anual del periodo de estudio (mm año-1)

Finalmente, se reclasificaron los valores MPNPI en cinco categorías cualitativas de impacto potencial.

Al respecto, aún y cuando Munafò et al., (2005), estableció 5 clases de potencial, mismas que Haupt (2009), recategorizó en su momento por primera vez, al tratar de aplicar dichas categorías, no queda clara la diferencia entre las clases 2, 3 y 4, por lo que fue necesario renombrar estas categorías tomando en cuenta otros índices que nos ayudaran a distinguir claramente un nivel de otro (ver Tabla 1).

Tabla 1. Categorías de clasificación del Índice MPNPI

Clases Munafò	Categoría Haupt	Categorías	Rango
1	Bajo potencial	Muy bajo	$MPNPI \leq 4,5$
2	Medio bajo potencial	Bajo	$4,5 < MPNPI \leq 5,5$
3	Medio potencial	Medio	$5,5 < MPNPI \leq 6,5$
4	Medio alto potencial	Alto	$6,5 < MPNPI \leq 7,5$
5	Alto potencial	Muy Alto	$MPNPI > 7,5$

Fuente: Elaboración propia

### 3 RESULTADOS

Los resultados se pueden analizar a partir de las cuencas o de las unidades de paisaje, sin embargo, se decidió hacer un cruce de información y generar una nueva unidad, la cual se compone de la cuenca a la que pertenece y la porción o totalidad de la localidad físico-geográfica, con ello obtuvimos 61 unidades de análisis, esta base puede ser utilizada con fines de ordenamiento, planificación o evaluaciones medioambientales, dependiendo de los objetivos establecidos y de la escala que se pretenda emplear.

## Índice Modificado del Potencial de Contaminación difusa (MPNPI)

De acuerdo con el modelo generado para el año 2004, la porción de contaminación difusa con potencial Muy bajo abarca un 48%, mientras que el 40% pertenece a la categoría de Muy alto potencial. La distribución espacial se observa en la Figura 2A y los valores en porcentaje para el área en general en la Figura 2B.

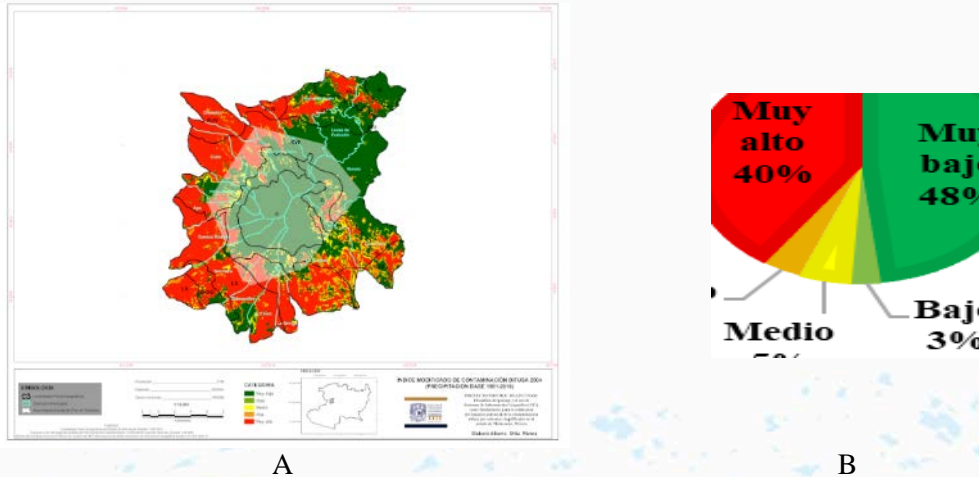


Figura 2. A. Mapa del MPNPI del año 2004. B. Gráfica del porcentaje ocupado por categoría para la zona de estudio del 2004

En contraste para el modelo del año 2007, la porción del potencial de contaminación difusa Muy baja alcanza un 61%, no se presentan datos para la categoría Muy alta y menos del 10% pertenece a la categoría Alto potencial de contaminación difusa. Ver Figura 3A que corresponde al mapa y la 3B que representa la gráfica de porcentaje de las categorías para el área en general.

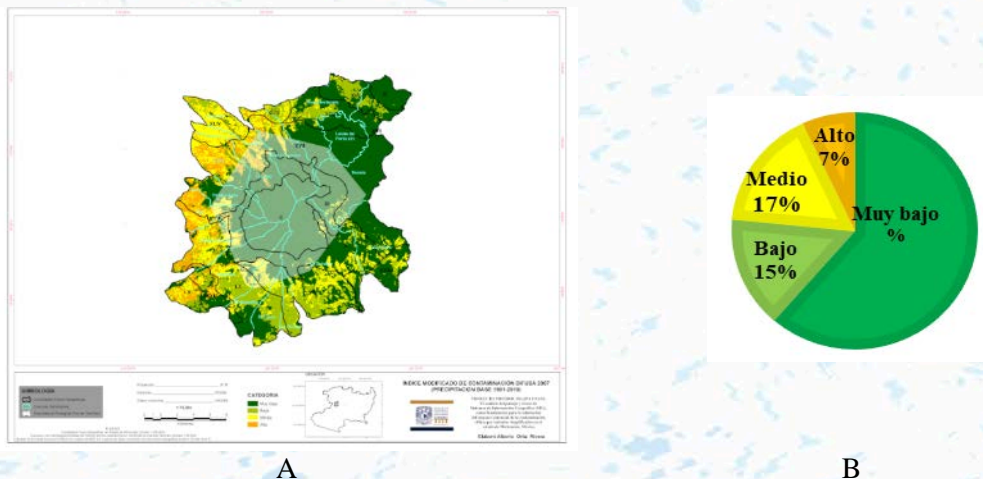
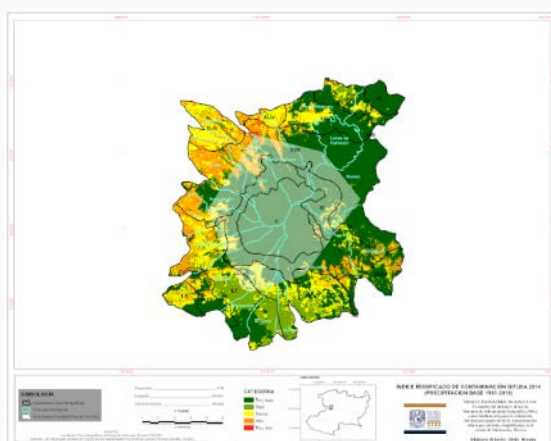
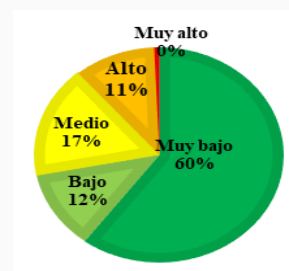


Figura 3. A. Mapa del MPNPI del año 2007. B. Gráfica del porcentaje ocupado por categoría para la zona de estudio del 2007

En el modelo del año 2014, la porción de contaminación difusa con potencial Muy bajo abarca un 60%, mientras que menos del 1% pertenece a la categoría 5 de muy alto potencial. Ver Figura 4A que muestra el mapa y la 4B que corresponde a la gráfica de porcentaje de las categorías para el área en general.



A



B

Figura 4. A. Mapa del MPNPI del año 2014. B. Gráfica del porcentaje ocupado por categoría para la zona de estudio del 2014

Al comparar los tres años, generalizando la información a partir del valor medio del MPNPI por unidad espacial de análisis cuenca-localidad f-g, tomando como base la mayor cantidad de unidades con potencial Medio a Muy alto (que corresponden con las clases 3, 4 y 5), el año 2004 presenta el mayor número, con un total de 27 unidades; 19 de ellas con Muy alto potencial, 5 con Alto potencial y 3 con Medio potencial. En contraparte, se distingue la misma cantidad para los años 2007 y 2014; con el menor número de espacios con potencial con clases de 3 a 5, con un total de 11 unidades para cada año, siendo que, en el 2007, todas sus unidades se encontraron con potencial Medio; mientras que para el 2014, una es de potencial Alto y los 10 restantes cayeron en la categoría de potencial Medio. En la Tabla 2 se enlistan estas unidades y se diferencian aquellas que coinciden en los tres años, solo para las clases que van del 3 al 5.

Tabla 2. Comparativo para cada año de unidades Cuenca-Localidad tomando como base el año de mayor precipitación (2004), con clases de MPNPI 3 a 5

Cuenca-localidad f-g	ID	Área Km <sup>2</sup>	Media 04	clase MPNPI 04	Media 07	clase MPNPI 07	Media 14	clase MPNPI 14
*Chuanito-XLIV	19	17.53	9.71	5	5.73	3	6.19	3
*Chuanito-XVII	20	3.12	9.79	5	5.79	3	6.37	3
*Chondo-XLIV	25	5.56	9.97	5	5.91	3	6.31	3
*Chondo-XVII	27	14.07	7.86	5		2		2
*Cutio-XLIV	2	4.67	10.09	5	6.01	3	6.36	3
*Cutio-XVII	4	26.01	8.79	5	5.28	3	5.53	3
*San Francisco-XLIV	6	4.13	9.95	5	5.84	3	6.53	4
*San Francisco-XVII	9	19.57	6.09	3		1		1
*Huandiestacato-XLIV	11	5.16	9.31	5	5.45	3	6.16	3
*Apo-LX	43	7.61	10.81	5	6.34	3	6.53	3
*Apo-XVII	45	12.74	9.46	5	5.62	3	5.7	3
Cuenca Rodada-XVII	50	0.31	10.31	5	6.08	3	6.14	3
Cuenca Rodada-XXXIII	49	1.01	9.57	5		2		2
*Cuenca Rodada-LX	47	23.38	10.01	5	5.79	3	5.77	3
Cuenca Rodada-X	48	3.68	7.35	4		1		1
Tancitaro-LX	34	32.43	8.95	5		2		2
Tancitaro-XXXIII	36	13.24	7.62	5		1		1



Tancitaro-XL	37	3.23	8.03	5		2		1
Zirimandiro-XL	32	7.62	7.29	4		1		1
Zirimandiro-LX	29	14.18	5.88	3		1		1
El Chivo-XL	57	3.38	8.5	5		2		2
El Chivo-LX	56	17.81	7.29	4		1		1
La Gringa-LX	58	1.37	8.64	5		2		2
La Gringa-XL	59	11.11	7.98	5		2		2
La Culebra-XL	55	38.55	7.42	4		1		2
La Culebra-XXXII	54	4.86	6.51	4		1		1
Zacandaro-X	38	13.63	6.01	3		1		1

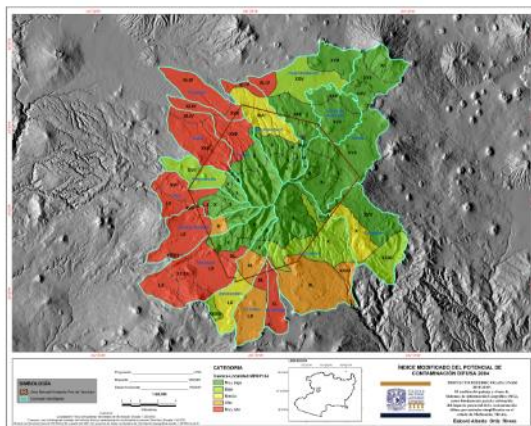
\*Coincidencia espacial de unidades para los tres años, con base en las clases 3 a 5 de MPNPI

Aunque cada unidad cuenca-localidad tiene características propias, es posible organizarlas en tres grupos relacionados con su relieve y clima; el grupo Cutio-Apo-Chuanito-Rodada-XVII de lomeríos en clima templado subhúmedo con cultivos perennes, agricultura de temporal y riego; y bosque de pino con vegetación primaria sobre Andosol húmico; otro grupo es el conformado por Chuanito-Chondo-Huandiestacato-Cutio-San Francisco-XLIV de planicies en clima templado semicálido subhúmedo con cultivos perennes sobre Andosoles; húmico y órtico, y Cambisol crómico; y por último el grupo Rodada-Apo-LX de lomeríos en clima cálido subhúmedo con cultivos perennes; bosque de pino con vegetación secundaria y primaria; y pastizal sobre Vertisol pélico, Luvisol crómico, Andosol órtico y Leptosol lítico (ver Tabla 3). En la Figura 5 A, B y C se muestra la distribución de las categorías de potencial de contaminación de las unidades para cada año.

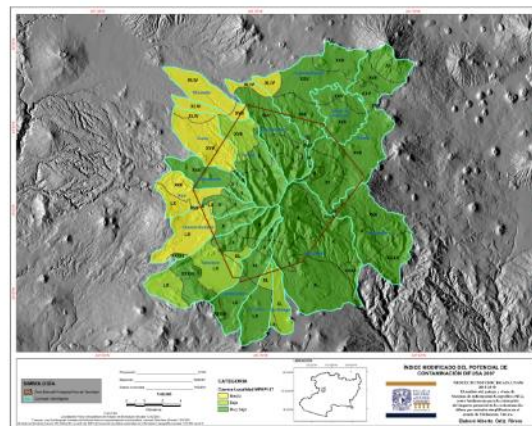
Tabla 1. Caracterización de la unidad cuenca-localidad y agrupamiento de acuerdo con el relieve y clima

Cuenca-Localidad	Descripción
	Lomeríos volcánicos, ligera a fuertemente disecionados ( $40 > DV < 100$ m/Km <sup>2</sup> ), formados por brechas volcánicas básicas, basaltos y tobas básicas en clima templado típico subhúmedo, con pendientes medianamente inclinadas (5°-10°) y superficies planas (<1°)
Cutio-XVII	con cultivos perennes, agricultura de temporal y riego; y bosque de pino con vegetación primaria sobre sobre Andosol húmico.
Chuanito-XVII	con cultivos perennes, agricultura de temporal y riego; y bosque de pino con vegetación primaria sobre Andosoles; húmico y órtico
Apo-XVII	con cultivos perennes, bosque de pino con vegetación primaria y secundaria; y agricultura de temporal sobre Andosoles; húmico y órtico
Cuenca Rodada-XVII	con cultivos perennes sobre Andosoles; húmico y órtico
	Planicies volcánicas acolinadas, ligera a fuertemente disecionadas ( $15 > DV < 40$ m/Km <sup>2</sup> ), formadas por tobas ácidas, dacitas-brechas volcánicas y riolitas ácidas en clima templado semicálido subhúmedo, con pendientes ligeramente inclinadas (3°-5°) y superficies planas (<1°)
Cutio-XLIV	con cultivos perennes sobre Andosol húmico.
Chuanito-XLIV	con cultivos perennes sobre Andosoles; húmico y órtico, y Cambisol crómico.
Chondo-XLIV	con cultivos perennes sobre Andosoles; húmico y órtico
San Francisco-XLIV	con cultivos perennes, bosques; de pino-encino y pino; con vegetación primaria y agricultura de temporal sobre Andosol húmico.
Huandiestacato-XLIV	con pendientes ligeramente inclinadas (3°-5°) y superficies planas (<1°), con cultivos perennes sobre Andosol húmico y Regosol dístrico

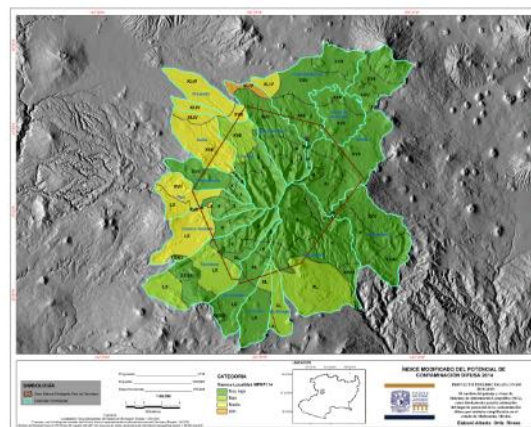
	Lomeríos volcánicos, ligera a medianamente diseccionados ( $40 > DV < 80 \text{ m/km}^2$ ), formados por brechas volcánicas básicas, basaltos y tobas básicas en clima cálido subhúmedo, con pendientes medianamente inclinadas ( $5^\circ\text{-}10^\circ$ ) y superficies planas ( $<1^\circ$ )
Apo-LX	con cultivos perennes y bosque de pino con vegetación secundaria y primaria; sobre Andosoles; húmico y órtico
Cuenca Rodada-LX	con cultivos perennes; bosque de pino con vegetación secundaria y primaria; y pastizal sobre Vertisol pélico, Luvisol crómico, Andosol ócrico y Leptosol lítico.



A



B



C

Figura 5. Mapas del MPNPI para cada unidad Cuenca-Localidad para los años 2004 (A), 2007 (B) y 2014 (C)

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados del índice modificado de contaminación difusa para el Área de protección de flora y fauna Pico de Tancitaro, y con base en los datos cualitativos de los tres años, podemos aseverar en general, que las cuencas que coinciden espacialmente son Chuanito, Chondo y Cutio al noroeste; San Francisco y Huandiestacato al norte; Apo y Cuenca Rodada al oeste; aunque con diferentes categorías de potencial que va del Medio a Muy alto. De acuerdo con Fuentes (2002), el autor menciona que estas cuencas presentaban escurrimientos permanentes, a excepción de San Francisco, sin embargo, desde la década de los 90, estos escurrimientos desaparecen durante las secas; esto debido a que en esta región se hace uso intensivo del agua para el riego de las huertas de frutales.

Al interior de estas cuencas encontramos unidades de paisaje que nos permiten diferenciar unidades homogéneas y el enfoque físico-geográfico nos ofrece una visión sistémica integral del ambiente; en particular, las localidades físico-geográficas XVII y XLIV dividen las cuencas de Chuanito, Chondo y Cutio, básicamente en dos formas del relieve-clima principales, que son lomeríos en clima templado típico subhúmedo y planicies en clima templado semicálido subhúmedo, en estas zonas se presentan sistemas permanentes que tienen un alto potencial de contaminación difusa. Por otra parte, se encuentran las fracciones afectadas de las cuencas de San Francisco y Huandiestacato con la localidad XLIV, definida por la unidad de relieve-clima del tipo planicies en clima templado semicálido subhúmedo. Mientras que la combinación de porciones de las cuencas Apo y Rodada con las Localidades XVII y LX, ambas unidades representan relieve de lomeríos diferenciándose por sus climas de tipo templado subhúmedo y cálido subhúmedo respectivamente.

Dentro del análisis convencional de cuencas y por medio de parámetros hidrométricos, se pueden identificar aquellas con problemas, no obstante, puede tornarse compleja la toma de decisiones para grandes cuencas con fines del ordenamiento, planeamiento, manejo o monitoreo de recursos. Emplear una visión integral como la que nos ofrece el enfoque físico-geográfico y la cartografía de unidades espaciales como la de los paisajes físico-geográficos, nos permite identificar y diferenciar al interior de la cuenca espacios homogéneos que constituyen la base espacial de análisis, lo que permite proponer y aplicar las medidas pertinentes para mitigar o contener, en la medida de lo posible, la contaminación difusa.

La gran ventaja que ofrece la aplicación del MPNPI, es que visibiliza las áreas sensibles para la producción de contaminación difusa aplicable a diferentes unidades de análisis y escalas, a través de un esfuerzo relativamente pequeño que puede reducir tiempos y recursos de análisis más profundos en situaciones críticas.

Se trata entonces, de una herramienta de ordenamiento hidrológico estratégico para la definición de áreas que necesitan de acciones prioritarias para el control de la contaminación difusa, al poder realizar escenarios relacionados con los cambios del uso de suelo o modelar escenarios de cambio climático. Sin embargo, es necesario aclarar que con esta metodología no es posible determinar cuáles contaminantes y en qué cantidades afectan a los diferentes sistemas acuáticos y con ello establecer medidas de control más precisas.

Por lo tanto, este modelo nos ofrece una aproximación cualitativa que pudiera ser muy útil ante la falta de datos de mayor resolución para la aplicación de otros modelos estadísticos o físicos más complejos.

La confiabilidad de la herramienta radica en la consulta de un gran número de especialistas para la selección de los pesos de los indicadores y de los diferentes valores de los diferentes usos del del suelo, lo que permite su aplicación en diferentes condiciones regionales o locales específicas.

## **5. AGRADECIMIENTOS**

Alberto Ortiz agradece a la DGAPA-UNAM, la beca posdoctorado 2018-2020, otorgada para la realización del proyecto “El análisis del paisaje y el uso de sistemas de información geográfica (SIG), como fundamento para la estimación del impacto potencial de la contaminación difusa por métodos simplificados en el estado de Michoacán, México.”, así como también a la ENES-UNAM Campus Morelia.

## **6. LITERATURA CITADA**

Bravo, I. L., Saldaña F. P., Izurieta, D. J. y Mijangos, C.M. (2013). La importancia de la contaminación difusa en México y en el mundo. Atl. El Portal del agua desde México. Jiutepec, Mor., 10 pp.

Carabias, J. (2005). Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos

Julia Carabias, Rosalva Landa; con la colaboración de Jaime Collado, Polioptro Martínez; 1a ed. México, D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México: El Colegio de México: Fundación Gonzalo Río Arronte.

Cecchi, G., Munafò, M., Baiocco, F., Andreani, P. y Mancini, L. (2007). Estimating river pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the potential non-point pollution index. *Annali dell' Istituto superiore di sanità*, 43(3), 295-301. CNA. Comisión Nacional del Agua. (2011). Agenda del Agua 2030. SEMARNAT. México, D.F. pp. 66 Disponible: 20 de mayo de 2019 [http://gia.imta.mx/geoportal/docs/Agenda\\_Agua\\_2030.pdf](http://gia.imta.mx/geoportal/docs/Agenda_Agua_2030.pdf)

Cotler, H. (2007). El Manejo Integral de Cuencas en México. Estudios y Reflexiones para Orientar la Política Ambiental. (2da ed.). D.F. México: SEMARNAT-INE.

Contreras, E., Aguilar, C. y Polo, M. (2011). Método simplificado de estimación del potencial de contaminación difusa: Aplicación a las cuencas vertientes del estuario del Gualdavis. Estudios en la Zona No Saturada del Suelo Vol. X. ZNS'11. Vol. 10. Pp. 217-222

Fuentes-Junco, José de Jesús Alfonso. (2002). Cuencas y áreas naturales protegidas: el manejo integrado de los recursos naturales en el Pico de Tancítaro, Michoacán. *Gaceta Ecológica* (julio-septiembre). Disponible: 20 de abril de 2019 <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906404> ISSN 1405-2849

Haupt, J. P. O. (2009). Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do Rio Jundiá. Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponible en 21 de abril 2019 <http://www.teses.usp.br>

Mas, J.F., Lemoine, R. y González, R. (2016). Monitoreo de la cubierta del suelo y la deforestación en el Estado de Michoacán: un análisis de cambios mediante sensores remotos a escala regional, Morelia, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental-Universidad Nacional Autónoma de México, 16 p. Cartografía disponible: 20 de Noviembre de 2018 en: <http://www.ciga.unam.mx/wrappers/proyectoActual/monitoreo/>

Munafò, M., Cecchi, G., Baiocco, F. y Mancini, L. (2005). River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management*, 77(2), 93-98.

Valdés, A. y Hernández, J. (2018). Zonas funcionales y unidades de paisaje físico-geográfico en la microcuenca Potrero de la Palmita, Nayarit, México. *Revista Geográfica de América Central*, 60, 189-229. 45-64.

Velazco, W. (2014). Evaluación del estado ambiental de Michoacán a partir de la Tipología Físico-Geográfica Regional. Tesis de Maestría. Posgrado en Geografía. Centro de Investigaciones en Geografía. UNAM. 193pp.

## **ID-018: EFECTO DE LAS ACTIVIDADES HUMANAS EN LA DINÁMICA DE CARBONO EN TRES ECOSISTEMAS DE DOS MICROCUENCAS DE VILLAFLORES, CHIAPAS**

M. en C. Carlos Alberto Velázquez Sanabria <sup>1,2</sup>

M. en C. Alonso López Cruz<sup>1</sup>

Ing. Roldán Ruiz Corzo<sup>1</sup>

Dr. Francisco Guevara Hernández<sup>2</sup>

Dr. Rene Pinto Ruiz<sup>2</sup>

MAT. Adalberto Hernández López<sup>2</sup>

M. en C. Francisco Javier Medina Jonapá<sup>2</sup>

M. en C. Fredy Delgado Ruiz<sup>2</sup>

Dr. Deb Raj Aryal<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Investigador, Biodiversidad, Medio Ambiente, Suelo y Agua, A.C. (BIOMASA);

<sup>2</sup> Investigador, Universidad Autónoma de Chiapas (UNACH);

<sup>3</sup> Investigador, Cátedras Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-UNACH

### **RESUMEN**

El objetivo del estudio fue evaluar el impacto que tienen las actividades humanas sobre el almacenamiento de carbono en el suelo en tres ecosistemas de dos microcuencas del municipio de Villaflores, Chiapas. La investigación se realizó en dos etapas, en la primera se ubicaron y seleccionaron los ecosistemas, así como la identificación de las actividades humanas de mayor importancia. La segunda etapa consistió en cuantificar y comparar el carbono existente en sitios perturbados y no perturbados en los ecosistemas seleccionados; a partir de un inventario forestal, se tomaron medidas dasométricas de los árboles para estimar el carbono almacenado en ellos, por medio de las fórmulas alométricas recopiladas por De Jong *et al.* (2015). A lo anterior se agregó el material orgánico muerto (MOM) y el carbono orgánico presente en el suelo a profundidades de 10 y 20 cm. Por último, se sumó el carbono por estrato (árboles, MOM y suelo) para obtener el carbono total por ecosistema y perturbación, para posteriormente hacer comparaciones utilizando un diseño completamente al azar, considerando como factores al ecosistema y al tipo de perturbación, con una comparación de medias (Tukey,  $P < 0.05$ ) y discusión de los resultados. De acuerdo con los resultados, en los ecosistemas existen, al menos, una de las perturbaciones humanas estudiadas, esto debido a la cercanía de los centros de población, además del avance de la frontera agropecuaria y a los incendios forestales, principalmente. Los resultados reflejan que el bosque mesófilo con cultivo de café y/o solo almacena la mayor cantidad de carbono, con un total de 2'987,179.12 y 1'774,847.70 t ha<sup>-1</sup> C respectivamente, mientras que la selva baja afectada por incendios forestales y extracción de leña, presenta los valores más bajos, con 22.38 y 23.88 t ha<sup>-1</sup> C respectivamente. Con base en lo anterior, el presente trabajo evidencia que el cultivo de café resulta favorable para el aumento de los acervos de carbono, al aumentar la cantidad de árboles por superficie o por la selección diferenciada de las especies, por lo contrario, la extracción de leña es la perturbación que mayor impacto está causando a los ecosistemas estudiados, tanto en los acervos de carbono como en la superficie total.

**Palabras clave:** Carbono, Ecosistemas, Perturbaciones, Leña, Incendios forestales.

### **1 INTRODUCCIÓN**

El fenómeno del Cambio Climático es un tema actual donde las respuestas a sus efectos aún se desarrollan; muchos investigadores contribuyen con información que ayude a tomar decisiones en un futuro a corto, mediano y largo plazo. Actualmente, las condiciones ambientales que aseguran la supervivencia de los seres vivientes en el planeta, han experimentado cambios. Las repercusiones se hacen notar en los sistemas sociales y económicos,

con sus respectivas consecuencias para la flora y fauna en general (IPCC, 2007).

Las perturbaciones ambientales son, de acuerdo a Pickett y White (1985), “eventos que ocurren de manera relativamente discreta en el tiempo y modifican el estado, el ambiente físico o la estructura de un ecosistema, comunidad o población, reiniciando procesos de regeneración y sucesión”. La comprensión de la importancia ecológica de las perturbaciones en ecosistemas particulares, sobre todo en respuesta a la perturbación humana, requiere estudios interdisciplinarios realizados a través de los programas de investigación de largo plazo (Foster *et al.*, 1998).

Con base a lo anterior, surge el interés de generar información sobre el uso del suelo en los ecosistemas y los efectos que tienen sobre ellos las perturbaciones humanas, ya sea en el tiempo o en el espacio, al tomar en cuenta el ámbito social, ambiental y tecnológico, bajo el supuesto que es posible desarrollar acciones de manejo de ecosistemas perturbados, a partir de la identificación de las diferentes actividades humanas que impactan sobre dichos ecosistemas para promover su restauración, protección y/o conservación.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en seis sitios (tres perturbados y tres no perturbados) de tres ecosistemas del municipio de Villaflores, Chiapas; el cual se encuentra ubicado entre la Depresión Central y la Sierra Madre, entre las coordenadas 93° 03' 31.49'' y 93° 46' 22.71'' al Oeste y 16° 10' 00.28'' y 16° 35' 05.57'' al Norte (Figura 1). Cuenta con una extensión territorial de 1,232.10 km<sup>2</sup>, de los cuales más de 70,000 ha son de uso forestal, esto es, bosques, selvas y vegetación secundaria.

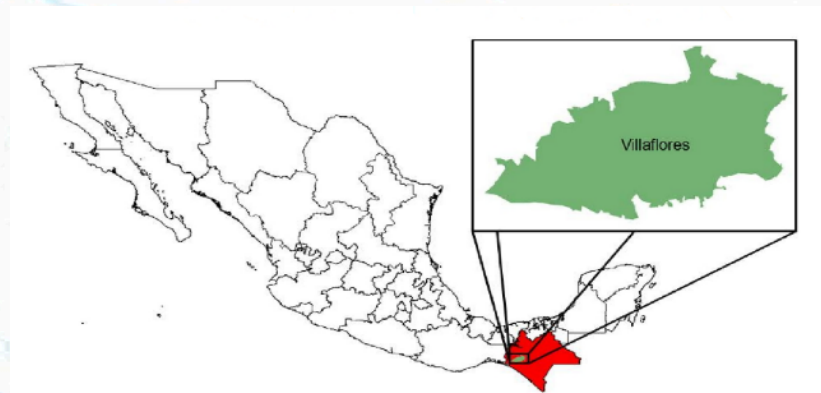


Figura 1. Macrolocalización del municipio de Villaflores, Chiapas.

Para la ubicación de los sitios de muestreo, se identificaron y seleccionaron los ecosistemas más representativos en el municipio. Posteriormente, se realizó la identificación de las actividades humanas en los ecosistemas a partir de la revisión bibliográfica y de una valoración rural rápida (VRR) levantando información sobre la percepción de la población local mediante entrevistas semiestructuradas y observación directa (Jackson e Inglés, 2004).

Se identificaron conglomerados con ocho sitios perturbados y ocho sitios no perturbados en cada uno de tres ecosistemas seleccionados previamente, para hacer un total de cuatro conglomerados y 48 sitios muestreados. Los sitios para cuantificar la estructura, composición y carga de material orgánico muerto (MOM) y la capa orgánica del suelo se basó en el método de líneas de intersección o intersecciones planares (Van Wagner, 1982; Brown, 1974).

El procedimiento que se siguió para la obtención del MOM consistió en la medición de la profundidad y recolección de muestras de hojarasca y fermento en un cuadro de 30x30 cm a una distancia de 2 y 4 m de cada transecto trazado con respecto al centro del sitio evaluado. Posteriormente, secaron en estufas hasta un peso constante para obtener el peso seco. La densidad aparente se multiplicó por la profundidad y se obtuvo la carga

de capa orgánica ( $t\ ha^{-1}$ ). Estos resultados se multiplicaron por el valor de 0.45, considerando que ésta es la fracción de carbono presente en la vegetación ( $kg\ C /kg\ MS$ ) (IPCC, 2006).

Para las muestras de suelo, se siguieron las especificaciones marcadas en la NOM-021-RECNAT-2000. En cada sitio de estudio, se obtuvieron muestras de suelo a dos profundidades distintas: de 0 a 10 cm y de 10 a 20 cm con la ayuda de una Barrena Hoffer. El muestreo se realizó en zigzag sobre el sitio del ecosistema en estudio, para obtener muestras compuestas de suelo. Posteriormente, en laboratorio se obtuvieron los datos de densidad aparente y carbono orgánico, a través de los métodos de la probeta y Walkley y Black (1934), respectivamente.

Los análisis de datos para la comparación entre ecosistemas, perturbaciones y sus efectos combinados, se realizaron con un programa para análisis estadístico (SAS, 2000), para lo cual se utilizó un diseño completamente al azar con dos factores y comparación múltiple de medias con un 95% de confiabilidad (Tukey,  $P \leq 0.05$ ).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1.- Perturbaciones humanas

Se encontró que en la zona sierra o alta del municipio se obtienen, principalmente, productos agroforestales (café, palma camedor y resina) dentro del ecosistema de bosque mesófilo, y se produce maíz y frijol para el autoconsumo, por el contrario, en la zona baja, la actividad ganadera tiene mayor tiempo de desarrollo, además de una tendencia en la agricultura hacia el monocultivo (maíz o frijol). La ganadería se realiza en la mayoría de las comunidades, independientemente de su ubicación y es considerada como una actividad económica preponderante. Tanto la extracción de leña como los incendios forestales son perturbaciones a las cuales los pobladores ven como fenómenos comunes sobre todo para los que habitan las comunidades que tienen cercanía a los bosques de pino.

El Cuadro 1 resume la información sobre los ecosistemas y sus perturbaciones, así como las fechas de fundación y sus actividades productivas de mayor importancia en los últimos 20 años en cada comunidad.

Cuadro 1. Principales perturbaciones identificadas en las comunidades en estudio

Microcuencia	Ecosistema	Comunidad	Perturbación actual	Año de fundación
Villahermosa	Bosque mesófilo	Villahermosa	Café, leña, palma camedor, maíz y ganadería	1970
Tablón		Nueva Independencia	Café, leña y maíz	1991
Tablón		Tierra y Libertad	Café, maíz, leña y ganadería	1967
Villahermosa	Bosque de pino	Niquidámbar	Maíz, frijol, café, leña, incendios forestales y ganadería	1971
Tablón	Selva baja	Agrónomos Mexicanos	Maíz, frijol, leña y ganadería	1945

#### 3.2.- Superficie impactada por las principales perturbaciones en los ecosistemas

En el Cuadro 2 se presenta la superficie afectada por cada una de las actividades, durante el periodo del 2007 al 2014. En dicho Cuadro resaltan que las perturbaciones por extracción de leña y actividades agropecuarias son

las que tienen presencia en los tres ecosistemas estudiados, seguidos de los incendios forestales (dos ecosistemas) y cultivo de café (un ecosistema). Dentro de dichas perturbaciones, la extracción de leña en los bosques de pino impacta en un 83.65% del total de la superficie del ecosistema, en la selva baja en un 87.63% y en el bosque mesófilo en un 32.07%; mientras que las actividades agropecuarias afectaron en un 50% la superficie total de las selvas bajas y el 20.60% de la superficie del bosque mesófilo en este periodo. Se identifica que el cultivo del café es la única perturbación que está impactando al bosque mesófilo, con un 7.68% del total de su superficie.

**Cuadro 2.- Superficie afectada por cada una de las actividades humanas.**

Perturbación	Superficie y porcentaje del ecosistema ha (%)		
	Bosque mesófilo	Bosque de pino	Selva baja
Café*	823.75 (07.36)	-	-
Leña**	3,587.26 (32.07)	36,718.59 (83.65)	20,631.31 (87.63)
Incendios forestales*	-	1,123.50 (02.56)	171 (00.73)
Agropecuario*	2,303.43 (20.60)	1,045.96 (02.38)	23,587.57 (50.18)

### 3.3.- Carbono aéreo por ecosistema y perturbación

En el Cuadro 3 se muestra la cantidad de carbono obtenida al aplicar las fórmulas alométricas seleccionadas. En un primer análisis para el carbono contenido en toda la superficie de los ecosistemas, se puede observar que los bosques de pino y mesófilo presentan las cantidades de carbono más altas con 2'987,179.12 y 1'774,847.70 tC, mientras que la selva baja almacena 723,836.47 t C. Para el caso de las perturbaciones estudiadas, el cultivo de café en el bosque mesófilo presenta los resultados más altos en el carbono almacenado con 184.14 t ha<sup>-1</sup>C seguido del bosque mesófilo sin perturbación con 133.23 t ha<sup>-1</sup>C. Mientras que los datos más bajos obtenidos son para la selva baja afectada por incendios forestales y extracción de leña, con 22.38 y 23.88 t ha<sup>-1</sup> C, respectivamente. Cuando se observa la cantidad de carbono almacenado por ecosistema, encontramos que el bosque de pino presenta el valor más alto con 2'987,179.12 t C, seguido del bosque mesófilo con 1'774,847.70 t C y la selva baja con 723,836.47 t C, esto se debe a la superficie total de cada ecosistema, ya que el bosque de pino presenta una superficie total de 43,896 ha, la selva baja tiene 23543 ha y el bosque mesófilo con 11,185 ha.

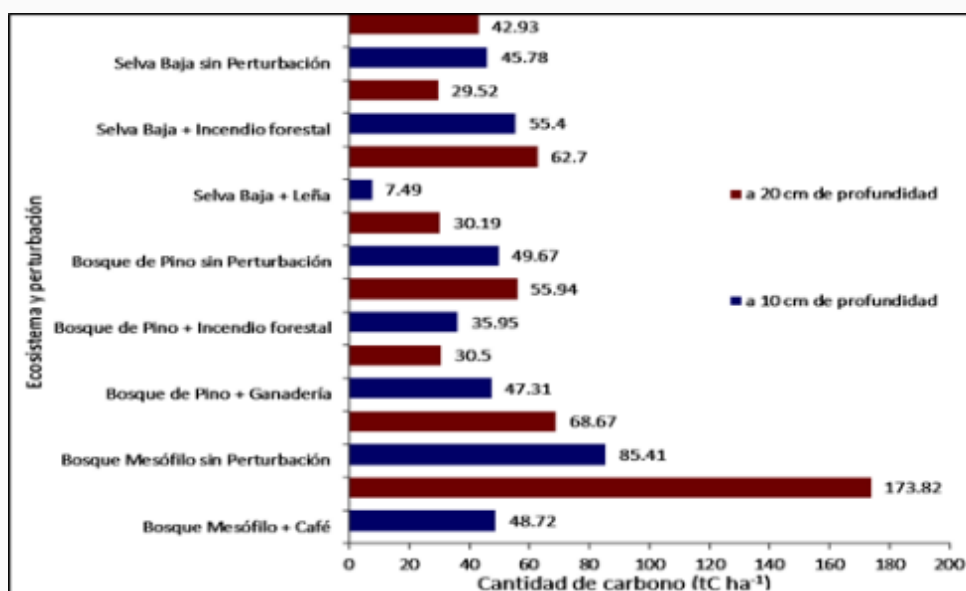
**Cuadro 3.- Carbono contenido en árboles por ecosistema.**

Ecosistema	Superficie (ha)	Perturbación	Cantidad de carbono árbol <sup>-1</sup> (kg)	Cantidad de carbono (t ha <sup>-1</sup> C)	Cantidad de carbono por ecosistema (t C)
Bosque mesófilo	11,185	Café	316.32*	184.13	1'774,847.70
		Sin perturbación	158.86*	133.23	
Bosque de pino	43,896	Incendio	187.15	46.25	2'987,179.12
		Ganadería	70.11	41.21	
		Sin perturbación	285.09	92.37	
Selva baja	23,543	Incendio	30.20	22.38	723,836.47
		Leña	52.69	23.88	
		Sin Perturbación	36.66	38.36	

### 3.4.- Carbono en suelo por ecosistema y perturbación

La Figura 2 muestra los resultados obtenidos del análisis de laboratorio al suelo en dos profundidades (10 y 20 cm) por ecosistema y perturbación. En dicha Figura se observa que el ecosistema de bosque mesófilo, perturbado o no, presenta los contenidos de carbono más altos con un promedio de 94.16 t ha<sup>-1</sup> C, mientras que el bosque de pino y la selva baja contienen, en promedio, 41.59 y 40.64 t ha<sup>-1</sup> C, respectivamente. La perturbación que más afecta el contenido de carbono en el suelo sigue siendo la extracción de leña, mientras que el cultivo del café favorece una mayor acumulación de carbono





### 3.5.- Carbono total por ecosistema.

En el Cuadro 4, se analizan de los datos obtenidos en el programa estadístico, en donde se encontró que la cantidad de carbono total almacenado (árboles, materia orgánica muerta y suelo) en el bosque mesófilo (321.56 t ha<sup>-1</sup> C) es estadísticamente diferente con respecto al bosque de pino y selva baja (106.08 y 78.60 t ha<sup>-1</sup> C, respectivamente).

Cuadro 4.- Carbono almacenado por ecosistema estudiado.

Ecosistema	Carbono almacenado (t ha <sup>-1</sup> C)
Bosque mesófilo	321.56 <sup>a</sup>
Bosque de pino	106.08 <sup>b</sup>
Selva baja	78.60 <sup>b</sup>

Letras distintas en columna muestran diferencias significativas, Tukey (P< 0.05)

Así mismo en el Cuadro 5, se presenta un análisis a los efectos de las perturbaciones estudiadas, encontrándose que la cantidad de carbono almacenado donde hay café, fue de 392.35 t ha<sup>-1</sup> C, lo cual resultó estadísticamente diferente que, en las áreas con extracción de leña, incendio forestal y actividades agropecuarias, con 89.68, 78.98 y 72.84 t ha<sup>-1</sup> C.

Cuadro 5.- Carbono total almacenado en ecosistema con algún tipo de perturbación estudiada (incluye árboles, materia orgánica muerta y suelo).

Perturbación	Carbono almacenado (t ha <sup>-1</sup> C)
Cultivo de café	392.35 <sup>a</sup>
Extracción de leña	89.68 <sup>b</sup>
Afectación por incendio forestal	78.98 <sup>b</sup>
Avance de la frontera agropecuaria	72.84 <sup>b</sup>

Letras distintas en columna muestran diferencias significativas, Tukey (P< 0.05)

Para finalizar, se realizó la comparación de la combinación de los factores ecosistemas y perturbaciones existentes, donde no se encontraron diferencias estadísticas en el Carbono almacenado.

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Por lo observado en el Cuadro 1, la ganadería aparece en los últimos años en las comunidades de reciente fundación y que se ubican desde la parte media y alta (Villahermosa, Niquidámbar, y Tierra y Libertad) de la Sierra del municipio de Villaflores, esto, a pesar de encontrarse dentro de un Área Natural Protegida. Esto coincide con lo descrito por Escobar (1997) y Castillo y Toledo (2000), quienes enfatizan la presión que ejerce la ganadería en algunas comunidades dentro de Áreas Naturales Protegidas, a pesar de su estatus de protección federal. En contraste, en las comunidades más longevas y ubicadas en la parte baja del municipio (Agrónomos Mexicanos), la ganadería forma parte importante de las actividades productivas que se desarrollan en ellas. Esto coincide con lo mencionado por Guevara-Hernández (2007) que sostiene que los problemas asociados a la ganadería se debe a aspectos culturales y sociales (estatus social), que repercuten aún más directamente sobre el uso y manejo de los recursos naturales. Además, Alemán *et al.*, (2007) mencionan que la ganadería se ha vuelto parte esencial de las estrategias económicas y productivas de las comunidades, y con alto grado de marginalidad ambiental.

El avance de la ganadería en las comunidades de fundación más reciente puede estar asociado al hecho que las personas fundadoras de dichas comunidades han trasladado la cría de ganado por medio de la renta de pastizales en la parte alta, además del fomento del ganado a través de los programas gubernamentales (federales y estatales), vía créditos y sociedades, que se ofrecieron en la década de los 80's (Villafuerte, 1997). De tal forma que la cría extensiva de la ganadería en los ejidos, aumentan los riesgos de degradación de los ecosistemas forestales, tal y como lo reportan Kaimowitz (1996), Alemán *et al.*, (2007) y Guevara-Hernández (2007), quienes encontraron que la deforestación se acentuó en los años ochenta, cuando se fomentó la eliminación total de áreas boscosas para establecer sistemas ganaderos en zonas tropicales, además de las fuertes tensiones sociales relacionadas con la tenencia de la tierra, ocasionando una mayor presencia de incendios forestales, fragmentación de la tierra y apertura de nuevas áreas de cultivo.

Al analizar las cuatro perturbaciones identificadas de manera conjunta (Cuadro 2), se encontró que la extracción de leña es la de mayor superficie ha impactado en los tres ecosistemas estudiados, lo cual coincide con Escobar-Ocampo *et al.* (2009), quienes reportan que, en la zona Zoque de Chiapas, los sitios en donde realizan el acopio total de la leña es en el cafetal (76%), el acahual y bosque primario (55%), y el potrero (40%). Además, cuando éstos ecosistemas presentan una perturbación previa (incendios, extracción, tala, ganadería) son más susceptibles a continuar con dicho proceso de perturbación, tal y como lo menciona López-Merlín (2003) quien reporta que en la zona Norte de Chiapas, el bosque secundario en su fase de regeneración conocido como “barbecho” o “acahual” constituye un importante recurso que provee de forraje, leña y otros productos de uso múltiple a las familias campesinas. La percepción de las mejores especies para leña en el ejido está en función de la actividad a la cual se dedica la unidad familiar. Para el consumo doméstico, venta de alimentos, tostar café y panadería, se prefieren las especies macizas, que hacen brasa y que producen bastante calor.

Por otro lado, Cedeño-Sánchez (2001) sostiene que después del cambio de uso del suelo y la tala ilegal, los incendios forestales representan la tercera causa más importante de pérdida de vegetación forestal en México, coincidiendo con las perturbaciones estudiadas en esta investigación. Esto es confirmado por Paz *et al.*, (2012) quienes presentan como principales causas directas de la deforestación identificadas en Chiapas al cambio de uso del suelo a usos agropecuarios, sobre todo para áreas de pasto, y los incendios forestales fundamentalmente a consecuencia de las actividades agropecuarias. En cuanto a las causas de la degradación se estima que la extracción de productos forestales sin planes de manejo (sobre todo madera y leña), las plagas y enfermedades, los incendios de superficie (que no afectan las copas de los árboles) y el pastoreo juegan un papel destacado en la degradación de los bosques, coincidiendo con los resultados planteados en el Cuadro 2.

Dentro de los ecosistemas evaluados y mostrados en el Cuadro 3, el bosque mesófilo con café presentó los valores más altos con 184.13 t ha<sup>-1</sup> C, seguido del bosque de pino, sin perturbación, con 92.37 t ha<sup>-1</sup> C, estos datos coinciden con lo reportado por CATIE (2014) quienes manejan rangos de 32 a 121 t ha<sup>-1</sup> C para bosque mesófilo y de 80 a 106 t ha<sup>-1</sup> C para bosque de pino en dos comunidades del Municipio de Villaflores. Las áreas

de selva baja afectadas por incendios forestales tuvieron un contenido total de 22.38 t ha<sup>-1</sup> C, cuando la afectación es por la extracción de leña de 23.88 t ha<sup>-1</sup> C y en áreas donde no han sido perturbadas de 38.36 t ha<sup>-1</sup> C. Estos contenidos difieren por lo reportado por CATIE, en similares ecosistemas, quienes manejan rangos de 32 a 78 t ha<sup>-1</sup> C. Éstas diferencias podrían deberse a las fórmulas alométricas, a la metodología de campo utilizadas o a la edad de dichos ecosistemas.

Los resultados plasmados en la Figura 2, coinciden con Covalada (2010) quién reportó contenidos de carbono en suelos de la Sierra Madre de cafetales con sombra diversificada y cafetales orgánico de 132.5 a 135 t ha<sup>-1</sup> C, mientras que para suelos perturbados por actividades agropecuarias el mismo autor reporta contenidos de 75.2 a 84 t ha<sup>-1</sup> C, estos datos también coinciden con lo encontrado en esta investigación ya que la selva baja perturbada con ganadería reportó datos de 47 a 68 t ha<sup>-1</sup> C a profundidades de 10 y 20 cm, respectivamente. Así mismo, Morales (2010) encontró que, para suelos de acahuales en la Reserva Montes Azules, la materia orgánica del suelo fue mayor en la capa más superficial (10 cm) y ésta disminuye con la profundidad, lo cual se opone a lo encontrado en esta investigación en donde el promedio de carbono en la capa de 20 cm es la que mayor contenido presenta, esto podría explicarse con lo mencionado por Orihuela (2014) que reportó que el horizonte superficial edáfico es sufre directamente las consecuencias de las actividades humanas y procesos de degradación asociados y además, suele ser el más rico en carbono orgánico al recibir directamente los aportes de residuos orgánicos. La concentración de carbono orgánico disminuye a consecuencia de la degradación forestal, es decir, de la disminución en la biomasa vegetal que ocasiona un menor retorno de material vegetal al suelo.

En el Cuadro 4 se puede observar que el cultivo del café es la única perturbación que mantiene un mayor almacenamiento de Carbono, con 396.17 t ha<sup>-1</sup> C, en comparación con las demás perturbaciones estudiadas (extracción de leña con 90.02 t ha<sup>-1</sup> C, afectación por incendios forestales con 79.20 t ha<sup>-1</sup> C, ganadería y cultivos de maíz y frijol, con 72.96 t ha<sup>-1</sup> C). La extracción de leña es la perturbación que reduce en mayor cantidad en el almacenamiento de Carbono en los ecosistemas, ya que la mayor parte de la superficie total de los ecosistemas estudiados presenta dicha perturbación con cerca del 88% en selva baja, 86% en bosque de pino y el 32% en bosque mesófilo.

Los datos obtenidos de carbono total por ecosistema mostrados en el Cuadro 5 están muy por encima de lo reportado por Soto Pinto y Aguirre Dávila (2015) en las plantaciones de café en policultivos orgánicos en donde reportó el carbono almacenado desde 134.9 y hasta 194.7 Mg C ha<sup>-1</sup> de carbono total. Los resultados ponen de manifiesto la importancia del café para proporcionar la función ambiental de secuestro de carbono. Mientras que para los resultados obtenidos para el carbono total en selvas bajas se obtuvieron de 54.94 a 90.02 t C ha<sup>-1</sup>, los cuales están muy debajo con lo reportado por Morales (2010) quien encontró que para “acahuales”, en la Reserva de la Biósfera Montes Azules, se tienen contenidos de carbono de 173.8+52.9 Mg C ha<sup>-1</sup>, esto podría deberse al tipo de suelos, especies vegetales, condiciones atmosféricas y manejo que se realiza en cada sitio.

A manera de conclusión se puede mencionar que el cultivo del café es la única perturbación que mantiene un mayor almacenamiento de Carbono, con 396.17 t ha<sup>-1</sup> C, en comparación con las demás perturbaciones estudiadas (extracción de leña con 90.02 t ha<sup>-1</sup> C, afectación por incendios forestales con 79.20 t ha<sup>-1</sup> C, ganadería y cultivos de maíz y frijol, con 72.96 t ha<sup>-1</sup> C).

La extracción de leña es la perturbación que reduce en mayor cantidad en el almacenamiento de Carbono en los ecosistemas, ya que la mayor parte de la superficie total de los ecosistemas estudiados presenta dicha perturbación con cerca del 88% en selva baja, 86% en bosque de pino y el 32% en bosque mesófilo.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Autónoma de Chiapas, y en especial, al Cuerpo Académico de Agroforestería Pecuaria de la Facultad de Ciencias Agronómicas, por las facilidades prestadas, así mismo al CONACYT por el financiamiento recibido. Esta investigación fue realizada dentro del proyecto B1402003, denominado “Formulación del Programa Municipal de Manejo del Fuego de Villaflores, Chiapas”, financiado

por el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, AC (Contrato No. B1402003) y del proyecto “Implementación de estrategias y actividades de manejo de los recursos naturales del municipio de Villaflores, Chiapas, para la adaptación y mitigación al Cambio Climático” financiado por la Alianza México REDD+, ambos proyectos ejecutados por Biodiversidad, Medio Ambiente, Suelo y Agua, AC.

## 6. LITERATURA CITADA

- Alemán, S.T., G.B. Ferguson, T.J. Nahed, R.R. Pinto, V.M.R. Parra, M. Ibrahim, H. Gómez, M.I. Carmona, F.G. Jiménez, F.J. Medina, J. Mora, B. Martínez, M.J. López, L.A. Hernández y S.D. Hernández. (2007). Ganadería, desarrollo y ambiente: una visión para Chiapas. Fundación Produce Chiapas, A. C. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. 122 p.
- Brown, J.K. 1974. Handbook of inventorying downed woody material. Gen. Tech. Rep. INT-16. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 24 p.
- Castillo, A. y V. Toledo. 2000. Applying ecology in the third world: the case of Mexico. Bioscience. Jan. Vol. 50, No. 1, pp. 71-74.
- Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). 2014. Cuantificación de servicios ambientales en dos comunidades de la cuenca El Tablón, Chiapas, Sur de México. Reporte de consultoría dentro del proyecto: Implementación de estrategias y actividades de manejo de los recursos naturales en el Municipio de Villaflores, Chiapas para la adaptación y mitigación al cambio climático.
- Cedeño-Sánchez, O. 2001 Situación actual sobre los incendios forestales y sus principales causas. In: Memoria del II Foro Internacional sobre los Aprovechamientos Forestales en Selvas y su Relación con el Ambiente. SEMARNAT-FAO-Gob. Estado de Veracruz. pp: 235-252
- Covalada, S. 2010. Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono en las principales regiones de Chiapas. Reporte de estancia postdoctoral en El Colegio de la Frontera Sur y el Colegio de Postgraduados. S.C.L.C., Chiapas. 61 p. y anexos.
- De Jong, B., F. Rojas-García, P. Martínez-Zurimendí y F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science*. DOI 10.1007/s13595-015-0456-y
- Escobar, A. 1997. Whose knowledge, whose nature? Biodiversity conservation and social movement's in political ecology. Trabajo preparado para el IV Foro del Ajusco, ¿De quién es la naturaleza? Biodiversidad, Globalización y Sustentabilidad en América Latina y el Caribe. El Colegio de México-PNUMA, 19-21 de noviembre de 1997. 1-6 pp.
- Escobar Ocampo, M.C., J.A. Niños Cruz, N. Ramírez Marcial y C. Yépez Pacheco. 2009. Diagnóstico participativo del uso, demanda y abastecimiento de leña en una comunidad Zoque del centro de Chiapas, México. *Revista de Sociedad, Cultura y Desarrollo Sustentable*. Vol. 5 Número 2, El Fuerte, Sinaloa. Pp 201-223. ISSN: 1665-0441
- Foster D.R., D.H. Knight y J.F. Franklin. 1998. Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosyst* 1(6):497-510
- Guevara-Hernandez, F. 2007. ¿Y después qué? action-research and ethnography on governance, actors and development in southern Mexico. Technology and Agrarian Development Group. Department of Social Sciences. Wageningen University and Research Centre. Wageningen, The Netherlands. 223 p.
- IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático). 2006. “Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry, and Other Land Use.” <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4>.
- IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático). 2007. Resumen Técnico. In Cambio Climático 2007: Mitigación. Contribución del Grupo de Trabajo III al Cuarto Informe de Evaluación del Panel

- Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, L. A. Meyer (eds), Cambridge University Press, Cambridge, UK y NY.
- Jackson, W.J. y A.W. Ingles. 2004. Técnicas Participativas para Actividades Forestales Comunitarias: Manual de Campo. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, RU y Fondo Mundial para la Naturaleza, Gland, Suiza, xii + 128 pp.
- Kaimowitz, D. 1996. Livestock and Deforestation. Central America in the 1980's and 1990's: A Policy Perspective. Center for International Forestry Research, Jakarta. Disponible en: [http://www.cifor.cigar.org/publications/pdf\\_files/Spubs/SP-LStockn.pdf](http://www.cifor.cigar.org/publications/pdf_files/Spubs/SP-LStockn.pdf)
- López-Merlín. 2002. Relaciones alométricas para la predicción de biomasa forrajera y leña de *Acacia pennatula* (Schecht. And Cham) Benth y *Guazuma ulmifolia* Lam., en dos comunidades del Norte de Chiapas. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas. Chiapas. 25p.
- Morales Coutiño, T. A. 2010. Carbono en sistemas ganaderos en un paisaje de conservación REBIMA, Chiapas, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de la Frontera Sur, Chiapas.
- Orihuela B, E. 2014. Dinámica de carbon en la selva de la Reserva de la Biósfera “Selva El Ocote” en el Estado de Chiapas. Tesis de Doctorado. Colegio de la Frontera Sur. Chiapas, México
- Paz P, F. y R. Cuevas. 2012. Estado actual del conocimiento del ciclo de carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Texcoco, Estado de México. ISBN: 978-607-715-085-5.
- Pickett, S.T.A., y P.S. White (ed.). 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando.
- Software Analisis Estadistic (SAS). 2000. Institute Inc. SAS/Stat Useris Guide, Release 6.03. Edition. Cary, NC: SAS Institute inc. 1028 pp.
- Soto Pinto, L. y C.M. Aguirre Dávila. 2015. Carbon Stocks in Organic Coffee Systems in Chiapas, Mexico. En: Journal of Agricultural Science; Vol. 7, No. 1; 2015. ISSN 1916-9752 E-ISSN 1916-9760
- Van Wagner, C.E. 1982. Practical aspects of the line intersect method. Canadian Forestry Service, Petawawa National Forestry Institute, Chalk River, Ont. Information Report PI-X-12.
- Villafuerte, D., M.C. García y S. Meza. 1997. La cuestión ganadera y la deforestación: viejos y nuevos problemas en el Trópico y Chiapas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez
- Walkley, A. y I. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method and a proposed modification of the chromic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 34: 29-38. Brown, J.K. 1974. Handbook of inventorying downed woody material. Gen. Tech. Rep. INT-16. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 24 p

## **ID-027: “USO DE MÉTRICAS DE PAISAJE PARA DETERMINAR LA VULNERABILIDAD DE ECOSISTEMAS EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS DEL PACÍFICO SUR DE COSTA RICA”**

Henry CHAVES KIEL<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Cartago, Costa Rica, hckiel@gmail.com

### **RESUMEN**

La relación entre la cobertura vegetal y variables como la infiltración del agua, evapotranspiración, intercepción horizontal, humedad del suelo son para muchos ampliamente conocidas, así mismo los esfuerzos por la conservación de la cobertura en las cuencas hidrográficas, las cuales cumplen funciones de suma importancia en el mantenimiento de los ecosistemas. Aunado a ello, el papel funcional que el follaje ofrece en la protección del suelo ante la erosión eólica e hídrica, así como el reforzamiento del suelo a través de los sistemas radicales los cuales evitan su pérdida. Son muchas las razones para que se dé la protección de coberturas vegetales en cuencas hidrográficas; por su valor intrínseco como fuente de bienes y servicios ambientales, así como su papel en la gestión de riesgos como barrera protectora en eventos climáticos extremos en donde se ha demostrado su efecto favorable atenuando inundaciones, tormentas y deslizamientos. Por las razones antes citadas se hace importante el análisis de coberturas vegetales mediante métricas de paisaje que permitan predecir el comportamiento futuro de estas ante procesos naturales o antrópicos los cuales tienden a ocasionar efectos negativos en miras de un manejo eficiente de las cuencas hidrográficas. El presente trabajo ofrece una revisión de métricas empleadas en la evaluación de bosques muy húmedos tropicales ubicados en el sur de Costa Rica con el fin de determinar las medidas apropiadas para priorizar dichas coberturas y definir políticas **REDD+** que tiendan a contribuir a la estabilización de las fronteras agropecuarias (Antrop, 2000) y que maximicen los beneficios ambientales y sociales.

**Palabras clave:** Métricas de paisaje, conservación de bosque, fragmentación, aislamiento, desaparición del bosque.

### **INTRODUCCIÓN**

Alexander von Humboldt<sup>1</sup> (1769-1859) acuñó el término “Landschaf o paisaje para referirse al carácter íntegro de una porción de la Tierra por primera vez en 1810, pero no fue sino hasta principios del siglo XX que surge una nueva tendencia en la geografía física en la cual destaca el alemán Carl Troll (1899-1975) quien en 1939 uso el término Geo ecología o ecología del paisaje para describir aquella disciplina que se basa en el análisis de la estructura, función y dinámica de los ecosistemas. Según la Asociación Internacional de Ecología del Paisaje (IALE, 1998) la Ecología del Paisaje es "el estudio de la variación espacial de los paisajes a escalas diversas, incluyendo las causas y consecuencias biofísicas y sociales de la heterogeneidad de estos".

Hoy día una de las inquietudes que más ocupa a la ecólogos, biólogos, forestales y manejadores de cuencas hidrográficas es la de “que mecanismos utilizar para proteger las coberturas naturales, evitar su pérdida y aumentar su extensión para con ello asegurar el correcto desarrollo del ciclo del agua en la cuenca”. Sin duda alguna la respuesta a esta inquietud sería de suma importancia pues permitiría definir las estrategias necesarias para asegurar el equilibrio de la cuenca, su estado de conservación, disminuir los impactos por riesgos naturales y aumentar el aprovisionamiento de agua para el consumo humano. El poder prever la afectación futura de las coberturas forestales y su respuesta a la presión que ejerce su matriz antrópica (p.ej. la influencia que ejerce las áreas ganaderas o de producción agrícola) incluso los mismos cambios que se dan al interno del bosque por efectos naturales tales como la caída de rayos, la apertura de claros por deslizamientos o avalanchas, sequías o inundaciones pueden ser claves para definir estrategias de manejo a largo plazo en cuencas hidrográficas.

Debemos entender desde un punto de vista holístico el hecho que un parche de vegetación presenta una estructura horizontal y vertical, la primera en cuanto al cambio que tiene desde su núcleo y hacia la parte externa,

---

<sup>1</sup> Von Humboldt, A. Cosmos: ensayo de una descripción física del mundo. Trads. Bernardo Giner y José de Fuentes. Madrid: csic/Catarata, 2011.

donde en principio el núcleo posee especies propias y características del dicho ecosistema, en tanto que conforme se acerca a los extremos o borde del parche, existe relaciones con la matriz de entorno, donde se entremezclan con especies con adaptaciones a dichas condiciones de ecotono o borde. La segunda se da por composición de especies en el parche, las cuales también cambian dependiendo la elevación sobre el nivel del mar en la cual se ubique, su disposición latitudinal, y la posición fitosociológica que ocupe una especie en el collage de especies, algunas adaptadas a condiciones de mayor sombra que otras o a la apertura del dosel en las áreas ecotonales.

La presente investigación realizó un análisis de cambio multitemporal de la cobertura boscosa, aplicando métricas de paisaje al escenario de base (1992) con el fin de determinar escenarios de deforestación y degradación de las coberturas a escala 1:25000 con la finalidad de identificar áreas prioritarias de acción y medir la incidencia de los impactos del desarrollo agrario en la deforestación y degradación del bosque definir políticas **REDD+**.

Las métricas de paisaje permiten realizar una adecuada valoración del estado de conservación de los ecosistemas en cuencas hidrográficas, así como de predecir el comportamiento futuro a condiciones constantes de desarrollo. En este análisis se procedió a evaluar el mapa de cobertura boscosa del año 1992 producto a través de índices de fragilidad (Relación Perímetro / Área) y e índices de efecto de Borde (Relación Área / Perímetro) e índice de diversidad de borde de Patton (1975), el índice de compactación (IC), el de dimensión fractal (D1) (estos constituyen una batería de indicadores unitarios de parches de bosque), así como el índice de Vogelmann y el grado de fragmentación (F) (estos constituyen una batería de indicadores a nivel de cuenca hidrográfica) con el fin de determinar métricas de paisaje que permitan caracterizar la vulnerabilidad de los parches de bosque en una sección del pacífico sur de Costa Rica. Posteriormente se realizó una ponderación de las variables (alto, moderado y bajo) para la conjugación de los criterios de riesgo.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

El proyecto se ubica en una subsección de la región Brunca en el pacífico sur de Costa Rica, según Amador *et al*<sup>2</sup>, la región presenta una de las mayores diversidades étnicas existente en el país, donde conviven 6 pueblos indígenas, población no indígena de diversos orígenes, en su mayoría campesinos (unos provenientes de otras regiones del país, panameños, nicaragüense y en menor medida europeos, así como norteamericanos, y sur americanos). Dentro de esta área convergen dos grandes cuencas, la del Río Grande de Térraba y la Costero Pacífico Sur – Península de Osa, así como dos pequeños territorios insulares, estos son delimitados al norte por la Fila Costeña, un cordón menor en altura y en significación geográfica, se extiende al Sur del valle del General - Coto Brus; con alturas que oscilan entre los 500 msnm y los 1500 msnm. Al sur se extiende hasta el Humedal Nacional Térraba Sierpe (HNTS)<sup>3</sup>, el cual fue declarado Reserva Forestal en 1977 mediante Decreto Ejecutivo No. 7210-A y con Decreto Ejecutivo No. 22993-MIRENEM se declara posteriormente como “Humedal Nacional Térraba-Sierpe, en 1995 alcanza la designación de Humedal de Importancia Internacional Ramsar. El HNTS<sup>4</sup> presenta actividades en las áreas aledañas relacionadas con el cambio de uso del suelo y actividades productivas como son el cultivo de la palma africana, arroz, plátano, banano, así como desarrollo turístico.

En la zona prevalecen dos estaciones climáticas bien marcadas, la época lluviosa que va de abril a diciembre con un promedio de precipitación de 2550 mm. La época seca es de diciembre a abril. Las temperaturas oscilan entre 27°C y 37°C. La topografía circundante es escarpada y montañosa con terrenos de una topografía tal que

---

<sup>2</sup> Amador, M; et all. 2011. Informe Final de Investigación Estudio Regional sobre el Desarrollo Local de los Cantones (Trans) Fronterizos del Pacífico Sur de Costa Rica. Resultados de Investigación según Categorías Generales. Universidad Estatal a Distancia, San José, Costa Rica.

<sup>3</sup> ACOSA. 2008. Documento para oficialización del plan de manejo del Humedal Nacional Térraba Sierpe. 129 p.

<sup>4</sup> El Humedal de Térraba está conformado por un bosque de manglar, con una superficie aproximada de 14.637 hectáreas. Tipificado como un humedal estuarino intermareal, asociado con un humedal palustrino boscoso, con altitudes comprendidas entre los 0-5 msnm y una temperatura media de 26.7°C. Posee tres zonas de vida según la clasificación de Holdridge.

limita la capacidad de uso de dichos suelos para ser dedicados a la agricultura y aún a la ganadería.

La investigación se centró en realizar un diagnóstico de la cobertura boscosa<sup>5</sup> mediante un análisis de cambio multitemporal entre los años 1992 y 2012 mediante la clasificación de imágenes de satélite, a partir de los datos obtenidos en 1992 se aplicaron una batería de métricas de paisaje con el fin de determinar la probabilidad de fragmentación y desaparición de parches de bosque y constatar su resultado con la cobertura del 2012. Con los datos obtenidos se procedió a realizar una serie de recomendaciones para la conservación de dichas coberturas.

## **INSUMOS UTILIZADOS**

Se utilizaron nueve imágenes de satélite Rapideye SD versión 3.0 con resolución de 5 metros para el año 2012 con las cuales se generaron los mapas de uso y cobertura del suelo. Para el análisis histórico, se emplearon 3 imágenes de satélite Landsat TM de 1992 con una resolución de 30 metros. Se realizó una clasificación supervisada en una serie de 3 bandas del raster de entrada usando el comando de clasificador de imágenes, esta herramienta mostro después de varias pruebas ser la de mejor ajuste a las imágenes existentes. Se genera como salida un raster clasificado y opcionalmente, genera como salida un archivo de firmas espectrales. Con la ayuda de la barra de herramientas de Clasificación de imagen. Sobre los sitios de entrenamiento y previo a la selección de estos, se corrió un histograma de las bandas de la imagen para determinar el número de clases y su significancia. El archivo de firmas resultante de esta herramienta se puede utilizar como entrada para otra herramienta de clasificación, como “clasificación de máxima verosimilitud”, para un mayor control de los parámetros de clasificación en análisis posteriores.

Rebolledo y Rau (2010) determinaron que para paisajes en el sur de Chile existía una relación lineal entre el tamaño del píxel de las imágenes empleadas para generar el mapa de coberturas y la resolución de la cartografía de análisis, concluyendo que la resolución espacial más apropiada para dicho estudio fue de 6x6 m y una escala de 1:20,000. Considerando este antecedente y sobre la base de las imágenes disponibles para el estudio, se procedió a cambiar el tamaño de los píxeles de 5x5 a 10x10 metros utilizando el comando *RESAMPLE*, el cual cambia el tamaño del píxel mediante remuestreo, manteniendo la extensión del *dataset* al tamaño de la carta topográfica deseada.

Para filtrar o suavizar los archivos generados, se utilizó el comando *MAJORITY FILTER*. Este comando reemplaza los píxeles en un raster según la mayoría de sus píxeles vecinos. Antes de utilizar la herramienta *MAJORITY FILTER* se debe satisfacer dos criterios: primero que la cantidad de píxeles vecinos de un valor similar debe ser suficientemente grande (ya sea la mayoría o más de la mitad de todos los píxeles) y esos píxeles deben ser contiguos en relación con el centro del kernel del filtro. El segundo criterio es que se debe considerar la conectividad espacial de los píxeles lo que minimiza la corrupción de patrones espaciales de los píxeles. Se usó la opción de *EIGHT* para que suavizará las esquinas de las regiones rectangulares y el comando *HALF* como umbral de reemplazo lo que permite un filtro más extensivo. Se utilizó la opción de *NEAREST*, que realiza una asignación de vecino más cercano, el cual es el método de interpolación más rápido. Se utiliza principalmente para datos discretos, como la clasificación del uso del suelo, ya que no cambiará los valores de los píxeles.

Las bases de datos se crearon con base a las hojas cartográficas 1:25,000 de Costa Rica, siguiendo las normas y estándares para la creación de cartografía analógica y digital para dicha escala. La escala 1:25,000 permite la fácil identificación y manejo en campo, con la facilidad que las mediciones realizadas con equipos de GPS manuales de bajo costo estarán por debajo de la mitad del área mínima mapeable (AMP) lo cual es aceptable para la validación *in situ*.

---

<sup>5</sup> Entiéndase bosque como el ecosistema nativo o autóctono, intervenido o no, regenerado por sucesión natural u otras técnicas forestales, que ocupa una superficie de dos o más hectáreas, caracterizada por la presencia de árboles maduros de diferentes edades, especies y porte variado, con uno o más doseles que cubran más del setenta por ciento (70%) de esa superficie y donde existan más de sesenta árboles por hectárea de quince o más centímetros de diámetro medido a la altura del pecho (DAP).



## **Análisis de datos**

La ecología de paisaje está basada en tres ejes principales que tratan de evaluar el espacio primero en función de la escala o extensión y sus componentes (parches), su configuración espacial y el análisis de los procesos ecológicos que en esta se da, segundo, la estructura o geometría de sus componentes y el contraste entre ellos y por último la conectividad entre ellos o el aislamiento al que son sometidos (Turner et al 2001; McGarigal et al. 2005; Badii, M. H. y J. Landeros. 2007).

Cocero *et al* (2010), refiere a un triple nivel de análisis compuesto por a) fragmento (manchas), en el que los cálculos se aplican a cada fragmento de manera individual; b) clase (usos), donde los cálculos se aplican a cada conjunto de fragmentos de la misma clase (por ejemplo, a aquellos que representan el mismo tipo de uso del suelo), y c) paisaje, donde los cálculos se aplican a todos los fragmentos y clases a la vez.

Se analizaron los datos usando las métricas, considerando que la forma de los fragmentos de bosques puede ser determinada desde la tipología o matriz circundante a estos fragmentos y es aceptado que esta forma puede afectar directamente la dinámica del ecosistema que estos fragmentos constituyen, ya que formas compactas son resistentes a los efectos negativos de esta matriz externa, mientras que las formas amorfas o irregulares pueden tener un perímetro más largo por unidad de área y ser significativamente sensibles a los efectos negativos externos.

## **Índice de borde (RAP)**

$$RAP = \frac{\text{Área del parche de bosque}}{\text{Perímetro del parche de bosque}}$$

El borde de un ecosistema representa un tipo de hábitat diferente al resto del hábitat (Forman y Godron 1986, Forman 1995). El borde puede constituir el hábitat primario para ciertas especies, o funcionar como un puente entre hábitats, para otras especies. En general, la biomasa es mayor por unidad de área en el borde de un hábitat que al interior. En esta relación en cuanto mayor es la función del área versus perímetro, mayor exposición a la matriz externa, por lo cual se da la pérdida de la integridad del ecosistema. Dicha pérdida de integridad es progresiva, la invasión o intromisión de especies pioneras, ocasiona que aumente paulatinamente el cociente de mezcla de la cobertura, y por consiguiente se pierde el valor de origen de dichos ecosistemas. Loetch (1972) citado por Chaves y Fallas (1996) menciona que la relación área / perímetro permite definir el efecto de borde. Esto se relaciona al riesgo de fragmentación de una mancha de bosque cualquiera, en cuanto mayor sea el efecto de borde mayor, aumenta la exposición a la matriz antrópica, lo cual producirá un mayor ecotono<sup>6</sup>. Consecuentemente y al alargarse el polígono del bosque, aumentando su efecto de borde, llegará el momento en que sea tan delgado que se fragmentará en dos o más partes, creando varios parches de bosque de menor tamaño y más propensos a perder su integridad, composición y estructura, culminando en la desaparición del parche. Los efectos de los cambios en el patrón de paisaje (e.g. fragmentación) de los hábitats tiene consecuencias negativas: pérdida de hábitats, hábitats remanentes más pequeños, aislamiento de parches, incremento del efecto de borde, reducción de poblaciones de vida silvestre, desaparición de algunas especies, mayor vulnerabilidad de las especies remanentes, menor biodiversidad y cambios en la composición de la comunidad de especies.

## **Relación perímetro/área (RPA)**

$$RPA = \frac{\text{Perímetro del parche de bosque}}{\text{Área del parche de bosque}}$$

Este índice no es invariante en escala. Los valores altos indican fragmentos pequeños de formas elongadas y perímetros dentados. Los valores pequeños indican fragmentos con formas compactas y perímetros lisos (Heltzer y Jelinski 1999). La complejidad de forma es mayor en parches pequeños y menor en parches grandes. Esto tiene severas implicaciones para la viabilidad futura de estos ambientes. los cuales son potencialmente más sensibles al efecto adverso de la matriz que los rodea. En estudios desarrollados en Suramérica por Barrantes,

<sup>6</sup> Zona de transición que suele existir entre dos o más comunidades próximas o yuxtapuestas. Esta zona de unión puede tener una extensión lineal considerable pudiendo ser más angosta que las áreas de las comunidades adyacentes.

Chaves y Binuesa<sup>7</sup>, se logró determinar que parches con valores altos en la relación perímetro área fueron los más propensos a la fragmentación en un periodo de 10 años de análisis de cambio multitemporal entre los años 1990 y 2000.

**Índice de diversidad de forma de Patton.**

$$DI = \frac{P}{\sqrt{\pi A}}$$

Donde:

DI: Índice de diversidad de Patton      P: El perímetro de cada fragmento      A: Área de cada fragmento

Uno de los métodos para evaluar la fragmentación de bosques es el “índice de diversidad de forma de Patton adaptado por Rocha, 2009<sup>8</sup>”. Teóricamente, cuando el índice de diversidad es 1, la forma del fragmento semeja un círculo, y a medida que éste va en aumento, la forma se torna más compleja y aumenta el efecto de borde de las áreas circundantes o adyacentes. Henao (1988) considera que índices de diversidad superiores a 2 reflejan formas amorfas. El índice de diversidad se agrupa en 5 rangos, cuales son:

**Tabla 2. Agrupación de los índices de diversidad de Patton.**

Forma	Índice (D. I.)
Redondo	1
Oval-redondo	2
Oval oblongo	3
Rectangular	4
Amorfo o irregular	5 o más

**Índice de compactación**

$$IC = \frac{1}{DI}$$

Donde: DI: Índice de diversidad de Patton

Aquellos fragmentos más cercanos o con valor igual a 0 son considerados más frágiles; y los fragmentos más cercanos a un valor igual a uno son los menos frágiles a la matriz antrópica circundante (Pincheira et al., 2009). El efecto se hace aún más fuerte en aquellos parches con menor extensión, aumentando la probabilidad de que efecto como la fragmentación o aislamiento se dé en un menor tiempo. En unos parches pequeños se reduce la distancia entre el borde y el área núcleo, incrementándose los efectos de la matriz circundante (Janzen 1983, 1986). Cuando se incrementa el tamaño del parche, el tamaño relativo del núcleo del parche también crece, y los efectos adversos del borde ("efecto de borde") para la vida silvestre decrecen paulatinamente.

**Índice de dimensión fractal (D1).**

La dimensión fractal es una medida cuantitativa de la complejidad del paisaje y es considerada el descriptor más adecuado para cuantificar la fragmentación de diferentes tipos de paisajes. Además, es invariante de escala y estadísticamente robusta (Rau y Gantz 2001).

$$D1 = 2 \frac{\log(P)}{\log(A)}$$

Donde: P: es el perímetro del parche expresado en metros      A: es el área del parche expresado en metros  
Log con base 10.

<sup>7</sup> Barrantes, G; Chaves, H. 2001. "El Bosque en el Ecuador; Una nueva visión transformadora sobre el uso y conservación". Instituto de Políticas Forestales, Costa Rica, Corporación para el Manejo Forestal Sustentable, Ecuador. 78 p.

<sup>8</sup> Rocha O., Maya. 2009.. Estructura de dos comunidades de insectos indicadores sobre un gradiente de perturbación y área en dos paisajes de la Reserva de los Tuxtlas, Veracruz, México. Tesis Maestría. INECOL.

La dimensión fractal (D1) varía entre uno para formas euclidianas simples (cuadrados y círculos), y de 1,001 a 2 para formas complejas análogas a objetos fractales (Krummel et al., 1987; Rau y Gantz, 2001). La dimensión fractal se estima por la pendiente de la regresión entre el logaritmo del área (variable dependiente) y del perímetro (variable independiente) (Ripple *et al.* 1991, Williamson y Lawton 1991, Hasting y Sugihara 1993). La variación entre los distintos D (dimensión fractal) indica el grado de complejidad de forma de los ecosistemas. Un valor D mayor a 1 indica un alejamiento de la geometría euclidiana, y por ello un incremento de la complejidad de la forma en la estructura analizada. Se determina para cada unidad espacial y tipo de ecosistema.

### Índice de continuidad de Vogelmann

La continuidad espacial del bosque garantiza el que se perpetúe mediante el intercambio continuo de genes, la dispersión por parte de la fauna silvestre. Para la evaluación de la continuidad espacial, como indicador de fragmentación, se utilizó el Índice de continuidad de Vogelmann, el cual se denota de la siguiente forma:

$$FCI = \log \frac{\sum A}{\sum P}$$

Donde:

FCI = Índice de continuidad de Vogelmann

A = área total de parches de bosque, en metros cuadrados (m<sup>2</sup>)

P = perímetro total de parches de bosque en metros

(m).

Para este caso, en cuanto mayores sean los valores obtenidos se estima una mayor continuidad del bosque y en cuanto más bajos sean los valores se estima una mayor fragmentación lo que implica mayor aislamiento entre los parches. Paisajes con mayor continuidad pueden constituir condiciones favorables para una rehabilitación más rápida. Y por tanto la rehabilitación de corredores en bosques de galería o ripários, puede ser utilizada de manera a favorecer el aumento de la conectividad del paisaje.

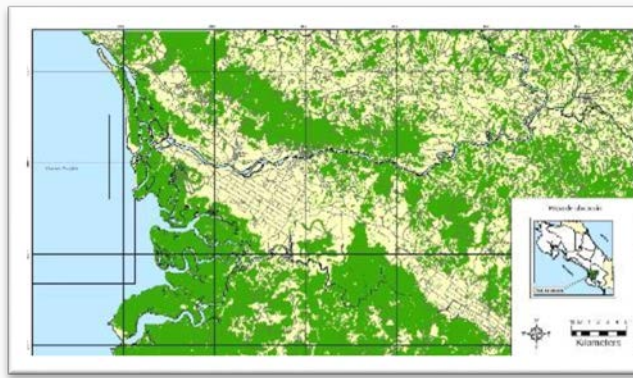
## RESULTADOS

Se construyó un índice compuesto a partir de los índices empleados con los cuales se definieron los polígonos de mayor riesgo a la matriz antropica circundante. Posteriormente se realizó un análisis de cambio multitemporal con los mapas de coberturas boscosas de los años 1992 y 2012. Para este análisis se omitieron las áreas con coberturas de nubes del año 2012 y se usó esta misma capa para eliminar coberturas boscosas en el año 1992 con el fin de homologar los resultados y realizar un análisis en donde se reflejara una tendencia discrecional. Una vez hecho esto se determinó las diferencias en áreas deforestadas, regeneradas y aquellas áreas que se mantienen con cobertura forestal.

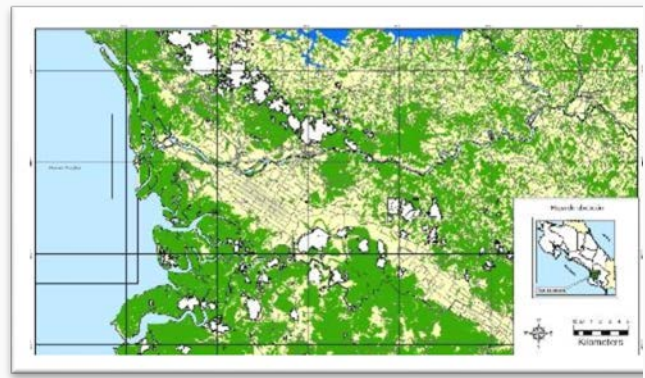
## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Se procedió a evaluar el mapa de cobertura boscosa del año 1992 a través de índices de fragilidad (Relación Perímetro / Área), índice de efecto de Borde (Relación Área / Perímetro), índice de diversidad de borde de Patton, índice de compactación (IC), dimensión fractal (D1), así como el índice de Vogelmann y el grado de fragmentación (F) con el fin de determinar métricas de paisaje que permitan caracterizar la vulnerabilidad de la cobertura forestal en el área. Posteriormente se realizó una ponderación de las variables (alto, moderado y bajo) para la conjugación de los criterios de riesgo y con este se definió una zonificación, al producto se le designó como mapa de coberturas en riesgo.

Los resultados determinaron una probabilidad de fragmentación y/o desaparición en el 94.51% de los casos en parches de hasta 2 ha., en tanto que para parches de hasta 10 ha. la probabilidad fue del 98.85%. Este procedimiento se realizó mediante la confrontación del mapa de riesgos de las coberturas boscosas de 1992 contra el mapa de uso de coberturas boscosas del 2012, lo cual indicó si las coberturas en riesgo calculadas para el año 1992 fueron afectadas en el año 2012 y estas fueron predichas por al menos uno de los índices estimados.



Cobertura boscosa para el 1992 a partir de imágenes de satélite Lansat TM



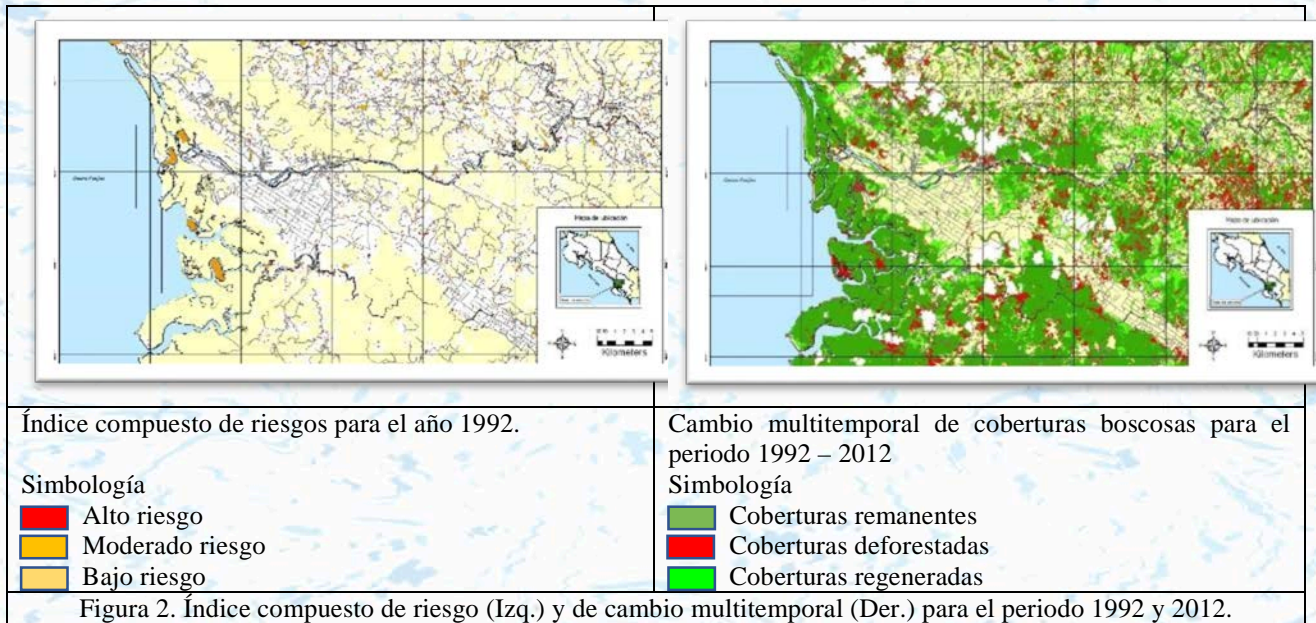
Cobertura boscosa para el año 2012 a partir de imágenes Rapideye. Validación de campo hecha entre diciembre del 2012 y marzo del 2013

**Simbología**

- Cobertura Boscosa o natural
- Agropecuario
- Lagos de agua

Figura 1. Coberturas boscosas para los años 1992 y 2012.

El efecto de la fragmentación puede variar en el tiempo (Kattan 2002, citado por Calvo 2009), y este a su vez puede variar según la latitud y altitud, la edad, composición y estructura del parche. En el caso de esta investigación, se considera que, para bosques muy húmedos tropicales, en áreas transicionales a las zonas costeras, períodos de 10 años y el uso de imágenes de satélite con resolución de hasta 10 metros, son apropiadas para determinar con una probabilidad del 95% la fragmentación de parches de bosque de hasta 10 ha.



Se debe tener en cuenta que la resolución de las imágenes del año 1992 es de 30 metros y las de las imágenes del 2012 son de 5 metros de resolución, por lo que la capacidad de detección en parches pequeños de bosque, así como de otras coberturas es menos precisa en cuanto más grande es el píxel de la imagen, sin embargo el nivel de acierto en la predicción de parches de bosque que serían afectados por efecto de fragmentación y desaparición fue atinada.

El Programa Regional REDD/CCAD-GIZ (2014) realizó un análisis multitemporal período 2000 – 2010 para la misma área de estudio en el cual determino una tasa de pérdida de coberturas forestales del 6.96% (13,130.46

ha), en el caso de esta investigación la tasa de cambio registrada fue del 16.74% para el período 1992-2012 (17907.72 ha).

Debe considerarse que la dinámica económica en esta región durante muchos años fue dada por el cambio de uso del suelo de forestal a agrícola, a finales de los años 1920 la Compañía Bananera filial de la United Fruit Company inicia la adquisición de tierras para el cultivo de banano, hasta alcanzar 73.000 hectáreas en los márgenes de los ríos Grande de Térraba y Sierpe<sup>9</sup>, en 1984 la Compañía abandona sus operaciones en la zona y subsiste el cultivo de palma aceitera a cargo de la Compañía Palmatica. Paralelo al desarrollo agrícola, la venta de madera en pie se dio como forma de generación de recursos económicos, razón por la cual su cobertura boscosa cambio drásticamente hasta antes de entrar en vigor la ley forestal 7575 en 1996. Es a partir de que entra a regir la ley forestal 7575 en 1996 y con el reconocimiento de Humedal Ramsar un año antes que inicia una mayor protección del bosque en la región.

Podríamos indicar con certeza que la región presenta una elevada dinámica en el cambio de uso del suelo, especialmente en pequeñas secciones a las orillas de los Ríos Térraba y Sierpe y paralelo a la carretera interamericana, acompañado de un proceso de expansión población, nuevos asentamientos humanos principalmente campesinos.

## RECOMENDACIONES

Varios autores coinciden en que la aplicación de las métricas de paisaje puede variar en espacio, escala y temporalidad conforme a la región, extensión y complejidad de los ecosistemas (Vila et al., 2006) y no existe acuerdo respecto de cuáles de las medidas reflejan mejor las funciones o procesos ecológicos, ni si realmente las reflejan (Tischendorf, 2001). Por ello no existe un grupo completamente establecido de métricas adecuadas para el estudio de las características espaciales del paisaje (Aguilera y Botequilha, 2012). Aun cuando McGarigal *et all* (2012) han acertado en diseñar un set de escenarios de análisis cuantitativos para medir parches, clases y paisaje en su conjunto muy complejo y extenso, a ciencia cierta cada estudio de ecología del paisaje es casuístico y debe ser tratado particularmente.

Queda claro que los análisis de paisaje son dependientes de la escala (Turner *et al.*, 1989; O'Neil *et al.*, 1996; Baldwin *et al.*, 2004; Wu, 2004), por lo que la resolución de las imágenes insumo, la escala de salida del trabajo y la definición de una unidad mínima de mapeo es esencial para obtener resultados congruentes.

El uso de unidades hidrológicas como cuencas, subcuencas, micro y nano cuencas como unidad de análisis es altamente recomendado para aplicar métricas de paisaje y priorizar los planes de manejo y conservación de parches de bosque o vegetación.

Se recomienda ampliar al set de análisis funciones tales como la recarga hídrica potencial, tasas de fijación de CO<sub>2</sub>, estudios de biodiversidad y biomasa para priorizar con ellos los parches que por su función e importancia requieran mayor atención en la protección y manejo.

## AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue realizado con el apoyo de la Agencia de Cooperación Alemana GIZ y al programa BIOMMARC, a quien agradezco profundamente por su apoyo, al Ing. Gil Ruíz del Área de Conservación Osa (ACOSA) dependiente del Ministerio de Ambiente y Energía por su apoyo incondicional.

## LITERATURA CITADA

- AGUILERA BENAVENTE FRANCISCO. 2010. Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada.

---

<sup>9</sup> Royo Antoni. 2004. La ocupación del pacífico sur costarricense por parte de la compañía bananera (1938-1984). Revista Diálogos, Universidad de Costa Rica. VOL. 4 NÚM. 2 (2004). 154-167 p.

Laboratorio de Planificación Ambiental. Universidad de Granada Campus de Fuente Nueva. Edificio Politécnico s/n CP. 18071. Granada. Revista Anales de Geografía 21 2010, vol. 30, núm. 2 9-29.

- AGUILERA BENAVENTE, F. Y BOTEQUILHA-LEITÃO, A. (2012): “Selección de métricas de paisaje mediante análisis de componentes principales para la descripción de los cambios de uso y cobertura del suelo del Algarve, Portugal”, *GeoFocus (Artículos)*, nº 12, p. 93-121. ISSN: 1578-5157.
- ANTROP, M. (2000): “Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe”. *Landscape Ecology*, 15, pp. 257-270.
- BOTEQUILHA, A.; MILLER, J.; AHERN, J. y MCGARIGAL, K. (2006) *Measuring Landscapes. A planner’s handbook*. Washington, Island Press, 245 p
- BOTEQUILHA-LEITÃO, A. (2009): “Land Use Planning in Portugal: Brief history and emergent challenges. The case of peri-urban landscape of Faro (Algarve Region, Portugal)” en Panagopoulos, T. (Coord.): *New Models for Innovative Management and Urban Dynamics*. COST Publication, European Science Foundation. University of Algarve, Faro, pp. 19-36. Disponible en la web: <http://w3.ualg.pt/~tpanago/public/NewModelsForUrbanDynamics.pdf> [18 de Junio, 2019]
- CHAVES, H; FALLAS, J. 1996. Parámetros dasométricos para la evaluación de hábitats. Universidad Nacional. 56 P.
- BARRANTES, G; CHAVES, H; VINUESA, M. 2000. El Bosque en el Ecuador. Una visión transformada para el desarrollo y la conservación. GTZ-COMAFOR-IPS. 47pp.
- DRAMSTAD, W.E; OLSON, J.D Y FORMAN, R.T.T. (1996) *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. Island Press, Harvard, 80 p
- FORMAN, R.T.T. Y GODRON, M. (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, Nueva York, 619 p.
- FORMAN, R. T. T. *Land Mosaics: The Ecology Of Landscapes And Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.
- GUSTAFSON, E. J., Y PARKER, G.R. (1994) “Using an index of habitat patch proximity for landscape design”. *Landscape and Urban Planning*, nº 29, p. 117-30.
- GUSTAFSON, E.J. (1998) “Quantifying Landscape Spatial Pattern: What is the State of the Art?” *Ecosystems*, nº 1, p. 143-156.
- HEROLD, M; COUCLELIS, H, y CLARKE K.C. (2005) “The role of spatial metrics in the analysis and modelling of urban land use change”. *Computer and Environment Systems*, nº 29, p. 369-399.
- JONGMAN, R.H.G (2004) *The new dimension of the European Landscape*. Ed Springer, Dordrecht
- KONG, F; YIN, H y NAKAGOSHI, N. (2007) “Using GIS and landscape metrics in the hedonic price modeling of the amenity value of urban green space: A case study in Jinan City, China”. *Landscape and Urban Planning*, nº 79, p 240–252.
- LI, H. Y WU, J. (2004): Use and misuse of landscape indices, *Landscape Ecology*, 19, pp. 389-399.
- LOETCH ET AL, 1972. Principios para la evaluación forestal, 50 p. En "Antología del Curso Silvicultura de Bosques Tropicales", EDECA\_UNA. 1994.
- MCGARIGAL, K. Y MARKS, B.J. 1995: FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- MCGARIGAL, K., SA CUSHMAN, AND E ENE. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- PATTON, D.R. 1975. A diversity index for quantify habitat edge`. *Wildlife Society Bulletin*, Vol. 3 (4). Pages: 171-173.

- RAU, J. Y A. GANTZ. 2001. Fragmentación del bosque nativo del sur de Chile: efectos del área y la forma sobre la biodiversidad de aves. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* 72: 109-119.
  - REBOLLEDO GONZALO; RAU JAIME R., 2010. Análisis de la estructura y organización de un Paisaje Forestal del Sur de Chile. *Gestión Ambiental* 19: 47-66 (2010). *Gestión Ambiental* (Valdivia). ISSN 0717-4918.
  - TISCHENDORF, L. (2001): "Can landscape indices predict ecological processes consistently?", *Landscape Ecology*, 16, 3, pp. 235-254
  - TROLL, CARL 1942. Büsserschnee in den Hochgebirgen der Erde. *Petermanns Geographische Mitteilungen, Ergänzungshefte*. Supplement no. 240.
  - TURNER, M.G. (2005) "Landscape Ecology: What is the state of the science"? *Annu.Rev Evol. Syst*, n° 36, p 319-344.
  - VILA, J.; VARGA, D.; LLAUSÀS, A. Y RIBAS, A. 2006: Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Doc. Anàl. Geogr.*, 48, pp. 151- 166.
  - VOGELMANN, JE 1995. Assessment of forest fragmentation in southern New England using remote sensing and geographic information system technology. *Evaluación de la fragmentación de los bosques en el sur de Nueva Inglaterra mediante teledetección y sistemas de información geográfica tecnología. Conservation Biology* 9:439-449. *Conservation Biology* 9:439-449.
- WU, J., SHE, W., SUN, W. Y TUELLER, P.T. (2002): "Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics", *Landscape Ecology*, 17, 8, pp. 761-782

## **ID-044: INFLUENCIA DE LAS ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS SOBRE LA FIJACIÓN BIOLÓGICA DEL N<sub>2</sub> EN LA LAGUNA DE SONTECOMAPAN, VERACRUZ (MÉXICO)**

José Roberto Angeles-Vázquez<sup>a</sup>, Vanessa Lizbeth Morán Villa<sup>a</sup>, María Guadalupe Figueroa-Torres<sup>a</sup>, Javier Aldeco Ramírez<sup>a</sup>, María Elena Castellanos Páez<sup>a</sup>, María Jesús Ferrara-Guerrero<sup>a</sup>

José Roberto Angeles-Vázquez<sup>a</sup> (robertoangeles@gmail.com)  
Morán Villa Vanessa Lizbeth<sup>a</sup> (moran villa@gmail.com)  
María Guadalupe Figueroa-Torres<sup>a</sup> (figueroa@correo.xoc.uam.mx)  
Javier Aldeco Ramírez<sup>a</sup> (jaldeco@correo.xoc.uam.mx)  
Castellanos Páez María Elena<sup>a</sup> (spaez@correo.xoc.uam.mx)  
\*María Jesús Ferrara-Guerrero<sup>a</sup> (mj.ferraraguerrero@gmail.com)

<sup>a</sup>Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Departamento El Hombre y su Ambiente. Calzada del Hueso 1100. Col. Villa Quietud. 06090 Ciudad de México.

### **RESUMEN**

El ciclo del nitrógeno en estuarios y sedimentos costeros es de gran importancia debido a que juega un papel relevante en la productividad de estos sistemas y en la eutrofización. Se ha demostrado que en los ecosistemas costeros los intercambios de sustancias disueltas a través de la interfase agua-sedimento es un proceso que afecta la composición química del agua, regenerando amonio y nitrato requeridos por los productores primarios. Igualmente, la fijación biológica de N<sub>2</sub> ayuda a recuperar el gasto de N en aguas marinas y costeras, proporcionando nuevo nitrógeno. Se determinó la influencia de los cambios climáticos estacionales (lluvias, secas y Nortes), sobre la tasa de fijación de nitrógeno en agua de fondo e intersticial en la laguna de Sonatecomapan, Veracruz. Se muestrearon seis estaciones ubicadas en zonas conservadas e impactadas por la deforestación del mangle. El agua intersticial para los análisis químicos fue preservada en condición anóxica a -20°C y la de fondo en condiciones aerobias. La tasa de fijación fue determinada por la técnica de reducción de acetileno (ARA) a través de incubaciones *in situ* por periodos de cuatro horas. Las concentraciones promedio de oxígeno en los diferentes muestreos varió entre 5.13 ± 2.3 y 6.9 ± 1.73 mg/L. La concentración media de amonio en agua de fondo fue de 6.0 ± 3.8 μmol/L y en el agua de poro de 26.5 μmol/L. Las concentraciones de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en agua de fondo fluctuó entre 0.75 y 128.6 μmol/L y en el agua intersticial entre 0 y 28.6 μmol/L. La tasa de fijación fue mayor en agua de fondo (486.9-94.7 μmol C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>/L/h) que en el agua intersticial (81.7-20 μmol C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>/L/h). Los resultados de este estudio evidenciaron la presencia de microorganismos diazotrofos que garantizan el buen equilibrio en la disposición de N en esta laguna a través del proceso de fijación biológica del nitrógeno. Los resultados del presente estudio indican que la deforestación del mangle ha alterado la fijación de nitrógeno ya que en estas zonas se obtuvieron las tasas más bajas tanto en agua de fondo como en el agua intersticial.

**Palabras clave:** laguna costera, agua de poro, agua de fondo, reducción del acetileno

### **1 INTRODUCCIÓN**

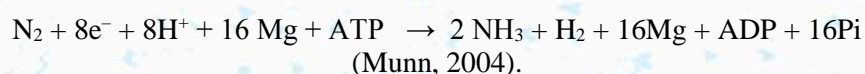
Actualmente, un aspecto de los estudios ambientales ha sido conducido hacia la contribución de los microorganismos a la disponibilidad de nutrientes. El impacto de los contaminantes en las zonas costeras altera los ciclos biogeoquímicos microbianos, dando como resultado una alteración en la productividad del ecosistema. En la zona costera la interacción de procesos biológicos, químicos y geológicos determinan los flujos de nutrientes, materia orgánica y contaminantes del sedimento hacia la columna de agua, y entre ecosistemas. Los sedimentos marinos costeros albergan la comunidad procarionte más diversa y abundante (Zingher et al 2011); la abundancia y actividades de esta comunidad microbiana la cual varía en un gradiente vertical restringido (< 20 cm de profundidad en los sedimentos), de acuerdo a: 1) la composición y calidad de la materia orgánica y al aceptor de electrones disponible (Kristensen 2000); 2) las propiedades físicas de los sedimentos; 3) las actividades de bioirrigación (Cheng et al 2016) y 4) la influencia del clima.



Los productos nitrogenados gaseosos ( $N_2$  o  $N_2O$ ) son inaccesibles para la mayoría de los productores (fitoplancton y bacterias), a menos que el  $N_2$  sea transformado a nitrógeno orgánico durante el proceso de fijación biológica de nitrógeno, en este sentido la fijación bentónica de nitrógeno aumenta la cantidad de nitrógeno biológicamente disponible (Capone 1993) en las zonas costeras. Por lo que la fijación de nitrógeno puede ser un buen indicador de la magnitud del impacto de los contaminantes en estos ecosistemas.

Por otro lado, el desarrollo de la actividad agrícola intensiva ha provocado que las aguas superficiales y subterráneas se hayan visto sometidas a diversos tipos de estrés. Uno de los más importantes es su estado cualitativo en el que la lixiviación del exceso de fertilizantes nitrogenados aplicados a los campos agrícolas es el principal mecanismo responsable de las elevadas concentraciones de compuestos nitrogenados, principalmente  $N-NO_3^-$ ; los elevados tiempos de tránsito que normalmente presentan los sistemas acuíferos y su baja capacidad para atenuar la contaminación hacen que éstos se comporten como un almacén de nitrógeno. La exportación del mismo a través del drenaje superficial constituye el principal mecanismo de contaminación por nitratos de ríos, lagos, mares y océanos. Las elevadas concentraciones de N producen problemas de tipo ambiental, p. ej. la progresiva eutrofización de las aguas, y los riesgos para la salud humana (Eugercios-Silva et al. 2017). No solo las actividades agropecuarias han contribuido al exceso de N en los ecosistemas acuáticos, otras actividades antropogénicas como vertimiento de desechos industriales, urbanos, la actividad minera, portuaria, representando un peligro inminente en la estabilidad de los ecosistemas ya que altera la biogeoquímica de los sistemas y por lo tanto la capacidad de transformar y asimilar nutrientes (Gómez et al. 2001; Eugercios-Silva et al. 2017).

La fijación de nitrógeno contribuye significativamente en la entrada total de nitrógeno en los ecosistemas acuáticos, de esta forma, el zooplancton, los peces y otros herbívoros acuáticos consumen nitrógeno cuando se alimentan a través de las cadenas alimenticias. La estequiometría global de reducción del nitrógeno en condiciones óptimas es la siguiente:



La Nitrogenasa es la enzima responsable de catalizar la reducción de  $N_2$  hasta amoníaco y está constituida por dos metaloproteínas: la ferroproteína o nitrogenasa reductasa, y la ferromolibdoproteína o dinitrogenasa; es por ello que esta enzima ha sido utilizada para estimar la cantidad y velocidad de fijación de nitrógeno en ecosistemas acuáticos naturales y en cultivos axénicos *in vitro* (Angeles-Vázquez, 2007).

Las lagunas costeras son ambientes marino-costeros de gran valor ecológico y comercial ya que además de poseer una gran variedad de especies vegetales y animales, constituyen uno de los sistemas naturales más productivos del mundo (Niño y Guillot, 2004). El presente trabajo tuvo como objetivo explorar la influencia de los cambios climáticos estacionales (lluvias, secas y Nortes) sobre la fijación de nitrógeno en sedimentos lagunares superficiales y en el agua de fondo. Para este estudio se muestrearon zonas conservadas e impactadas por la deforestación del bosque de mangle que rodea la Laguna de Sontecomapan, en el estado de Veracruz.

Los métodos disponibles para la medir la fijación de nitrógeno requieren ciertos supuestos y tienen deficiencias (McGlathery et al. 1998, Seitzinger y Garber 1987). Un método comúnmente utilizado para la medición de la fijación de nitrógeno es el de la reducción del acetileno ( $C_2H_2$ ) (Dilworth 1996). Los fijadores de nitrógeno no discriminan entre  $C_2H_2$  y  $N_2$  como sustratos durante la fijación de nitrógeno. Aunque simple, económica y sensible esta tecnología requiere una constante de conversión relacionada con la tasa de conversión de etileno a la tasa de fijación de  $N_2$  (teóricamente la reducción de 3 moles de acetileno a etileno es equivalente a la transferencia de 6 electrones involucrados en la reducción de 1 mol de  $N_2$  a amonio). La relación 3:1 ha sido ampliamente utilizada para transferir la tasa de reducción del acetileno a la tasa de fijación de  $N_2$  aunque esta dependerá del ambiente en que se lleve a cabo el proceso (Seitzinger y Garber 1987).

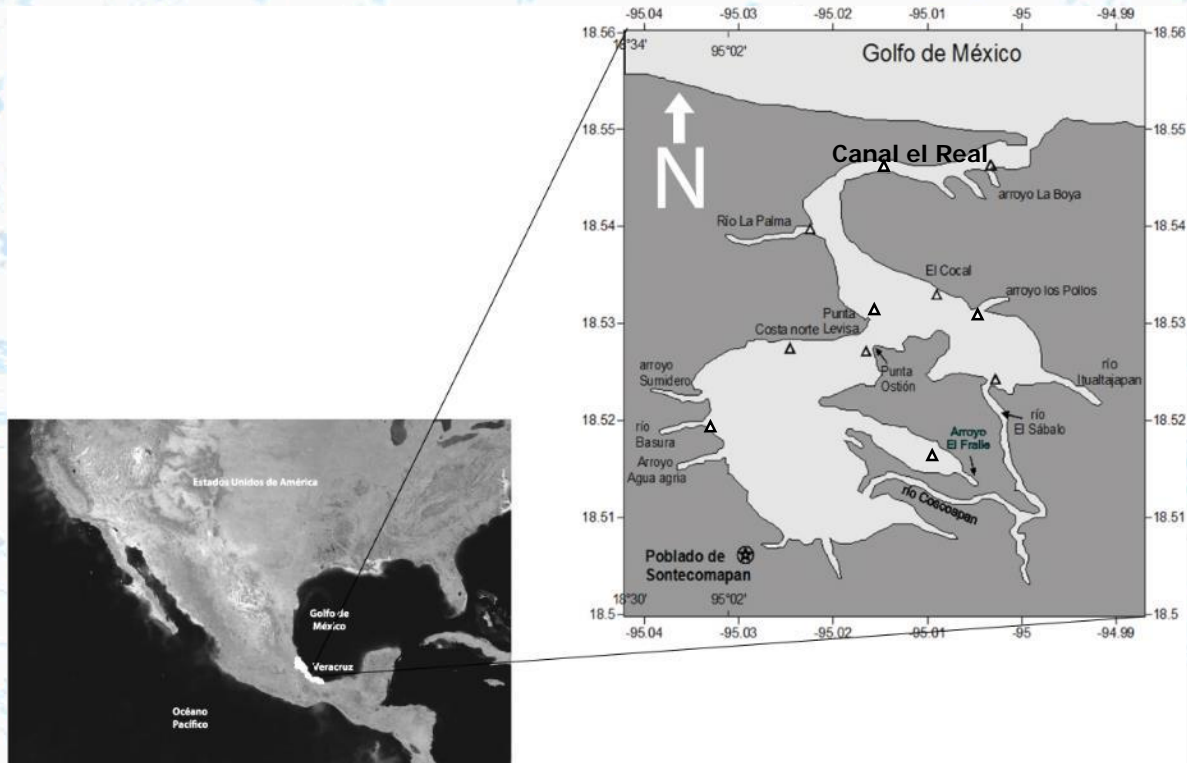
## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

### a) Zona de estudio

La laguna de Sontecomapan se localiza a 18 km de Catemaco, en el estado de Veracruz (Golfo de México), entre los 18° 30' y 18° 34' N y 94° 47' y 95° 11' W y forma parte del Área Natural Protegida de los Tuxtlas, Veracruz, el sistema lagunar cuenta con una superficie aproximada de 891 ha y se alimenta de varios ríos y arroyos (figura 1). Su única conexión con el mar se establece a través de un canal profundo, de aproximadamente 5.5 m, el resto de la laguna es somera ( $\approx 1.5$  m de profundidad). Los márgenes de la laguna están cubiertos por mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y negro (*Avicenia germinans*) y algunos manchones de pastos marinos (*Ruppia maritima*), comunes en este sistema. Los manglares y humedales de la laguna pertenecen a la Reserva de la Biósfera de los Tuxtlas (Calva et al. 2005).

El clima de la región es Aw(w) que significa tropical subhúmedo. Presenta dos señales fuertes, similares a las de un monzón. Durante una época del año, que llamamos lluvias, que va de mayo septiembre, presentándose las lluvias de verano además de las lluvias inducidas por el arribo de huracanes y tormentas tropicales.

De octubre a abril, temporada de nortes, se retira la influencia de los Alisios para dejar la entrada a los vientos de origen continental polar, con origen en Norteamérica (Moran-Villa 2007)



**Figura 1.** Laguna de Sontecomapan, Veracruz. Las estaciones muestreadas se encuentran señaladas por un triángulo (▲).

### b) Sitios de muestreo

La red de estaciones de muestreo dentro de la laguna, fue determinada según las características en intercambios de agua salada provenientes de la línea de costa y de los ríos que desembocan en la laguna. Los muestreos fueron realizados durante noviembre (2004) y febrero (2005) y junio (2005).

Las estaciones muestreadas fueron Arroyo la Boya (cercana a la boca), Río la Palma (desembocadura), frente al Cocal y Punta Levisa (sobre el canal de navegación), Costa Norte (zona con vegetación sumergida) y finalmente Río el Sábalo (desembocadura) (Ver figura 1).

**c) Toma de muestras y medición de variables físicas y químicas**

Las muestras de agua cercana al fondo fueron obtenidas con una botella Van Dorn horizontal de un litro, el sedimento superficial se obtuvo por buceo libre con ayuda de nucleadores manuales en policarbonato, el agua intersticial fue obtenida utilizando un tubo capilar (10 cm largo x 5 mm d. e.) con una serie de orificios de 1mm d. i. a lo largo de los 2 últimos centímetros del tubo, el agua fue filtrada a través de membranas Millipore de 0.2µm de diámetro de poro, y almacenada en frascos de vidrio previamente gasificados con N<sub>2</sub>, los cuales fueron inmediatamente congelados.

La concentración de oxígeno en el agua de fondo fue determinada por dos métodos: 1) con un oxímetro polarográfico marca Hanna HI 9146 (precisión ±0.05 mg/L<sup>-1</sup>), y por la técnica de Winkler (Aminot y Chaussepied 1983), la salinidad fue medida con un refractómetro ATAGO S MILL-E (precision ±1 ‰), el pH fue medido utilizando un minielectrodo tipo aguja (2mm de d.e.) marca Orion y el potencial redox con un minielectrodo tipo aguja (3mm de d.e.), la concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fue medida por métodos colorimétricos para aguas marinas (Aminot y Chaussepied 1983), la materia orgánica fue determinada mediante el método titulación de exceso de dicromato de potasio (Gaudette et al. 1974) y la granulometría del sedimento por la técnica de Holme y McIntyre (1984).

**d) Actividad de la Nitrogenasa**

Treinta mililitros de sedimento superficial se colocaron dentro de jarras de vidrio herméticas conteniendo 300 ml de agua de la estación de muestreo previamente filtrada con membranas de fibra de vidrio Whatman GF/F. Las incubaciones fueron realizadas *in situ* por triplicado (2 frasco claros y 1 oscuro). Para las muestras de agua se incubaron 300 ml del agua de fondo (sin filtrar) en jarras de vidrio herméticamente cerradas, por triplicado como lo indicado para sedimentos. Antes de la incubación se extrajo el 10% del volumen de aire de la jarra, a través de un septo de hule colocado en la tapa y se inyectó el mismo volumen de acetileno, la incidencia de la luz sobre las muestras al momento del inicio de la incubación fue medida mediante un luxómetro marca Hanna.

La estimación de las tasas de fijación de N<sub>2</sub> fue hecha mediante la técnica de reducción de acetileno (ARA) (Capone, 1993). Para experimentar la variación diurna sobre la actividad de la Nitrogenasa, una de cada 3 jarras fue cubierta con papel aluminio y una bolsa negra para mantenerla en la oscuridad, mientras las otras dos fueron mantenidas en condiciones de luminosidad existente *in situ* e incubadas durante 4 horas. Una vez transcurrido el tiempo de incubación, se tomó una alícuota de la fase gaseosa con ayuda de un tubo Vacutainer para analizarla posteriormente, por cromatografía de gases.

**e) Análisis cromatográfico**

La producción de etileno (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) se midió en un cromatógrafo de gases Perkin Elmer Auto Analyzer con detector de ionización de flama (FID), utilizando una columna capilar RESTEK Corporation de 15m x 0.55 d.i. mm x 1.0 µm de grosor de capa. La temperatura del inyector fue de 230 °C, la del detector de 230 °C y la del horno fue de 165 °C. El gas acarreador utilizado fue Helio a una tasa de flujo de 1 ml/min, inyectando una muestra de 100 µl. EL cromatógrafo de gases fue calibrado usando un estándar de etileno de 100 ppm. Un factor teórico de 3:1 fue utilizado para la conversión de nanomoles de acetileno (C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>) reducido a nanomoles de N<sub>2</sub> fijado, propuesto por Postgate (1982).

El cálculo de la reducción de acetileno, generalmente expresada como producción de etileno se realiza de la siguiente manera:

$$\text{TRA} = \text{nmol C}_2\text{H}_4 = \frac{\text{Área pico muestra} \times \text{C.E} \times (\text{V}_{\text{gas}} + \text{V}_{\text{H}_2\text{O}} + 0.1)}{\text{Área pico estándar} \times \text{Vol inyectado}} \bigg/ \Delta t$$

$$\text{N}_2 \text{ fijado} = \text{TRA} / 3$$

Donde:

C. E= coeficiente del estándar de etileno expresado en nmol/L  
 V gas= volumen de la fase gaseosa en el frasco de incubación  
 V H<sub>2</sub>O= volumen de agua incubada (o de sedimento, según sea el caso)  
 0.1= coeficiente de Bunsen para el etileno a la apropiada salinidad y temperatura (Flett et al. 1976)  
 Vol. inyectado de la fase gaseosa inyectada en el cromatógrafo de gases (100 µl)  
 Δt= tiempo de incubación  
 3= Factor teórico de conversión de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> a N<sub>2</sub> para el sistema estudiado (Postgate 1982).

*Fijación de Nitrógeno total* = Autótrofa (luz) + Heterótrofa (oscuridad)

### 3 RESULTADOS

Durante los muestreos (noviembre, febrero y junio) en diferentes épocas del año la fluctuación de los parámetros físicos y químicos varió considerablemente en las diferentes zonas de la laguna. La salinidad promedio registrada en la columna de agua (tabla 1) fue relativamente alta ( $\approx 23.7 \pm 10.8$  ‰), las concentraciones promedio de oxígeno en los diferentes muestreos varió entre  $5.13 \pm 2.3$  y  $6.9 \pm 1.73$  mg/L, la variación en el pH fue mínima, manteniéndose generalmente la neutralidad en el agua de fondo y la temperatura fluctuó entre 20 y 31 °C.

**Tabla 1.** Valores obtenidos de los parámetros físicos y químicos en el agua de fondo en los diferentes sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados.

Estación	O <sub>2</sub> disuelto (mg/L)			Temperatura (°C)			pH			Salinidad (‰)		
	Nov	Feb	Jun	Nov	Feb	Jun	Nov	Feb	Jun	Nov	Feb	Jun
Costa Norte	4.42	5.25	5.72	25	27	31	7.40	6.86	7.63	14.50	24	30
Punta Levisa	5.57	10.10	6.02	26	28	31	7.68	7.41	7.66	17.25	29	32
Sábalo	5.63	6.06	0.60	25.3	27	32	7.05	6.89	7.53	12.00	12	32
Frente al cocal	7.98	7.27	6.72	24	25	29	7.74	7.35	8.00	28.00	31	33
La Palma	7.47	5.86	6.22	25	24	29	6.97	6.34	7.27	0.20	5	32
La Boya	6.65	6.87	5.52	20	21	30	7.70	8.39	7.44	25.00	37	32

Nov = noviembre, Feb = febrero, Jun = junio

El potencial de óxido reducción en agua de fondo se mantuvo electropositivo en la mayoría de las estaciones ( $37.2 \pm 128.4$  mV), mientras que en el sedimento la variación fue mayor (12 a -45 mV). El sedimento se caracterizó por ser en su mayoría areno-limosos, con una concentración promedio de carbono orgánico de  $1.73 \pm 1.5\%$ , presentando los mayores porcentajes en aquellas estaciones que se encuentran bajo la influencia de los ríos, por lo que el acarreo de sedimento hacia el interior de la laguna fue mayor en comparación al resto de las estaciones (tabla 2).

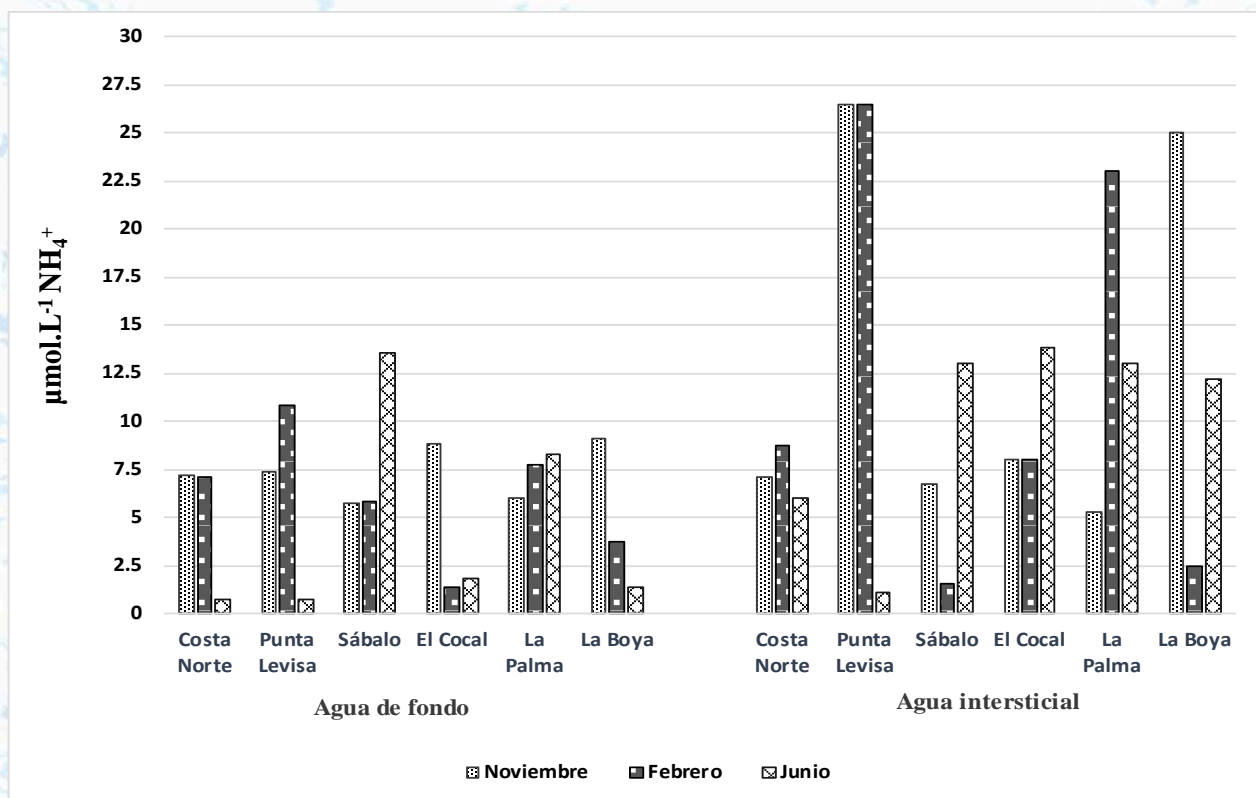
**Tabla 2.** Caracterización física y química del sedimento y potenciales de óxido-reducción registrados en los diferentes sitios de muestreo durante los tres muestreos realizados (media ± DE).

Estación	M O (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Eh agua de fondo (mV)	Eh sedimento (mV)
Costa Norte	$1.4 \pm 0.8$	$3.0 \pm 2.8$	$9.0 \pm 7.6$	$87.5 \pm 9.8$	$42.6 \pm 92.3$	$30.4 \pm 98.9$
Punta Levisa	$0.6 \pm 0.5$	$8.4 \pm 8.8$	$3.6 \pm 3.1$	$80.7 \pm 22.1$	$55.6 \pm 241.7$	$126.5 \pm 232.5$
Río Sábalo	$3.8 \pm 1.9$	$4.2 \pm 0.9$	$23.2 \pm 20.7$	$70.3 \pm 25$	$88.9 \pm 28.3$	$64.3 \pm 44.9$

Frente Cocal	$0.8 \pm 0.5$	$6.8 \pm 6.0$	$13.7 \pm 5.2$	$74.1 \pm 19$	$55.8 \pm 95.9$	$9.13 \pm 50.6$
Río La Palma	$1.8 \pm 1.6$	$8.2 \pm 9.6$	$6.1 \pm 2.3$	$78.4 \pm 22$	$68.9 \pm 77.7$	$86.8 \pm 53.8$
La Boya	$2.1 \pm 1.3$	$5.9 \pm 4.5$	$10.05 \pm 4.74$	$79.6 \pm 16$	$-71.35 \pm 160.1$	$-83.8 \pm 222.08$

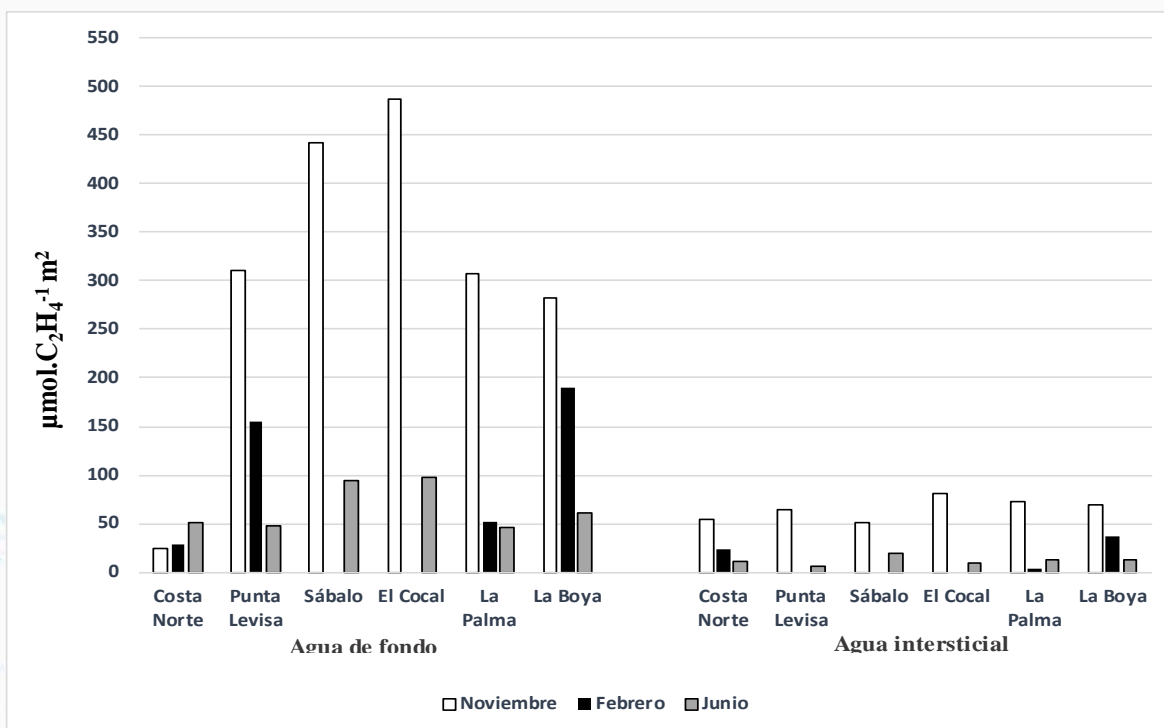
En cuanto a las concentraciones de amonio en agua de fondo, la concentración media fue de  $6.0 \pm 3.8 \mu\text{mol l}^{-1} \text{N-NH}_4^+$ ; la concentración más baja se encontró en las estaciones Costa Norte y Punta Levisa ( $0.71 \mu\text{mol/L N-NH}_4^+$ ) durante el muestreo realizado en junio, la concentración más alta fue en la estación Río Sábalo ( $13.57 \mu\text{mol/L N-NH}_4^+$ ) (figura 2). En los dos muestreos restantes la fluctuación en la concentración de amonio no fue significativa entre los diferentes sitios.

En el agua intersticial del sedimento, la mayor concentración de amonio fue de  $26.45 \mu\text{mol/L N-NH}_4^+$  en la estación Punta Levisa, tanto en el muestreo de noviembre como en el de febrero; la concentración más baja se obtuvo en febrero en la desembocadura del Río Sábalo ( $1.54 \mu\text{mol/L N-NH}_4^+$ ) (figura 2).



**Figura 2.** Concentraciones de  $\text{N-NH}_4^+$  en agua de fondo y en el agua intersticial de los sedimentos durante los tres muestreos realizados.

La actividad de la nitrogenasa fue detectable en todos los sitios y temporadas, siendo mayor en el agua de fondo con fluctuaciones que van de 486.9, 182.6 y  $94.7 \mu\text{mol C}_2\text{H}_4 / \text{L/h}$  en los muestreos de noviembre de 2004, febrero y junio de 2005 (figura 3) en las estaciones ubicadas frente al Cocal, Arroyo la Boya y el Río Sábalo, respectivamente. En los sedimentos la tasa más alta fue en los mismos meses arriba señalados con concentraciones que van de 81.7, 35.4 y  $20 \mu\text{mol C}_2\text{H}_4 / \text{m}^2 / \text{h}$  (figura 3).



**Figura 3.** Variación de la tasa de fijación de N<sub>2</sub> en el agua de fondo (a) y en el sedimento (b) durante los tres muestreos realizados.

#### 4 DISCUSIÓN

Un análisis de correlación mostró relaciones marginales entre la tasa de fijación de N<sub>2</sub> y algunas variables físicas y químicas. Se observó que la actividad de la Nitrogenasa podría estar siendo afectada por las altas concentraciones de arenas presentes en los sedimentos de todas las zonas muestreadas dentro de la laguna ( $r=-0.66$ ), mientras que el porcentaje de arcillas parecen tener una influencia positiva sobre esta actividad ( $r=0.59$ ). Los cambios de temperatura (aguas más frías en noviembre-febrero y más caliente en junio) inhiben la actividad de la nitrogenasa ( $r=-0.64$ ). El proceso de fijación biológica del nitrógeno/reducción de acetileno durante el muestreo de noviembre, varió entre 26.92 y 486.88  $\mu\text{mol C}_2\text{H}_4/\text{L}/\text{h}$  en agua de fondo, y entre 52.69 y 81.74  $\mu\text{mol C}_2\text{H}_4/\text{m}^2/\text{h}$  en sedimento.

En noviembre, se observó que el proceso de fijación biológica de N<sub>2</sub> en agua de fondo pudo verse influenciada positivamente por la concentración de oxígeno ( $r=0.69$ ) y de manera marginal por el Eh ( $r=0.51$ ). A pesar que en algunas estaciones de muestreo la concentración de oxígeno en el agua de fondo fue alta, con valores de Eh altamente electropositivos, es sabido que en presencia de oxígeno los microorganismos diazotrofos producen un considerable poder reductor para proteger a la nitrogenasa del oxígeno (Pérez y Torralba, 1997).

En los sedimentos, se observó que la actividad nitrogenasa se ve beneficiada por las bajas concentración de amonio presente en el agua fondo ( $r=0.54$ ) y por las concentraciones de oxígeno presente en el agua de fondo ( $r=0.92$ ). En junio de 2005, la tasa de fijación no mostró grandes fluctuaciones en las diferentes estaciones de muestreo como se observó durante los meses de noviembre y febrero, pero sus valores estuvieron muy por abajo de los obtenidos en estos meses. La tasa promedio fue de  $58.72 \pm 19.5 \mu\text{mol C}_2\text{H}_4/\text{L}/\text{h}$  en el agua de fondo; donde la mayor tasa de fijación se detectó en la estación ubicada en la desembocadura del Río el Sábalo ( $94.7 \mu\text{mol C}_2\text{H}_4/\text{L}/\text{h}$ ) coincidiendo con las mayores concentraciones de materia orgánica (3.4 % Corg) y la mínima en la estación del Río la Palma ( $38.53 \mu\text{mol C}_2\text{H}_4/\text{L}/\text{h}$ ).

Aunque investigaciones realizadas por Hebst (1998) demostraron que la salinidad es un inhibidor del proceso de fijación de  $N_2$ , en esta investigación no se encontró evidencia de lo anterior a pesar de que las salinidades registradas durante las diferentes estaciones del año fueron de alrededor de 30 ‰.

En los alrededores de la laguna se ha cambiado el uso de suelo para diversas actividades económicas como la agricultura y la ganadería, existen poblaciones (en el embarcadero y el Real) que no cuentan con un sistema de drenaje, vertiendo sus aguas residuales a la laguna; por otro lado, la deforestación del mangle nativo para ocupar las tierras en actividades agropecuarias ha provocado que por escorrentía se presenten un exceso de compuestos nitrogenados y materia orgánica. En esta investigación se observó que en los sitios en donde hubo un exceso de nitrógeno principalmente de  $NH_4^+$  ya sea acarreado por los ríos o en sitios deforestados (Río el Sábalo y frente al Cocal), fueron bajas las tasas de fijación de nitrógeno. Esto puede ocasionar inmovilización de nitrógeno rompiendo con los flujos de formas nitrogenadas de los sedimentos hacia la columna de agua (Medina-Galván et al. 2019).

Por el contrario, se observó que en las zonas de manglar (Costa Norte, la Palma y Punta levisa) se presentaron las mayores tasas de fijación de nitrógeno (figura 3); lo anterior coincide con lo reportado por Angeles-Vázquez (2007) que estimaron la fijación de nitrógeno por el mismo método (reducción de  $C_2H_4$ ) en un ecosistema de manglar (laguna de Sontecomapan) y en un sistema eutrofizado (Lago de Xochimilco), encontrando igualmente, que la mayor tasa de reducción del  $N_2$  se encontró en zonas de manglar ( $65 \mu\text{mol } C_2H_4/L/h$ ) y la menor en la columna de agua eutrofizada del lago de Xochimilco ( $0.60 C_2H_4/L/h$ ).

Lo anterior hace necesario considerar estudiar el impacto que la contaminación por actividades antropogénicas (p. ej. exposición prolongada a metales pesados, hidrocarburos, aceites, pesticidas) podría tener en las tasa de fijación de  $N_2$ , y de desnitrificación, principalmente en lagunas costeras, ya que al ser hábitats en donde convergen ecosistemas terrestres y acuáticos, las hacen vulnerables a una ruptura en los flujos de nitrógeno, lo puede causar un desequilibrio entre los procesos de producción, respiración y mineralización, ocasionando una pérdida en su valor ecológico y un rompimiento de las redes tróficas.

## 6. Literatura citada

Angeles-Vázquez JR. 2007. Caracterización e identificación bioquímica y molecular de bacterias heterótrofas bentónicas con metabolismo respiratorio microaerófilico y capacidad de fijar  $N_2$ . Tesis de Maestría, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. México 80 pp.

Aminot A. y Chaussepied M. 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO (Ed.), Brest.

Calva L.A., Botello V.B. y Ponce G.V. 2005. Composición de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de la laguna de Sontecomapan, Ver, México. Hidrobiológica 15(1): 97-108

Capone D. G. 1993. Determination of nitrogenase activity in aquatic samples using the acetylene reduction procedure. *En*: Kemp, F. P., F. B. Sherr, B. E. Sherr & J. J. Cole (eds). Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis Publishers. Boca Raton, Fla.

Dilworth, M. J. 1966. Acetylene reduction by nitrogen-fixing preparations from *Clostridium pasteurianum*. Biochemica et Biophysica Acta 127:285-294.

Eugercios-Silva A.R, Álvarez-Cobelas M. y Montero G.E. 2017. Agricultural nitrogen impacts on aquatic ecosystems. Ecosistemas 26 (1): 37-44. Doi.: 10.7818/ECOS.2017.26-1.06.

Flett R.J., Hamilton R.D. y Campbell N.E.R. 1976. Aquatic acetylene-reduction techniques: solutions to several problems. Canadian Journal of Microbiology 22: 43-51.

Gómez L., Larduet Y. y Abrahantes N. 2001. Contaminación y biodiversidad en ecosistemas acuáticos. El fitoplancton de la Bahía de Santiago de Cuba. Revista de Investigaciones Marinas 22(3):191-197.

Gaudette H.E., Flight W.R., Turner L. y Folger D.W. 1974. An inexpensive tritiation method for the determination of organic carbon recent sediments. *Journal Sediments Petrology* 44 (1): 249-253.

Hebst, D.B. 1998. Potential salinity limitations on nitrogen fixation in sediments from Mono Lake, California. *International Journal of Salt Lake Research* 7: 261-274

Holme, N.A. y McIntyre A.D.. 1984: *Methods for study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

McGlathery K. J., Risgaard-Petersen N. y Christensen P.B. 1998. Temporal and spatial variation in nitrogen fixation activity in the eelgrass *Zostera marina* rhizosphere. *Marine Ecology Progress Series* 168:245–258.

Medina-Galván, J., Audelo-Naranjo, J.M. y Arreola-Lizárraga, J.A. 2019. The importance of monitoring biogeochemical processes in coastal lagoons: Estero El Soldado Protected Natural Area as a case study. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*. 27 (77): 12-18. e-ISSN 2521-9758

Munn, C.B. 2004. *Marine Microbiology. Ecology and applications*. Bios Scientific Publisher, Londres. 282 p.

Moran-Villa V.L. 2007. *Influencia de los parámetros físicos y químicos sobre las tasas de fijación de nitrógeno atmosférico y de desnitrificación en la laguna de Sontecomapan, Veracruz*. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. México.

Niño J. P. y Guillot G.G. 2004. Variación espacio temporal de las tasas de sedimentación del nitrógeno y fósforo en el seston del embalse del Neusa, Colombia. *Actualidades Biológicas* 26(80): 39-49

Postgate, J.R. 1982. *The fundamentals of nitrogen fixation*. Cambridge University Press, London.

Pérez, S. y Torralba, A. 1997. *La fijación del Nitrógeno por los seres vivos*. Seminario Fisiología Vegetal, 21.01. Facultad Biología Oviedo, España. 21 p.

Seitzinger, S. P. y Garber J.H. 1987. Nitrogen fixation and  $^{15}\text{N}_2$  calibration of the acetylene reduction assay in coastal marine sediments. *Marine Ecology Progress Series* 37:65-73.



## **ID-46: LOS RETOS DE LA GESTIÓN EN EL USO DEL AGUA DE LA ACUACULTURA MEXICANA**

Gabriel Esquivel López<sup>a</sup>, Laura Celina Ruelas Monjardín<sup>b</sup> y Mariana Villada Canela<sup>c</sup>

<sup>a</sup>Consultor independiente, Veracruz, Veracruz, ispa.gabrielesquivel@gmail.com

<sup>b</sup>Instituto Tecnológico Superior de Xalapa, Xalapa, Veracruz, laura.ruelas@itsx.edu.mx

<sup>c</sup>Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, mvilladac@uabc.edu.mx

### **RESUMEN**

La acuicultura depende del agua para su desarrollo. Aun así, gran parte del sector acuícola se encuentra en situación legal irregular en cuanto al uso y la disposición del agua. Esto supone una forma de vulnerabilidad tanto a las fuentes de abastecimiento como a los cuerpos receptores de las descargas, que en consecuencia, alteran la calidad del agua, así como a otros usuarios, tales como los del sector alimentario. En México, la acuicultura aportó 243.3 Mt de alimentos en el 2017, lo que la sitúa como un sector estratégico en la provisión de alimentos. En este sentido, el objetivo del presente estudio fue analizar los retos que enfrenta el desarrollo de la acuicultura, respecto al uso y disposición del agua. Para ello, se realizó una revisión documental sobre la situación en el país, considerando el marco legal aplicable, los estudios y reportes técnicos y periodísticos sobre la problemática del agua en el sector acuícola. Los resultados muestran que el crecimiento de la acuicultura varía con el tipo de agua en que se realiza: dulce, salobre o marina. Las primeras dos se regulan por la Ley de Aguas Nacionales (LAN), y apenas representan el 35% de la producción acuícola. Además, se encontraron evidencias en varios estados del país sobre la situación irregular de la concesión de agua de uso acuícola, de costos elevados en permisos para el pequeño productor y multas de la autoridad en distintas regiones. Bajo el marco regulatorio actual del Estado y las conductas irresponsables en descargas de contaminantes al agua, se compromete la gestión sustentable de los recursos hídricos y la autosuficiencia alimentaria a la que contribuye la acuicultura. Entre los retos encontrados resaltan los cambios legislativos por transición política, el uso no consuntivo, la sobreconcesión, las políticas diferenciadas, la regionalización y la calidad de agua. Se concluye con la necesidad de desarrollar una estrategia innovadora para el registro, monitoreo y vigilancia en el uso del agua para el sector acuícola, que permita mejorar la regulación, la administración y la actualización de las bases legales y normativas, a fin de regularizar de forma sustentable al sector informal.

**Palabras clave:** Alimentos, cuencas y efluentes.

### **1 INTRODUCCIÓN**

#### **Situación alimentaria en México**

En México existen diferentes actividades económicas que abastecen de alimentos a la sociedad. Entre los principales sistemas de producción primaria de alimentos están la agricultura, la ganadería y la pesca. De esta última se ha derivado la acuicultura, que destaca por su contribución alimentaria e impactos socioeconómicos, tales como la generación de empleos, autoempleos e ingresos económicos para una población de 56,250 personas tan sólo en sistemas controlados, equivalente al 19% de la población total del sector pesquero.

En términos de alimentación, Levario (2018), señala que la inseguridad alimentaria severa de México pasó del 10.8% al 8.7% en el período de 2010-2015. Por su parte, el Banco Interamericano de Desarrollo (BID, 2019), con base en el indicador Escala de Experiencia de Inseguridad Alimentaria (FIES por sus siglas en inglés), que mide el acceso a los alimentos y que complementa el indicador de prevalencia de desnutrición, muestra que para el período 2014-2016, México presentó valores menores al 5% del indicador FIES. No obstante, los datos presentados por Levario muestran que, a lo largo del territorio nacional, la inseguridad alimentaria se presenta bajo diferentes grados (leve, moderado y severo), y su porcentaje respecto a la población total de los mexicanos se redujo del 44.3% al 41.7% para el mismo periodo.

Se estima que la región de América Latina y el Caribe tiene un déficit alimentario promedio de 78 kcal per cápita por día. En el caso de México, se necesitan 29 kcal para que la población desnutrida supere esta condición (BID,

2019). De ahí que la acuicultura se posicione como una alternativa alimentaria. El pescado aporta, por término medio, de 20 a 30 kcal per cápita, aunque en los países con mayor dependencia de este producto, se alcanzan niveles de hasta 180 kcal (FAO, 2007). En términos per cápita, el consumo de pescado aumentó de 9 kg en 1961 a 20.2 kg en 2015, a una tasa media de aproximadamente un 1.5% al año. En 2015, el pescado representó alrededor del 17% de la proteína animal consumida por la población mundial. Además, el pescado proporcionó casi un 20% del aporte medio de proteína animal per cápita a unos 3,200 millones de personas (FAO, 2018). En total, la acuicultura en México ha contribuido con 243.3 Mt de alimentos al 2017 (FAO, 2019). Las principales especies fueron la tilapia, la trucha y el camarón (Conapesca, 2017). Estas especies presentan una aportación de 196, 135 y 144 kcal, respectivamente por cada 100 gr consumidos (Toledo-Pérez y García-Capote, 2000), mostrando así, la importancia que pueden tener en la nutrición humana.

### **Situación legal del agua y la acuicultura**

El Estado tiene la facultad de garantizar la salvaguarda de los recursos naturales, tales como el agua, pero también el abasto de alimentos en el país (DOF, 1917). El uso del agua en la acuicultura es regulado por la Comisión Nacional del Agua (Conagua) y la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (Conapesca) regula la acuicultura. Estas instancias dependen de dos secretarías, la de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) y la de Agricultura y Desarrollo Rural (Sader), y tienen en común, el fin público de garantizar que los recursos naturales satisfagan las necesidades de las futuras generaciones y la soberanía alimentaria de las actuales. Sin embargo, la diferencia en perspectivas, la primera, conservacionista, y la segunda, productivista, dificulta la gestión del uso del agua de manera sustentable.

### **Justificación**

El reconocimiento de los beneficios de la acuicultura, se ha dado a la par de la minimización de los impactos ambientales generados a lo largo de su desarrollo, en donde se soslaya el marco regulatorio de la LAN y la problemática que genera su incumplimiento. De ahí que, al día de hoy, existan inconformidades con el uso legal del agua para la actividad, que si bien han logrado reformas legislativas como la de 2016 al otorgar títulos de concesión, de fondo no se ha solucionado el problema, por lo que la tendencia sigue con propuestas al marco legal “ad hoc” a los intereses de los acuicultores. De este modo, el objetivo del presente estudio fue analizar los retos que enfrenta el desarrollo de la acuicultura nacional, respecto a la gestión del uso del agua y su descarga a bienes nacionales.

## **2 MATERIALES Y MÉTODOS**

El presente estudio se realizó en tres fases. La primera consistió en generar una base de datos sobre indicadores que muestren la importancia de la acuicultura en el territorio nacional: 1) número de granjas, 2) volumen de producción, y 3) superficie de cultivo, utilizando como fuentes de información las publicaciones del Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca de los períodos de 1980-2017. En la segunda fase se generó una base de datos con la información contenida en las Estadísticas del Agua en México, que es una publicación anual de la Conagua de los años 2000 al 2018. En la última fase se realizó una revisión documental sobre la problemática que enfrenta la actividad acuícola en el país con respecto al uso del agua. Se retomaron los problemas clave para su posterior análisis, conforme a las situaciones identificadas en la acuicultura y el uso del agua.

## **3 RESULTADOS**

### **Situación de la acuicultura**

Oficialmente existen un total de 9,230 granjas acuícolas comerciales distribuidas en el territorio nacional, del 2012-2017 y únicamente se tienen registrados 10 centros acuícolas federales que sirven para el abasto del insumo animal. La importancia de la actividad en el territorio se puede clasificar por: 1) número de granjas acuícolas, 2) volumen de producción y 3) superficie. Cada una enfrenta diferentes retos. Es decir, desde el punto uno se podría observar el problema de acceso a la concesión, dado que ésta se da por unidad de producción; desde el punto dos se podrían observar los problemas de contaminación, considerando que el grado de producción se ha utilizado para estimar los efluentes por la eutrofización de las aguas; y bajo el punto tres, se podrían observar los estados en donde se utiliza mayor volumen de agua, por la superficie productiva reportada.

De acuerdo con el primer punto, las granjas se distribuyen en el litoral del Pacífico, en las entidades sin litoral y el Golfo y Caribe, en un 35%, 34% y 31%, respectivamente. Por su parte, en el punto dos, el volumen producido se concentra en un 89.5% en el Pacífico, y el 7.2% y 3.2% en las entidades sin litoral, y el Golfo y Caribe. Mientras que, en el punto tres, la superficie de cultivo se concentra en un 73.8% en el Pacífico, el 15.7% en el Golfo y Caribe, y 10.4% en las entidades sin litoral (Cuadro 1).

**Cuadro1.** Participación regional acuícola por número de granjas, volumen de producción y superficie.

<i>Regionalización</i>	<i>Número de granjas</i>	<i>Volumen de producción (t)</i>	<i>Superficie (ha)</i>
Litoral Del Pacífico	35%	89.5%	73.8%
Entidades Sin Litoral	34%	7.2%	10.4%
Litoral Del Golfo Y Caribe	31%	3.2%	15.7%

**Fuente:** Elaboración propia con datos de Conapesca (2017).

Bajo un análisis de los principales diez estados con mayor número de granjas, producción y superficie, la participación regional acuícola se mantuvo con un 76.3%, 85.7% y 94.3%, respectivamente. Tan sólo Veracruz destaca por tener el 24.7% de las granjas. Sinaloa y Sonora disponen del 35.5% de la producción y el 63.4% de la superficie productiva nacional (Cuadro 2).

**Cuadro2.** Principales estados acuícolas por número de granjas, volumen de producción y superficie.

<i>Posición</i>	<i>Número de granjas</i>	<i>Volumen de producción (ton)</i>	<i>Superficie (ha)</i>
1	Veracruz: 2,281	Sonora: 71,810	Sinaloa:47,397
2	México: 941	Sinaloa: 71,737	Sonora: 26,105
3	Sinaloa: 773	Jalisco: 42,985	Guerrero: 9,206
4	Morelos: 622	Veracruz: 33,930	Nayarit: 7,290
5	Puebla: 458	Michoacán: 33,768	Baja California: 5,381
6	Hidalgo: 421	Chiapas: 26,536	México: 4,749
7	Jalisco: 418	Nayarit: 21,010	Jalisco: 4,250
8	Oaxaca: 409	Tabasco: 20,020	Oaxaca: 1,805
9	Michoacán: 404	México: 14,299	Tamaulipas: 1,646
10	Guerrero:312	Baja California Sur: 10,755	Hidalgo: 1,432
Participación (%)	76.3%	85.7%	94.3%

**Fuente:** Elaboración propia con datos de Conapesca (2017).

En la tercera clasificación se identificaron las tres principales especies cultivadas, resultando que las granjas de tilapia, trucha y camarón, representan el 85.6% del total. Estas especies disponen del 92.6% de la superficie productiva, repartidas en un 74.6% camarón, 13.6% tilapia y 4.5% trucha. En cuanto al volumen de producción, el 81.5% se concentra en tres especies: 37.8% es tilapia y 31.9% camarón, en el tercer sitio destaca el ostión con 11.8% y, en este caso, la trucha no es representativa (2.1%).

**Cuadro3.** Principales especies acuícolas por número de granjas, volumen de producción y superficie.

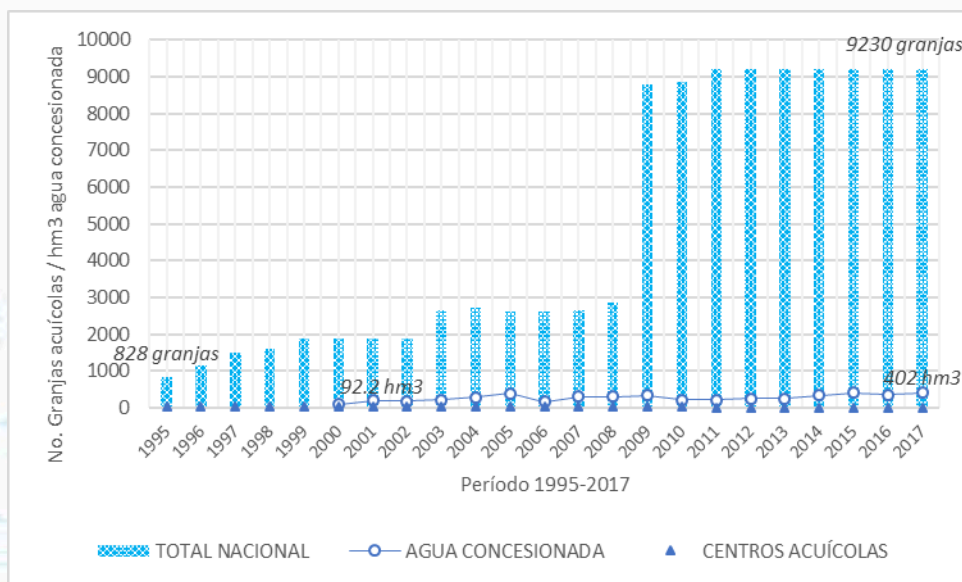
<i>Posición</i>	<i>Número de granjas</i>	<i>Volumen de producción (t)</i>	<i>Superficie (ha)</i>
1	Tilapia: 4,623	Tilapia: 152,840	Camarón: 86,438
2	Trucha: 1,834	Camarón: 129,049	Tilapia: 15,763
3	Camarón: 1,447	Ostión: 47,877	Trucha: 5,185
Participación respecto al total nacional (%)	85.6%	81.5%	92.6%

**Fuente:** Elaboración propia con datos de Conapesca (2017).

### Situación del uso del agua en la acuicultura

La Conapesca no tiene datos públicos donde se registre la disposición total del uso del agua que hacen los acuicultores. El Registro Nacional de Pesca y Acuicultura (RNPA) no permite identificar las formas e

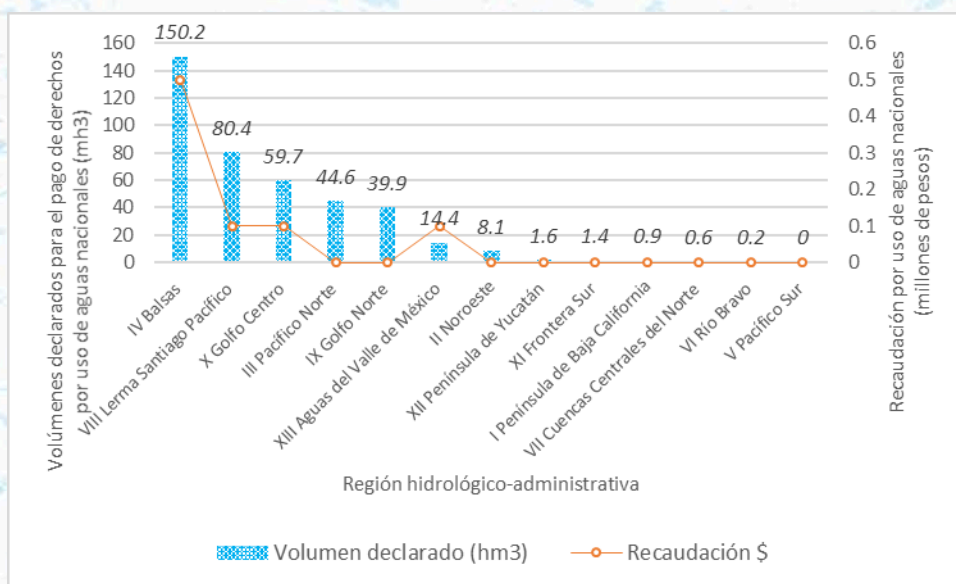
indicadores de uso del agua y disposición. Si bien existen otros instrumentos que podrían coadyuvar con esta identificación del agua, como las cartas acuícolas estatales que manejan los comités de sanidad acuícola, se desconoce la totalidad de la información generada, porque no se encuentran publicadas, debido a la situación del uso ilegal del agua que realizan los acuicultores. Además, existen instrumentos como el ordenamiento acuícola, aunque con la misma disfuncionalidad, al no poner los resultados para la consulta pública, ni adicionarlos a la Carta Nacional Acuícola. Las Estadísticas del Agua en México, muestran que al 2017, se tenían 1,159 hm<sup>3</sup> de agua concesionada para esta actividad. Esto equivale al 0.4% del total concesionado, declarando un volumen para el pago de derechos de 92.2 hm<sup>3</sup> a 402 hm<sup>3</sup> del período 2000-2017 (Fig. 1) (Conagua, 2018).



**Figura 1.** Granjas acuícolas comerciales y volúmenes declarados para el pago de derechos.

**Fuente:** Conapesca (2017) y Conagua (2008 y 2018).

Este volumen de agua declarado, distribuido en las 13 regiones hidrológico-administrativas de la Conagua, muestra el orden de importancia que tiene la acuicultura legal en el país. En el primer sitio se encuentra la región de El Balsas, seguida del Lerma Santiago Pacífico y el Golfo Centro (Fig. 2).



**Figura 2.** Granjas acuícolas comerciales y volúmenes declarados para el pago de derechos

**Fuente:** Conagua (2018).

Para cuantificar el tipo de agua utilizada en la acuicultura, la FAO (2019) calcula, con base en la estadística de la producción reportada por la CONAPESCA, el tipo de agua biológicamente útil para las diferentes especies, clasificándola en agua dulce, salobre o marina (Fig. 3), donde podemos apreciar que en los últimos dos años reportados, 2016 y 2017, la producción varía con respecto al tiempo, principalmente entre las aguas marinas y salobres.



**Figura 3.** Producción acuícola por tipo de agua utilizada en México en los últimos años reportados: 2016-17.

**Fuente:** FAO (2019).

### Problemas identificados

a) Cumplimiento a la LAN: Se identificó un problema de incumplimiento a varias disposiciones u obligaciones que deben tener los acuicultores por el uso del agua, tal es el caso de la concesión, el pago de derechos por el uso del agua y las descargas de aguas residuales. En el caso de Hidalgo y Veracruz, Velasco-Amaro *et al.*, (2012) y Esquivel *et al.*, (2016a), al estudiar los problemas con el uso legal del agua en la actividad, encontraron que existen incumplimientos a las disposiciones de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), que dificultan la obtención de la concesión, debido a que el permiso del impacto ambiental es requisito para su otorgamiento, dejando en desventaja al sector informal.

Esta situación ha generado una percepción entre los acuicultores, en cuanto a que su actividad está sobre regulada por Semarnat y Conagua. Así lo muestran los diversos reportes periodísticos en Veracruz, Sinaloa, Sonora, Nayarit, Puebla, entre otras entidades. Sin embargo, los avances sobre este estudio, apuntan a que, en realidad, fue el abandono de la política ambiental por parte del sector de la acuicultura, lo que ocasionó que el marco legal en materia ambiental se volviera difícil de cumplir por la falta de atención a las políticas diferenciadas. Esto lo presentaron Esquivel *et al.*, (2016), al mostrar cómo la regulación vinculada del impacto ambiental y la concesión de agua representan costos elevados para la pequeña acuicultura.

Para dimensionar la gravedad de la problemática, se puede apreciar en la figura 1, el contraste entre el número de las granjas acuícolas y el volumen de agua concesionada. Si se toma el ejemplo de la región Golfo Centro, que fue estudiada por Esquivel (2016), se podría apreciar que la zona sur, si bien es una región que tiene un mejor cumplimiento de la legislación sobre el uso del agua (en el tercer sitio) (Fig. 2), los datos presentados muestran hasta un 95% de incumplimiento de los acuicultores de esa zona.

Otra consecuencia más del incumplimiento a la LAN, son las multas generadas por la Conagua que se reportan excesivas, rebasando en algunos casos el valor de las granjas acuícolas.

b) Calidad del agua: Se identificó que existe un amplio debate en cuanto a que si la acuicultura contamina o no. En este aspecto, Velasco-Amaro *et al.* (2012) estimaron las descargas de aguas residuales en los distritos de desarrollo rural de Hidalgo, y destacan que si las descargas de las granjas, cuya producción rebasa las 10 ton, confluyen en un mismo sitio, afectarían significativamente los ecosistemas acuáticos por la eutrofización de las aguas. Por su parte, Sosa-Villalobos *et al.* (2016) advirtieron de los mismos impactos en la acuicultura nacional.

A pesar de estas evidencias, siguen existiendo posturas dentro del gremio sobre el hecho de que la acuicultura no contamina y, por ende, se hacen propuestas legislativas para quitar la obligación de regular las descargas de aguas residuales. Lo anterior resultaría en un retroceso, ya que el sector nunca ha sido regulado en su totalidad y, recientemente, organismos internacionales han clasificado a la acuicultura como una actividad que aporta contaminantes a los cuerpos de agua (FAO e IWMI, 2017).

La calidad del agua que necesita la actividad para producir los alimentos sanos e inoocuos es otro factor al que se enfrenta el sector, reportándose afectaciones por la calidad del agua en que se encuentran los cuerpos de aguas. No obstante, si bien es cierto, este tema sale a la luz por el rigor que tiene la Conagua sobre los acuacultores, que por un lado les exige cumplir la ley, pero no vigila de forma similar a otros usuarios, lo que genera que los acuacultores demanden una igualdad de condiciones como las tiene el sector agrícola, en donde una de ellas es la de tener menor vigilancia en los efluentes de la acuicultura, por argumentar que contaminan menos. Cabe señalar que en el caso de la acuicultura establecida en sistemas suspendidos en el agua, no se regula calidad del agua como sí sucede en los sistemas establecidos en tierra.

c) Marco regulatorio: Se identificó una serie de demandas para cambiar la LAN desde hace 10 años atrás, que paulatinamente cobró fuerza a partir del 2014 y 2016 (DOF, 2014 y 2016), primero lo hizo la Conapesca al atender una de las principales demandas del sector, quienes justificaban que por no tener el permiso del agua, quedaban fuera de la posibilidad de obtener recursos. De esta forma surge el apoyo a la pequeña acuicultura, bajo el concepto de acuicultura rural en la Ley General de Pesca y Acuicultura Sustentable (LGPAS), y en las reglas de operación de la Sader. Posteriormente, se modificó el grado de prelación del uso del agua en la actividad dentro de la LAN, pasando de la 8va a la 5ta posición, y con la creación del aprovechamiento de paso para la acuicultura. Aunque a 3 años de estos cambios, no se han realizado las modificaciones reglamentarias. No obstante, siguen existiendo propuestas para quitar la obligatoriedad del permiso de descarga de agua residual.

#### **4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES**

##### **Retos**

México atraviesa periodos de transición política, generando incertidumbre en el marco legislativo en materia de aguas, por la anunciada Ley General de Aguas (GP, 2015), que entre sus propuestas vislumbra cambios al régimen del agua sobre la acuicultura en algunas de las modificaciones recientes a la LAN en el 2016, es decir, si bien conserva la 5ta. posición de la prelación, no considera el aprovechamiento de paso (Art. 3 fracción VII Bis) que pretendía darle un lugar al uso no consuntivo del agua en la actividad.

La administración del uso del agua en la actividad acuícola, a pesar de ser un uso no consuntivo reconocido en el mundo, en nuestro país, la CONAGUA aún lo clasifica como uso consuntivo, agrupándolo al sector agrícola en los rubros agropecuarios y múltiples, representando sólo el 1.7% del volumen del agua concesionado a ese sector.

Se vislumbran problemas de sobreconcesión al momento en que se decida regularizar la actividad, debido a que, como se muestra en la figura 1, existe un alto número de granjas acuícolas y muy bajas cantidades de agua concesionada.

La regionalización es un elemento clave para la administración eficiente del agua en la acuicultura. En este sentido, se identificó que la región utilizada por CONAPESCA en el fomento de la actividad, se ha orientado por su ubicación geográfica por litoral (pacífico, sin litoral y golfo y caribe), debido a la importancia que se le ha dado al sector pesquero, en menoscabo al de la acuicultura, y a partir del 2012 con las Oficinas Regionales de Pesca y Acuicultura (ORPAS) para su apoyo administrativo. Por su parte, las regionalizaciones utilizadas por CONAGUA, administrativas (regiones hidrológico administrativas) y ambientales (por cuencas y acuíferos), son distintas a las que maneja la CONAPESCA y, por lo tanto, no existen instrumentos legislativos que coordinen las acciones para su desarrollo ordenado y concertado.

Las diferentes perspectivas respecto a la calidad del agua en la actividad, demanda la generación de estudios confiables sobre el impacto que tienen los diferentes sistemas productivos sobre los cuerpos de agua, en sus diferentes especies cultivadas, artes de cultivo y espacios producidos. De manera que se puedan identificar los

sistemas con mayor y menor impacto, y orientar políticas diferenciadas. Asimismo, la normativa de descarga de agua residual (NOM-001-SEMARNAT-1996) aplicable a la acuacultura desde hace más de 20 años, no ha establecido parámetros específicos en los diferentes sistemas suspendidos en el agua, o establecidos en tierra.

### **Recomendaciones**

- 1) Los cambios en las leyes de aguas deben velar por un acceso justo a la acuacultura responsable.
- 2) Administrar el uso del agua de la acuacultura como el uso no consuntivo.
- 3) Crear un programa para la regularización de la acuacultura, en materia ambiental y de aguas.
- 4) Priorizarla atención en los principales estados y principales especies cultivadas y producidas de la tabla 1 y 2, que concentran la mayor participación, con el fin de reducir los tiempos de regularización.
- 5) Generar un esquema asequible de regulación en materia ambiental, bajo políticas diferenciadas.
- 6) Adoptar la regionalización e instrumentos que permitan administrar de forma eficiente el agua en la acuacultura, bajo los componentes ambientales, como la Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) y el enfoque de cuencas y acuíferos.
- 7) Adoptar el enfoque de la acuacultura responsable no sólo en el discurso, sino en la práctica, que permita responsabilizar a los acuacultores, en el uso y descarga de las aguas utilizadas.
- 8) Actualizar los parámetros de calidad del agua en las normativas, respecto a los principales contaminantes. Con un monitoreo asequible a los diferentes estratos productivos de la pequeña, mediana y grande acuacultura

### **Conclusión**

Si bien la acuacultura es una actividad importante para el país, se deben mejorar los esfuerzos para facilitar el cumplimiento del uso legal del agua. Al ser un recurso natural de gran demanda para nuestra sociedad, no se deben minimizar sus responsabilidades con el uso y descarga del agua, sino más bien, adoptar el enfoque de la acuacultura responsable de manera directa en la práctica de la actividad. En este sentido, resulta necesario desarrollar una estrategia innovadora para el registro, monitoreo y vigilancia en el uso del agua para el sector acuícola, que permita mejorar la regulación, la administración y la actualización de las bases legales y normativas, a fin de regularizar de forma sustentable al sector informal

### **5. LITERATURA CITADA**

BID (Banco Interamericano de Desarrollo) (2019). Seguridad alimentaria en América Latina y el Caribe. BID. 43p.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) (2008). Estadísticas del Agua en México, 2008.

- (2018). Estadísticas del Agua en México, 2018.

CONAPESCA (Comisión Nacional de Pesca y Acuacultura) (2002). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2002.

- (2003). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2003.

- (2004). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2004.

- (2005). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2005.

- (2006). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2006.

- (2007). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2007.

- (2008). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2008.

- (2009). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2009.
- (2010). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2010.
- (2011). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2011.
- (2012). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2012.
- (2013). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2013.
- (2014). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2014.
- (2015). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2015.
- (2016). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2016.
- (2017). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2017.
- (2018). Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca, 2018.

DOF (Diario Oficial de la Federación) (1917). Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos.

- (2001). Decreto por el que se crea la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca.
- (2014). Ley General de Pesca y Acuacultura Sustentable.
- (2016). Ley de Aguas Nacionales.

Esquivel, L. G. (2016). Influencia de los aspectos regulatorios en el alcance de la sustentabilidad de la acuicultura en Veracruz: hacia una diferenciación de la actividad en sus componentes socioeconómico y ambiental. Tesis de Maestría en Desarrollo Regional Sustentable. El Colegio de Veracruz.

Esquivel, L. G., Ruelas, M. L. C., Reta, M. J. L., Asiain, H. A., y Villada, C. M. (2016). Análisis del costo de gestión ambiental del sector acuícola en Veracruz. En: Innovando el Agro Veracruzano 2016. Frente a los retos de la relación Sociedad-Naturaleza. Gallardo, D. F. 38-70 pp. Veracruz, México. Colegio de Postgraduados.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) (2007). El Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura 2006. FAO. Roma. 198p.

- (2018). El Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura 2018. FAO. Roma. 250p.
- (2019). Visión general del sector acuícola nacional México. En línea: [http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso\\_mexico/es](http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_mexico/es). Fecha de consulta: 03-05-2019.

FAO & IWMI. (2017). Water pollution from agriculture: a global review. Executivesummary, 35p.

GP (Gaceta parlamentaria) (2015). Dictamen en sentido positivo que presentan las Comisiones Unidas de Agua Potable y Saneamiento y de Recursos Hidráulicos de la Cámara de Diputados, con proyecto de Decreto por el que se expide la Ley General de Aguas. LXII Legislatura Cámara de Diputados.

Levario F., A. E. (2018). La seguridad alimentaria como guía de política pública en México. Evaluación cualitativa del caso de la Ciudad de México. Tesis. El Colegio de San Luis.

Sosa-Villalobos, C. A., Castañeda-Chávez, M.R., Amaro-Espejo, I. A., Galaviz-Villa, I., Lango-Reynoso, F. (2016). Diagnosis of the current state of aquaculture production systems with the environment in México. Latin American Journal of Aquatic Research, 44(2): 193-201. DOI: 10.3856 / vol44-issue2-fulltext-1

Toledo-Pérez, S. J. y M. C. García-Capote (2000). Nutrición y alimentación de tilapia cultivada en América Latina y el Caribe. pp 83-137 En: Civera-Cerecedo, R., Pérez-Estrada, C.J., Ricque-Marie, D. y Cruz-Suárez,



L.E. (Eds.) Avances en Nutrición Acuícola IV. Memorias del IV Simposium Internacional de Nutrición Acuícola. Noviembre 15-18, 1998. LaPaz, B.C.S., México.

Velasco A., P., O. Calvario M., G. Pulido F., O. Acevedo S., J. Castro R. y A. D. Román G. 2012. Problemática Ambiental de la Actividad Piscícola en el Estado de Hidalgo, México. Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY. (16) 3:165-174

## **ID-053: RELACIÓN ENTRE LA VEGETACIÓN ACUÁTICA, SEMIACUÁTICA Y DE RIBERA CON VARIABLES HIDROMORFOLÓGICAS Y FISCOQUÍMICAS DE TRES RÍOS DE ALTA MONTAÑA EN EL ORIENTE ANTIOQUEÑO, COLOMBIA.**

BOTERO ÁLVAREZ\_Cristian<sup>a</sup>, AGUIRRE RAMÍREZ\_Néstor Jaime<sup>b</sup>, MONTOYA MORENO\_Yimmy<sup>c</sup>, VÉLEZ MACÍAS\_Fabio de Jesús<sup>d</sup>.

<sup>a</sup> Estudiante M.Sc. Ing. Ambiental, Grupo de investigación Geolimna, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, email: cristian.botero1@udea.edu.co

<sup>b,d</sup> Profesor, Grupo de investigación Geolimna, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, email: nestor.aguirre@udea.edu.co- fabio.velez@udea.edu.co

<sup>c</sup> Investigador, Grupo de investigación Geolimna, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, email: yimmymontoya3@gmail.com

### **RESUMEN**

Colombia cuenta con una abundante riqueza hídrica, particularmente el Oriente Antioqueño presenta una importante oferta de recurso, este es utilizado para diferentes fines, como agropecuarios, industriales y consumo humano principalmente, siendo todos de vital importancia y con gran impacto sobre los diferentes componentes del ecosistema. La vegetación acuática, semiacuática y de ribera, que crece en la zona litoral de lagos, embalses y ríos, es parte vital de los ecosistemas de agua dulce, dado que proporcionan alimento y hábitat para otros organismos, absorben minerales disueltos y contribuyen a la depuración de las aguas. La presente investigación tuvo como pregunta central de investigación, cómo era la relación entre las variables hidromorfológicas y fisicoquímicas sobre la comunidad de plantas acuáticas, semiacuáticas y de ribera en tres corrientes alto andinas. Esta investigación se desarrolló en tres ríos de alta montaña en el Oriente Antioqueño, se definieron tres estaciones de 100m, se desarrollaron cuatro campañas de muestreo, en estas se tomaron variables como O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, pH, conductividad eléctrica, nitrógeno, fósforo, velocidad de la corriente, pendiente del tramo, ancho del canal, caudal y tipo del lecho; para la estructura de la vegetación se tomaron muestras con un cuadrante de 1m<sup>2</sup> en cinco secciones transversales cada 20m, en estas secciones se levantaron muestras en la margen derecha, izquierda y centro de la corriente. Se determinaron 22 taxa, distribuidas en los tres sistemas; se encontró que la estructura de la comunidad de plantas estuvo relacionada con el tipo de sustrato, caudal (1,18m<sup>3</sup>/s), pH (6,62Unid. pH), conductividad (21,09μS/cm), temperatura del agua (16,42°C), ortofosfatos (0,26mg/L PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> P), fósforo total (0,09mg/L P) y nitrógeno total soluble (0,83mg/L N) siendo los datos entre paréntesis valores medios de todo el muestreo. Como conclusión principal se destaca que los cambios en cantidad y calidad de agua debido a las captaciones para abastecimiento pueden generar disminución en la diversidad y abundancia de plantas acuáticas, por lo cual habría una afectación ecológica sobre los ríos dados los servicios ecosistémicos que estos organismos prestan en el agua.

**Palabras clave:** Plantas acuáticas, ríos Andinos, ecosistema, fisicoquímicos.

### **1 INTRODUCCIÓN**

Colombia cuenta con una abundante riqueza hídrica (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010), de esta riqueza, el departamento de Antioquia específicamente la zona del Oriente Antioqueño cuenta con una importante oferta del recurso, el cual es utilizado para procesos industriales, agrícolas, pecuarios, consumo humano, entre otros; por tal motivo el aumento de la población genera una mayor demanda, la cual debe ser gestionada garantizando la sostenibilidad del recurso hídrico para las generaciones futuras y para los ecosistemas que se proveen del mismo para sus procesos naturales.

En ese sentido, el Estado debe generar una planificación sostenible del recurso hídrico para conocer la cantidad y calidad del elemento vital. En el marco de las políticas de calidad del agua, se proponen caracterizaciones hidrobiológicas que permiten conocer las condiciones actuales del recurso (IDEAM, 2016; IDEAM, 2017) y así determinar por medio de los componentes biológicos las posibles afectaciones sobre los ecosistemas acuáticos, que son una de las principales fuentes de abastecimiento para la población.

Las plantas acuáticas son unos de los componentes bióticos que pueden ser influenciados por los cambios en las condiciones hidromorfológicas y fisicoquímicas en las corrientes, que son derivadas de las actividades humanas; dichas plantas hacen parte de la vegetación que crece en la zona litoral de lagos y ríos, en la interfase agua aire, sobre la superficie del agua o sumergida por completo (Roldán y Ramírez, 2008). Estos organismos son un importante componente biológico de los cuerpos de agua, tanto por su valor ecológico como por los impactos que se generan en ellos (Posada y López, 2011); sin embargo, el conocimiento de su diversidad, distribución y ecología ríos es poca (Gómez-Rodríguez *et al.*, 2017). por lo cual, estos organismos proporcionan alternativas de investigación sobre la ecología y condiciones de calidad de agua de los sistemas lóticos.

Las plantas acuáticas, semiacuáticas y vegetación riparia presentan una distribución geográfica muy amplia, la cual está principalmente relacionada con sus hábitos de crecimiento y condiciones ambientales, (U.S EPA, 2002; García Murillo *et al.*, 2009; Lasso *et al.*, 2014; Quiñonez y Wagner, 2016); particularmente en la zona tropical en países como Ecuador, Colombia y Perú se da una mayor concentración endémica de este tipo de vegetación (Schmidt-Mumm, 1998; Tognelli *et al.*, 2016). Estos organismos prestan servicios ecosistémicos de vital importancia para los procesos naturales, como alimento y hábitat para otros organismos, transporte de nutrientes al interior y exterior del agua, adicionalmente la vegetación riparia proporciona estabilidad al terreno y evita procesos erosivos que aportan materia orgánica y sólidos suspendidos al agua provocando problemas de contaminación; por último el mantenimiento de esta biodiversidad sirve de afloración de fuentes de agua, además de la conservación del caudal de las ya existentes, lo que incide directamente en la cantidad y calidad del recurso.

El objetivo central de esta investigación fue establecer la estructura de vegetación acuática, semiacuática y riparia para tramos de las cabeceras de tres ríos andinos, y su posible relación con algunas variables hidromorfológicas y fisicoquímicas de las fuentes hídricas; tendiendo en cuenta lo anterior, es importante relacionar la fisicoquímica y morfología de las corrientes con la vegetación, dado que las captaciones de agua para potabilización, genera una disminución en el caudal disponible en la cuenca, derivando también en posibles cambios en las condiciones fisicoquímicas, afectando en últimas la riqueza y abundancia de las plantas acuáticas.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Sitio de estudio

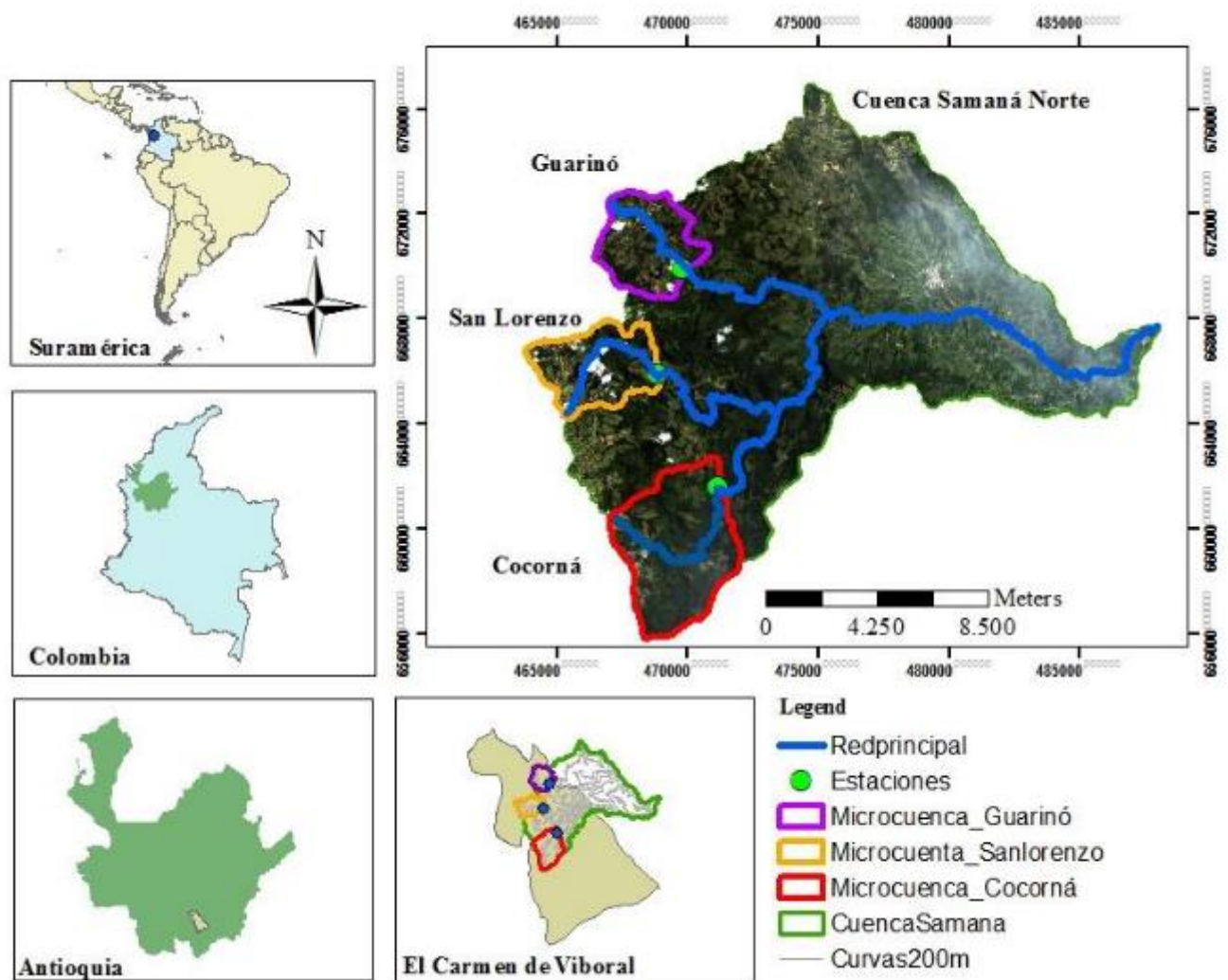
La zona de estudio se ubica en el Oriente Antioqueño, en el municipio de El Carmen de Viboral, en la parte alta de la cuenca del río Samaná Norte, afluente del río Magdalena sobre los ríos Cocorná, San Lorenzo y quebrada Guarinó – Tabla 1. Las estaciones de muestreo están ubicadas en las coordenadas de captación del proyecto - Bioprospección de los ríos San Lorenzo, Guarinó y Cocorná (Osorio, 2010).

Tabla 3. Coordenadas de las estaciones de muestreo sobre los ríos

<b>Estación</b>	<b>Río San Lorenzo</b>	<b>Río Cocorná</b>	<b>Quebrada Guarinó</b>	
<b>Captación</b>	<b>Latitud</b>	6° 01' 26.20''	5° 59' 06.30''	6° 03' 38.76''
	<b>Longitud</b>	-75° 16' 52.19''	-75° 15' 37.46''	-75° 16' 22.23''
<b>Altitud (m.s.n.m)</b>	2.364	2.289	2.239	
<b>Área de drenaje de cuenca (km<sup>2</sup>)</b>	12,1	22,1	12,3	

La tabla anterior, muestra la ubicación de los puntos de muestreo donde se desarrolló la investigación, se puede evidenciar que la altitud entre las tres estaciones oscila entre los 2.200 y 2.400 m.n.s.m por lo que se presentan diferencias altitudinales que pueden ser contrastantes. Además, se puede observar que el área de la microcuenca Cocorná es mucho mayor que las demás.

A continuación, en el Mapa 1 presenta la ubicación geográfica de la cuenca del Samaná Norte, sus microcuencas asociadas y los puntos donde se levantó la información.



Mapa 1. Ubicación espacial de la zona de estudio

El mapa anterior muestra la ubicación geográfica de la zona de interés, dando una ubicación global, regional y local. En este mapa se corrobora que el área de la microcuenca Cocorná es mayor que la microcuenca San Lorenzo y Guarinó, por lo que el caudal en dicho punto generalmente presenta una magnitud más alta que para los demás sistemas.

## 2.2 Metodología

La investigación en campo fue dividida en cuatro campañas de muestreo en los meses de noviembre de 2018, febrero, marzo y mayo de 2019. En cada una de las estaciones de monitoreo, se delimitó a un tramo de 100m en la dirección del flujo de la corriente. En un punto central del tramo se midieron variables fisicoquímicas in situ como Temperatura del agua, Conductividad Eléctrica, Sólidos Totales Disueltos, O<sub>2</sub>, Porcentaje de Saturación de Oxígeno, CO<sub>2</sub>, pH, y Turbiedad; además, se tomaron muestras de agua para el análisis en laboratorio de variables como DQO, Dureza Cálcica y Magnésica, Fósforo Total, Ortofosfatos, Alcalinidad Total, Color Aparente, Color Verdadero, Nitrógeno Total Kjendahl, Nitritos, Nitratos, Ion Amonio, Sólidos Suspendidos Totales, Sólidos Totales, Coliformes Termotolerantes, Coliformes Totales y Escherichia Coli.

Por último, en una línea transecta se realizó el aforo de la corriente, para este procedimiento se contó con dos metodologías, método de vadeo y flotador; para el levantamiento de la sección transversal, se midió el ancho del río con cinta métrica, allí se dispuso una soga que fue dividida en subsecciones de 1m de largo; en cada subsecciones se midió profundidad de la lámina de agua y velocidad de la corriente por medio del correntómetro

a 0,6H contados a partir de la superficie hacia abajo, siendo H la profundidad medida desde la superficie hacia el fondo; cuando las velocidades fueron medidas por el método del flotador, en cada subsección se midió el tiempo que demoraba el flotador para recorrer 1m en la dirección del flujo, este procedimiento se realizó con tres repeticiones para cada medición.

Para el muestreo de vegetación, el tramo de 100m fue dividido en cinco secciones transversales separadas cada 20m, en cada sección se muestreó organismos en tres sitios, margen derecha e izquierda en la interface agua aire y en el centro de la corriente, como unidad experimental se utilizó un cuadrante de 1m de lado, allí se tomó registro del número de individuos por taxa y el registro fotográfico de cada uno (Aguirre, 2013) en algunos casos fue necesario tomar muestras de algunos organismos de difícil identificación para analizar con la ayuda de claves taxonómicas (García et al, 2017) y asesoría de botánicos. Para la conservación de los organismos se utilizaron bolsas ziploc con solución de alcohol al 70% (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2015).

Las variables biológicas respuesta, se construyeron por medio de algunos índices bióticos, como el índice de Shannon- Weaver (Shannon y Weaver, 1949); la dominancia de Simpson, (Simpson, 1949); índice de equidad de Pielou (Pielou, 1996); la abundancia que está relacionada con el número total de individuos; la riqueza, que indica el número total de taxones; y la biomasa dado en peso húmedo. A continuación, se muestra la Tabla 2 con las ecuaciones de los índices utilizados.

Tabla 4. Índices bióticos utilizados

Índice	Diversidad de Shannon – Weaver (1949)	Dominancia de Simpson (1949)	Equidad de Pielou (1996)
Ecuación	$H = - \sum \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$	$D = \sum \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$	$J = \frac{H}{H_{max}}$
Componentes	H: índice de diversidad n <sub>i</sub> : Número de individuos por cada uno de los taxa N: Número total de individuos ln: logaritmo natural	D: índice de dominancia n <sub>i</sub> : Número de individuos por cada uno de los taxa N: Número total de individuos	J: índice de equidad H <sub>max</sub> : Máximo valor de H

La tabla anterior, proporciona las ecuaciones de cada índice, de allí se determinó la estructura de la vegetación asociada a la distribución espacial en las unidades de muestreo de 1m<sup>2</sup> para los organismos en cada río.

Para el análisis estadístico se desarrolló un análisis univariado con medidas de tendencia central y de dispersión para conocer el comportamiento de las variables y cuáles presentaban mayor variabilidad, además de verificar si estas se ajustaban a una distribución normal, para comprobar la normalidad en los datos se aplicaron las pruebas de Shapiro Wilk y de Kolmogorov-Smirnoff.

Posteriormente se corrió un Análisis de Componentes de Varianza – ACV, para determinar qué factores presentaban mayor influencia sobre la variabilidad y significancia de los datos, si el muestreo o tipo de río. Para influencias > 30% del factor sobre la variable, se corrió un Análisis de Varianza de una vía con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, con esta se determinó que variables presentaron una variabilidad significativa dentro del análisis.

Al final, se desarrolló un análisis de Redundancia – RDA para determinar las relaciones entre las variables fisicoquímicas e hidromorfológicas con la vegetación en términos de los índices biológicos construidos.

### 3 RESULTADOS

A continuación, en la Tabla 3 se presenta un resumen de la vegetación determinada en las campañas de muestreo y en qué estación fue encontrado.

Tabla 5. Organismos determinados en las tres estaciones.

Río Cocorná	Río San Lorenzo	Río Guarinó
Lycopodiaceae - <i>Lycopodium</i> sp	Cyperaceae - <i>Cyperus mindorensis</i>	Cyperaceae - <i>Eleocharis filiculmis</i>
Myrtaceae - sin determinar	Cyperaceae - <i>Cyperus carex</i>	Apiaceae - <i>Hydrocotyle umbellata</i>
Asteraceae - <i>Ageratina</i> sp	Cyperaceae - <i>Rhynchospora</i> sp	Apiaceae - <i>Hydrocotyle asiatica</i>
Rubiaceae - <i>Gallium</i> sp	Cyperaceae - <i>Eleocharis filiculmis</i>	Juncaceae - <i>Juncus microcephalus</i>
Cyperaceae - <i>Cyperus</i> sp	Oxalidaceae - <i>Oxalis</i> sp	Polygonaceae - <i>Polygonum punctatum</i>
Cyperaceae - <i>Eleocharis filiculmis</i>	Apiaceae - <i>Hydrocotyle umbellata</i>	Potamogetonaceae - <i>Potamogeton paramoanus</i>
Oxalidaceae - <i>Oxalis</i> sp	Thelypteridaceae - <i>Thelypteris</i> sp	Zingiberaceae - <i>Hedychium coronarium</i>
Dryopteridaceae - <i>Elaphoglossum</i> sp	Blechnaceae - <i>Blechnum cordatum</i>	Thelypteridaceae - <i>Thelypteris</i> sp
Thelypteridaceae - <i>Thelypteris</i> sp	Marchantiaceae - <i>Marchantia</i> sp	Marchantiaceae - <i>Marchantia</i> sp
Blechnaceae - <i>Blechnum cordatum</i>	Brachytheciaceae - <i>Platyhypnidium aquaticum</i>	Brachytheciaceae - <i>Platyhypnidium aquaticum</i>
Marchantiaceae - <i>Marchantia</i> sp		

Estos organismos se distribuyeron en los tres ríos de manera que se encontraron un total de 22 taxa, de estas se encontraron algunos musgos, hepáticas y algunos helechos, entre otras.

Los resultados presentados a continuación, son el compilado luego de desarrollar el análisis estadístico descriptivo con las variables de mayor significancia. Cabe resaltar que la primera campaña de muestreo tuvo algunos inconvenientes en el diseño experimental de campo, por lo cual los datos mostrados son referentes del muestreo dos, tres y cuatro.

La Tabla 4 muestra la matriz con las variables fisicoquímicas que más variabilidad presentaron durante la investigación.

Tabla 6. Variables fisicoquímicas

Caudal medio (m <sup>3</sup> /s)	pH (Unidades de pH)	Temperatura del Agua (°C)	Conductividad eléctrica (µS/cm)	Turbiedad (UNT)	Fósforo total (mg/L P)	Ortofosfatos (mg/L PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> P)	Nitrógeno total soluble (mg/L N)
2,486	5,30	14,85	8,05	2,62	0,020	0,0033	0,0048
0,421	6,79	16,50	20,80	5,30	0,030	0,2087	0,0054
0,410	7,06	18,70	41,10	9,96	0,026	0,0261	1,0896
2,288	7,05	14,70	9,30	1,43	0,008	0,0033	0,5899
0,227	6,93	15,90	21,00	2,56	0,008	2,1914	0,7813
0,363	6,77	17,60	39,90	16,50	0,024	0,0457	0,2370
4,343	5,09	14,9	6,27	2,66	0,008	0,5707	2,6809
1,035	6,81	15,7	19,80	3,92	0,010	0,0293	2,3026
0,910	6,52	18,1	26,00	28,30	0,056	0,0026	1,2321

Esta tabla presenta los datos de las variables que corresponden al muestreo dos (verde), tres (violeta) y cuatro (azul), en los ríos Cocorná, San Lorenzo y Guarínó respectivamente. Estas variables fueron la que mayor peso tuvieron sobre la interpretación de la distribución de la vegetación en cada sistema.

La tabla 5 muestra la matriz con las variables biológicas que más variabilidad presentaron durante la investigación.

Tabla 7. Variables biológicas

Diversidad	Riqueza	Número total individuos	Biomasa total (kg/m <sup>2</sup> )
0,94	11	553	7,55
1,87	9	76	9,25
0,78	5	205	4,26
0,78	9	541	10,11
2,02	10	232	9,07
0,86	7	132	5,36
0,77	9	588	8,84
1,82	9	111	10,98
1,48	8	90	1,93

La tabla anterior muestra el depurado de las variables más significativas dentro del componente biológico, de la misma manera que la tabla anterior estos datos corresponden al muestreo dos (verde), tres (violeta) y cuatro (azul), en los ríos Cocorná, San Lorenzo y Guarínó respectivamente.

Las dos matrices anteriores fueron el insumo para construir el análisis estadístico multivariado –RDA, donde las variables explicativas fueron las fisicoquímicas, y las variables respuesta fueron las biológicas. La Figura 1 muestra la gráfica del RDA relacionado con las variables de interés.

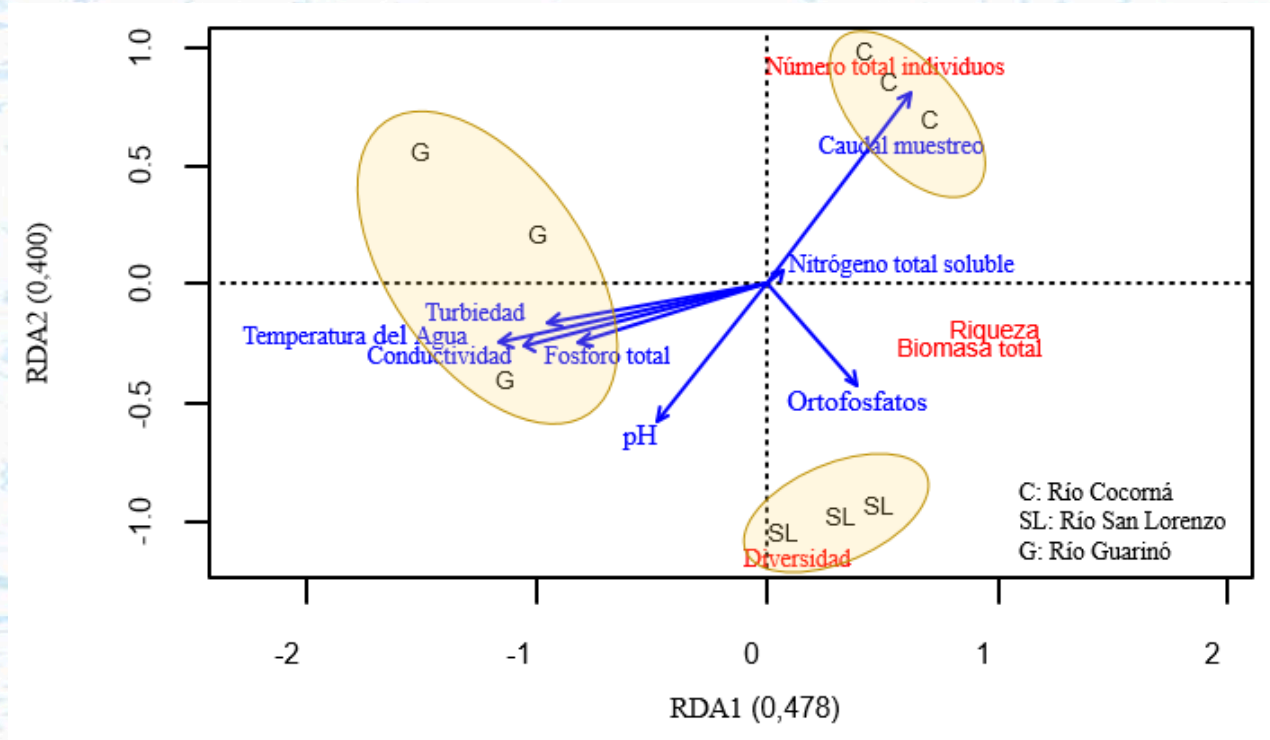


Figura 2. Gráfica del análisis de redundancia RDA para las variables fisicoquímicas y biológicas

La gráfica anterior, muestra la agrupación del conjunto de variables explicativas - vectores azules, y su influencia o relación sobre las variables respuesta - textos en rojo; además se observa algo interesante con respecto a las elipses, dado que se evidenció una separación por tipo de río estudiando y unas posibles asociaciones con algunas variables fisicoquímicas y biológicas más fuertes para un sistema que para otro.

#### **4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES**

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, se puede decir que la conformación de la vegetación acuática, semiacuática y riparia puede verse alterado en su estructura por factores ambientales (Hrivnák *et al*, 2009), por lo que las variables fisicoquímicas e hidromorfológicas consideradas en el análisis fueron influencia en la respuesta de la estructura de la vegetación.

Las variables fisicoquímicas presentaron una diferenciación más marcada entre estaciones que entre muestreos; variables como caudal pudieron afectar la distribución de las plantas acuáticas dada su sensibilidad a estos cambios (Abati *et al*, 2016), se observaron diferencias de los tipos de organismos y su distribución espacial en la masa de agua, relacionada con la abundancia y diversidad de los mismos en los ríos Cocorná, San Lorenzo y Guarinó. Cabe también mencionar que, de las demás variables, nitrógeno, fósforo, temperatura del agua, pH, conductividad eléctrica y alcalinidad, son algunas que mayor relación tienen con el crecimiento de las plantas acuáticas (Arozena y Mazzeo, 1994; Manolaki and Papastergiadou, 2013).

El análisis de redundancia – RDA, ajustó un modelo con una explicación cercana al 88% dividido en dos componentes del 40% y 47,8% respectivamente; este análisis estadístico indica que la variabilidad de las variables biológicas abundancia, riqueza, biomasa y diversidad es explicada en un 88% por las variables fisicoquímicas estudiadas. Según lo anterior, compilado en la gráfica 1 se encontró que las variables temperatura, conductividad, turbiedad y fósforo total presentaron una afinidad por el río Guarinó, donde la comunidad de plantas fue más reducida, por lo que su influencia sobre la comunidad biológica puede ser de carácter inverso; también se observó influencia directa sobre las plantas por parte del nitrógeno total soluble, los ortofosfatos y el pH.

El RDA mostró una agrupación del río Cocorná con los caudales altos, allí se evidenció una mayor abundancia, pero poca diversidad, esto debido a que los caudales altos generan presiones sobre la adaptación de los organismos lo que dificulta la colonización por parte de algunas especies (Manolaki and Papastergiadou, 2015); caso contrario en el río San Lorenzo, allí se observó mayor diversidad. Tomando en consideración lo anterior, se prueba la hipótesis inicial, dado que variables como caudal afectaron la conformación de los organismos y dependiendo de sus magnitudes se encontraron unas u otras especies dadas sus adaptaciones; además que variables fisicoquímicas como temperatura del agua, conductividad eléctrica, pH, nitrógeno total soluble, fósforo total y ortofosfatos incidieron en la biomasa y diversidad de los organismos de manera directa o inversa.

Como conclusiones, las plantas acuáticas son organismos sensibles a los cambios en las condiciones ambientales, y sabiendo que son elementos fundamentales en el ecosistema por los servicios ambientales que prestan, se deben dar importante consideración dentro de los monitoreos de calidad de agua. Por medio de investigaciones de este tipo, se pueden evidenciar las posibles afectaciones sobre los ecosistemas acuáticos por las presiones antrópicas, en este caso, la captación de agua para consumo humano, implica un deterioro ambiental sobre la vegetación acuática, debido a que la disminución del caudal implica cambios en el flujo que pueden afectar las condiciones fisicoquímicas de los ríos y a su vez alterar el crecimiento natural de la vegetación acuática, generando pérdidas de biotopos para otros organismos que se benefician de estos.

#### **5. AGRADECIMIENTOS**

A la Facultad de Ingeniería y a la oficina de posgrados de la Universidad de Antioquia por el apoyo económico y administrativo; al Grupo de Investigación en Geografía, Limnología y Modelación Ambiental–GeoLimna por su orientación en la consecución de este trabajo; al laboratorio de Hidrobiología Sanitaria de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia; al profesor Fernando Álzate Guarín del grupo de Estudio Botánicos, por su apoyo en la determinación de algunos organismos; al municipio de El Carmen de Viboral y al CODI por el apoyo a la financiación del proyecto de investigación.



## 6. LITERATURA CITADA

- Abati, S., Minciardi, M.R., Ciadamidaro, S., Fattorini, S., Ceschin, S. 2016. Response of macrophyte communities to flow regulation in mountain streams. *Environ. Monit. Assess.* 188:414. doi: 10.1007/s10661-016-5420-2.
- Aguirre, N. 2013. Hidrobiología Sanitaria. Universidad de Antioquia. Medellín- Colombia. 200p.
- Arocena, R., Mazzeo, N. 1994. Macrófitas acuáticas de un arroyo urbano en Uruguay: Su relación con la calidad del agua. *Rev. Bio. Trop.* 42(3):723-728.
- García, J.M., Sarmiento L.F., Salvador, M., Porras, L.S. 2017. Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña. Revisión Corta. *UGCiencia*, 23(1): 47-62. doi: <http://10.18634/ugcj.23v.0i.659>.
- García Murillo, P., Fernández Zamudio, R., Cirujano Bracamonte, S. 2009. Habitantes del agua Macrófitos. Andalucía: Concejería de Medio Ambiente. 145p.
- Gómez-Rodríguez, A.M., Valderrama-Valderrama, L.T., Rivera-Rondón, C.A. 2017. Comunidades de macrófitas en ríos andinos: composición y relación con factores ambientales. *Acta biol. Colomb.* 22(1):45-58. doi: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v22n1.58478>.
- Hrivnák, R., Ořaheľová, H., Gömöry, D. 2009. Seasonal dynamics of macrophyte abundance in two regulated streams. *Cent. Eur. J. Biol.* 4(2):241–249. doi: 10.2478/s11535-009-0004-6.
- IDEAM. 2016. PROTOCOLO DE MONITOREO Y SEGUIMIENTO DEL AGUA. Bogotá, D.C. 425p.
- IDEAM. 2017. PROTOCOLO DE MONITOREO DEL AGUA. Bogotá, D.C. 587p.
- Lasso, C. A., Rial, A., Colonnello, G., Machado-Allison A., Trujillo, F., (Editores). 2014. XI. Humedales de la Orinoquia (Colombia- Venezuela). Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH)*. Bogotá, D.C., Colombia. 303p.
- Manolaki, P., Papastergiadou, E. 2013. The impact of environmental factors on the distribution pattern of aquatic macrophytes in a middle-sized Mediterranean stream. *Aquatic Botany* 104: 34–46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.09.009>.
- Manolaki, P., Papastergiadou, E. 2015. Environmental factors influencing macrophytes assemblages in a middle-sized Mediterranean stream. *River res. Applic.* doi: 10.1002/rra.2878.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2015. Protocolo de muestreo y laboratorio de Macrófitos en ríos. España. 21p.
- Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. 2010. Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico. Bogotá D.C. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 124p.
- Osorio, J. M. 2010. Proyecto de aprovechamiento múltiple quebrada Guarinó, río San Lorenzo y río Cocorná. Estudio de efecto ambiental para concesiones de agua. Envigado. 132p.
- Pielou, G.A. 1998. Ecological Diversity. Wiley New York. 165p.
- Posada, J.A., & López, M.T. 2011. Plantas Acuáticas del Altiplano del Oriente Antioqueño. Medellín: Universidad Católica de Oriente. 119p.
- Quiñonez Oquendo, L.E., & Wagner Vega, K. 2016. Inventario de Plantas Acuáticas y de Ribera Asociadas al Río Toro Negro, Tributario del Río Grande de Manatí. San Juan, Puerto Rico: Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. 52p.
- Roldán, G., y Ramirez, J. J. 2008. Fundamentos de Limnología Neotropical. Medellín: Universidad de Antioquia. 442p.
- Schmidt-Mumm, U. 1998. Vegetación Acuática y Palustre de la Sabana de Bogotá y Plano del Río Ubaté. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia. 196p.
- Shannon, C.E., Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press. 117p.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*. 163(4148): 688.
- Tognelli, M.F., Lasso, C.A., Bota-Sierra, C.A. 2016. Estado de Conservación y Distribución de la Biodiversidad de Agua Dulce en lo Andes Tropicales. Suiza: UICN, Gland, Suiza, Cambridge, UK y Arlington, USA. 214p.
- U.S. EPA. 2002. Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Vegetation to Assess Environmental Conditions in Wetlands. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-020

# **ID-056: ÍNDICE DE CALIDAD ECOLÓGICO (ICE), UNA HERRAMIENTA ACADÉMICA Y GUBERNAMENTAL ÚTIL PARA EL ANÁLISIS Y GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS**

Esney Hernández, Robinson Sepúlveda, Ana María Zabala, Lady Vargas, Néstor Aguirre, Fabio Vélez, Diana María Agudelo.

Universidad de Antioquia (Grupo GeoLimna, Facultad de Ingeniería) Medellín-Colombia, Instituto Investigaciones Ambientales del Pacífico Chocó-Colombia. [esney.hernandez@udea.edu.co](mailto:esney.hernandez@udea.edu.co) (correspondencia)

## **TEMA(S): MESA 1. AMENAZAS E IMPACTOS DE LAS ACTIVIDADES HUMANAS SOBRE LAS CUENCAS**

### **RESUMEN**

Debido a su ubicación latitudinal influenciada por la zona de convergencia intertropical, el relieve geográfico asociado a la cordillera de los Andes y en consecuencia la variedad de climas y ambientes, países neotropicales como Colombia presentan cuencas hídricas de diferentes características que a su vez son influenciados por ganadería, minería y agricultura. En este marco, la investigación, diagnóstico y gestión de ecosistemas hídricos es interés del gremio académico y gubernamental, en consecuencia, la implementación de herramientas numéricas integrales que puedan ser aplicadas al ordenamiento de cuencas es pertinente. Este trabajo presenta las perspectivas de análisis ambiental generadas del índice de calidad ecológico (ICE) (Haase y Nolte (2008) y ajustado por Chalar et al (2011), éste índice pondera un sistema numérico de correlaciones que diagnostica, clasifica y detecta las afectaciones de una cuenca en un sistema hídrico. En este ejercicio se analizaron tres escenarios hídricos ubicados en diferentes regiones biogeográficas de Colombia y como grupo hidrobiológico indicador, en esta ocasión, se usaron las algas perifíticas y fitoplanctónicas. Los ecosistemas fueron monitoreados entre los años 2007 y 2015 y corresponden a una planicie de inundación de la región Caribe, un río andino de alta montaña y un río de la selva Chocoana (Pacífico), en principio sus matrices respuesta y explicativas determinaron correlaciones canónicas con ( $p < 0,005$ ); además, un modelo de promedios ponderados permitió estimar el óptimo y la tolerancia de cada taxa y la clasificación ecológica de los sitios.

VARIABLES como los sólidos disueltos, la alcalinidad, la turbidez, los ortofosfatos y la alteración del hábitat se asociaron con la definición de las categorías de estado ecológico, por ejemplo, a mayor conductividad, concentraciones de sólidos disueltos, nitratos y ortofosfatos, la calidad ecológica interpretada a través del ICE disminuyó, situación percibida en zonas influenciadas por minería y agricultura. Debido a su paso a paso este índice tiene alta potencialidad en la identificación de bioindicadores, interpretación de variables ambientales centinela y identificación de sitios que requieren prioridad o gestión inmediata, su metodología es flexible, invita a explorar enfoques funcionales y a generar lenguaje de intercambio y cooperación entre la academia y la gobernanza del agua.

**Palabras clave:** Ecología, índice, diagnóstico, bioindicadores.

### **1 INTRODUCCIÓN**

El índice de calidad ecológico (ICE) hace parte de la implementación de metodologías piloto para la planificación y administración del recurso hídrico en Colombia, representa una estrategia numérica y ecológica estructurada y factible para el análisis del recurso hídrico en el marco de la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico en Colombia, estas metodologías asisten la ejecución de los planes de ordenamiento hídrico desde el año 2013, los cuales entre otros lineamientos analiza variables ambientales de un tramo de un río de importancia económica y ambiental en una cuenca.

Los objetivos de la Política Nacional de Gestión Integral del Recurso Hídrico son: Demanda: “Caracterizar, cuantificar y optimizar la demanda de agua en el país”; Calidad “Mejorar la calidad y minimizar la

contaminación del recurso hídrico” y Riesgo: Desarrollar la gestión integral de los riesgos asociados a la oferta y disponibilidad del agua”, estos objetivos orientan acciones que garanticen el manejo armónico del ecosistema y la consistencia jurídica, técnica y democrática del proceso de planificación (Guía Porh-2014).

Un Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico- PORH es el instrumento de planificación que permite en ejercicio de la autoridad ambiental, intervenir de manera sistémica los cuerpos de agua para garantizar las condiciones de calidad y cantidad requeridas para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos y los usos actuales y potenciales de dichos cuerpos de agua. La Guía técnica para la formulación de planes de ordenamiento del recurso hídrico, contiene los lineamientos básicos con los que las Autoridades Ambientales competentes llegarán a consolidar la propuesta programática y el plan de monitoreo y seguimiento con horizonte mínimo de diez años a lo largo de los cuales se buscará mejorar la disponibilidad y la calidad del recurso.

En el año 2014 la guía para la ejecución delo Porh retomó aportes e insumos técnicos proporcionados por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM y las Autoridades Ambientales que participaron en diferentes procesos de construcción y reflexión entre los años 2011 y 2013, así como los aprendizajes de la formulación de ejercicios piloto impulsados por la Dirección de Gestión Integral del Recurso Hídrico – DGIRH del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible- MADS y realizados durante el año 2013 en diferentes regiones del país (Guía Porh-2014).

Como resultado de una síntesis de los principales interrogantes surgidos en las mesas regionales lideradas por el MADS para la construcción de la guía surgió la idea de usar instrumentos útiles de planificación y administración del recurso hídrico que potenciaran una comprensión ecológica del sistema, entre ellas la ejecución de un índice que acompañara el análisis de las comunidades hidrobiológicas y su respuesta al gradiente ambiental.

El índice de calidad ecológica se encuentra formulado con base en análisis multivariados, tomando como referencia los métodos descritos por Haase & Nolte (2008) y Chalar *et al.* (2011). El método incluye un sistema en el que la calidad ecológica se determina por un gradiente ambiental a través de un análisis de relación directa (RDA o CCA), la identificación para cada taxón de rangos de tolerancia y valores óptimos en función de ese gradiente ambiental y ponderaciones de calidad para cada estación.

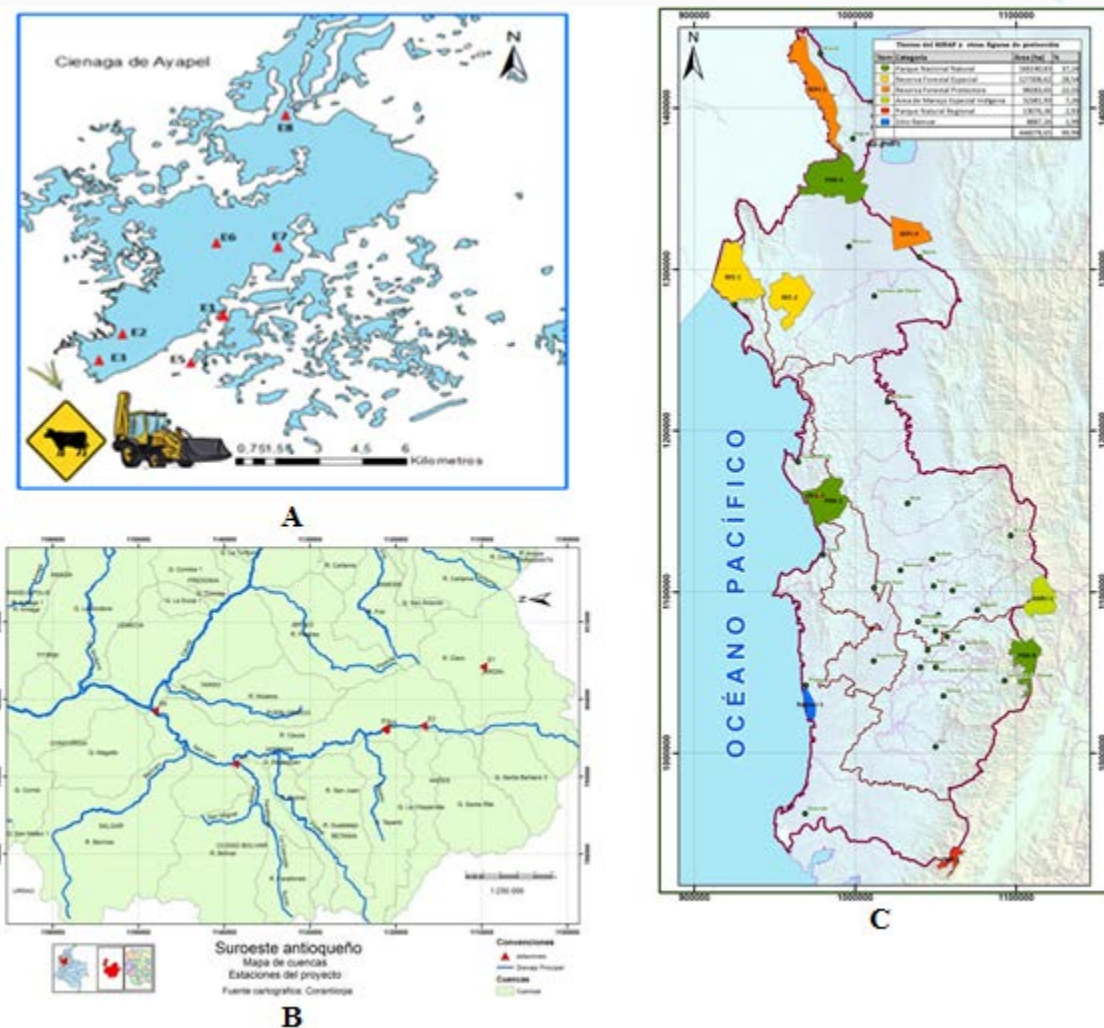
El índice de calidad ecológico analiza la subordinación de la abundancia de los organismos con respecto a las variables ambientales Haase & Nolte (2008), en este caso, el grupo seleccionado fueron las algas perifíticas y el fitoplancton. El método no se encuentra condicionado a un sistema ni a un grupo de organismos específico. La inclusión de éste tipo de metodologías en la reciente guía técnica de los planes de ordenamiento hídrico, pretende que los estamentos encargados del ordenamiento ambiental de un territorio, obtengan la posibilidad de analizar mediante indicadores robustos la oferta y calidad del agua en interacción con los servicios ambientales como la frontera agrícola, la prospección de hidroeléctricas y la viabilidad de licencias ambientales para extracción minera.

Actualmente y en el futuro este tipo de actividades están ligados a la economía de la región y por esta razón el diagnóstico y la gestión integral de los recursos hídricos del río San Juan y en general de los ríos con problemáticas similares en Colombia representa un tema transversal de interés académico y el gubernamental. Por esta razón el monitoreo de variables fisicoquímicas e hidrobiológicas es fundamental para analizar la calidad del agua y un método eficiente para identificar y cuantificar la magnitud de las perturbaciones es pertinente (Hernández et al, 2018).

Esta investigación presenta la aplicación de una herramienta integral para analizar la calidad del agua del río San Juan usando como grupo indicador las algas perifíticas y el fitoplancton, la evaluación contempla sitios perturbados por diferentes factores de estrés y pretende demostrar que el índice es efectivo para evaluar diferentes situaciones ambientales.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

**Sistemas de estudio.** Se analizaron tres sistemas ubicados en zonas biogeográficas diferentes en Colombia, a su vez estos tres lugares presentan problemas ambientales diferentes, en primer lugar, se encuentra la cuenca del río San Juan, la cual se ubica en la región Suroeste del departamento de Antioquia en la región Andina. Tiene una extensión aproximada de 1819 Km<sup>2</sup> y su corriente principal, el río San Juan, el cual tiene alterno a sus aguas agricultura extensiva por monocultivos de café. En segundo lugar, se encuentra la planicie de inundación de Ayapel ubicada en el extremo oriental del Departamento de Córdoba en la región Caribe, este sistema es altamente impactado por minería, agricultura y ganadería, por último, se encuentra el Distrito Minero del municipio de Condoto, Chocó en la región pacífica, este ambiente ha tenido diferentes intervalos de minería desde hace más de 30 años, afectando pequeños cuerpos de agua asociados a la zona. Los ambientes se encuentran ubicados entre 90 y 2000 msnm aproximadamente, 15-34°C de temperatura y 360 a 2200mm/año de precipitación. En cada uno de ellos fueron ubicados entre 6 a 8 estaciones de muestreo que pretenden representar sitios libres del agente estresante como sitios altamente afectados. La ubicación de los tres sitios de muestreo se puede observar en la figura 1.



**Figura 1. Localización de los sistemas de estudio. A) Sistema cenagoso de Ayapel-Córdoba, B) Río San Juan-Antioquia, C) Río San Juan-Chocó.**

**VARIABLES AMBIENTALES.** En cada estación y muestreo la medida de variables como temperatura ambiente y del agua (°C), oxígeno disuelto (mg/L), pH, Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y sólidos disueltos (mg/L) fue realizada mediante sensores *in situ*. Para la determinación de la demanda química de oxígeno (mg/L O<sub>2</sub>), turbidez (NTU), alcalinidad y dureza total (mg/L CaCO<sub>3</sub>) y las concentraciones de nutrientes: nitrógeno total,

nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal, fósforo total y ortofosfatos, todos ellos en (mg/L), se obtuvo una muestra de agua de cada sitio en recipientes plásticos opacos de 500 mL, inmediatamente después de su colecta, las muestras fueron refrigeradas y procesadas empleando celdas multiparamétricas y un fotómetro.

**Colecta del grupo hidrobiológico indicador.** En este trabajo de trabajaron dos grupos hidrobiológicos, algas fitoplanctónicas en la planicie de inundación de Ayapel del caribe y algas perifíticas en las cuencas del Río San Juan y Jigualito en Antioquia y el Chocó. Las muestras de fitoplancton se tomaron en la columna de agua por medio de una muestra integrada de la zona fótica por medio de una botella tipo kemmerer, para efectuar la toma de muestras ficoperifíticas en los ríos de Antioquia y Chocó se realizó la remoción por medio de cepillos plásticos del material adherido a sustratos (piedras, troncos, hojarasca) inmersos en el lecho de la corriente, como unidad de área se utilizó la disposición de un cuadrante de 8cm<sup>2</sup> por 30 veces en las seis estaciones. Las muestras de agua en cada caso fueron empacadas en recipientes plásticos y fijadas con 5 ml de solución de lugol al 10%.

**Análisis de laboratorio.** Para la observación de las muestras se utilizó un microscopio invertido provisto de una reglilla ocular y una cámara de conteo. Las observaciones se realizaron con un aumento de 400 X y para la determinación de la densidad por mililitro se aplicó la expresión de Ross (1979). Las determinaciones se realizaron con claves taxonómicas y asistencia de especialistas.

**Secuencia General del índice de calidad ecológico.** En primer lugar, será descrito el procedimiento utilizado para iniciar el cálculo del índice, debido a que el primer paso se trata de ejecutar un análisis multivariado se hacen las siguientes recomendaciones:

- a) Ejecutar las correlaciones de spearman uno a uno entre todas las variables ambientales, esta matriz servirá de base después de correr el modelo con todas las variables.
- b) Se ejecuta un primer multivariado con todas las variables medidas en campo, incluyendo variables hidráulicas, microbiológicas y fisicoquímicas, para este análisis se deben omitir variables que se hayan reportado por debajo del límite de detección en los análisis entregados por el laboratorio.
- c) Previo al análisis multivariado se debe determinar la longitud del gradiente entre la matriz de abundancias de los organismos (macroinvertebrados o perifiton según sea el caso) y las variables ambientales, para determinarlo se aplica un Análisis de causa-consecuencia deductiva (ACCD) o sus siglas en inglés Deductive Cause-Consequence Analysis (DCCA) y así elegir la aplicación de un método lineal o unimodal (ter Braak y Smilauer, 2002). El método lineal es el (ADR: Análisis de Redundancia) o sus siglas en inglés (RDA: Redundance Analysis) y el método unimodal correspondiente a un Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) o sus siglas en inglés (CCA: Canonical Correspondence Analysis).
- d) Después de elegir el método, se hará un reconocimiento de las variables ambientales significativas (test de Monte Carlo con 499 permutaciones, modelo reducido,  $\alpha < 0,05$ . Tanto la matriz ambiental como la correspondiente a pigmentos fueron transformadas a su raíz cuadrada ( $\sqrt{x+1}$ ).
- e) El modelo del multivariado permitirá la entrada de las variables que cumplan con los supuestos impuestos por el método lineal o unimodal según el caso
- f) Posteriormente se visualizará cuales variables fueron admitidas y se verifica cuáles de ellas se encuentran altamente correlacionadas en las variables de Spearman
- g) En este punto se debe tomar la decisión de cuales variables serán incluidas en el modelo, no es recomendable trabajar solamente con las variables significativas pues variables que no sean necesariamente significativas aportan a la explicación del modelo general, para esta decisión es imprescindible que el consultor tenga un buen criterio en la elección de las variables, las cuales deben cumplir para el modelo, pero también deben ser útiles para la explicación ecológica del índice.
- h) Después de la elección de variables se ejecuta un segundo multivariado y finalmente se chequea el VIF (Factor de inflación de la varianza) el cual chequea la colinealidad de las variables, finalmente las variables que pasen a través de estos filtros serán las seleccionadas para el modelo
- i) Se recomendó especialmente no elegir variables subjetivamente o basar la elección en el argumento de la utilidad teórica.

- j) Adicionalmente se recomienda que el profesional comente y discuta con su grupo de trabajo las variables que serán incluidas en el modelo.
- k) Posteriormente se ejecutan las especificaciones del índice de calidad ecológico expuestas en el numeral 2.2

**Tratamiento o modelo estadístico de índice de calidad ecológico.** El método empleado para la elaboración del índice de calidad ecológica (ICE) está basado en la propuesta de Chalar et al. (2011). Esta consiste en cinco pasos: 1) Correlaciones de Spearman entre las variables fisicoquímicas para eliminar variables redundantes. 2 Determinación de un gradiente ambiental desde un análisis lineal (análisis de redundancia sin tendencia, RDA por sus siglas en inglés) o uno unimodal (Análisis de Correspondencia Canónica, ACC), según sea el caso, utilizando un programa estadístico que calcule estos análisis tal como CANOCO versión 4.5 o R (Ter Braak & Smilauer, 2002). Se utilizarán los datos de las abundancias y los registros de las variables fisicoquímicas. Los datos serán estandarizados previamente siguiendo el método propuesto por Guisande-González et al. (2006). Para explicar el gradiente ambiental se examinarán además, las correlaciones de Spearman entre las variables significantes y las no significantes en el ACC o RDA. 3) Estandarización de los puntajes de las estaciones (sample scores) obtenidos desde el primer eje del RDA o del ACC. Ésta consiste en re-dimensionar los datos a una nueva escala entre uno y diez utilizando una regresión lineal. La regresión es formulada desde los valores máximo y mínimo de los sample scores. 4) En el programa Análisis de Datos C2 (software libre <https://www.staff.ncl.ac.uk/stephen.juggins/software.htm>) se obtendrán los puntajes óptimos y de tolerancia para cada taxón, a partir de un análisis de Promedios Ponderados (Weighted Averaging, WA) utilizando los datos re-escalados. Con estos puntajes se calcularán los valores del índice de estado ecológico por estación, con base en la fórmula propuesta por Haase & Nolte (2008). 5) Agrupamiento de las estaciones a partir de los valores del índice de estado ecológico junto con los datos de la variable fisicoquímica indicadora (p.e. fósforo total, Nitratos). Con ello se obtendrán los rangos para establecer las categorías del índice. Para este análisis se empleará como método de agrupamiento los pares de grupos no ponderados aplicando la media aritmética (UPGMA, por sus siglas en inglés) y la distancia euclidiana. En este caso se realizarán varios ACC o RDA para identificar las variables relevantes. Adicionalmente, mediante un análisis de correlación de Spearman se establecerá el grado de asociación entre los resultados del ICE y el BMWP-Col. La secuencia general del estudio se encuentra en la figura 2.



**Figura 2. Esquema metodológico sobre la aplicación del índice.**

### 3 RESULTADOS

La longitud del gradiente del primer eje en los tres casos sugirió un análisis unimodal (ACC). Adicionalmente, el análisis de correspondencias canónicas fue significativo ( $p < 0.05$ ). Las variables incluidas en los modelos incluyeron variables como la temperatura del agua, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales, conductividad

eléctrica, pH, nitrógeno total, alcalinidad, nitratos, amonio, turbidez, fósforo total, ortofosfatos, dureza total y demanda química de oxígeno.

En los tres casos el índice generó hasta el momento clasificaciones numéricas en las estaciones que separaron tres grupos de valores y a su vez de estaciones que permitieron percibir valores altos, medianos y bajos, esta información al igual que algunas de las variables con coeficiente de correlación de Spearman significativo con el índice (exploradas hasta el momento), se encuentran en la tabla 1.

**Tabla 1. Índice de calidad ecológico y algunas de las variables ambientales con coeficiente de correlación de Spearman significativo (<0,05) en cada uno de los sistemas de estudio.**

SISTEMA	CALIDAD ECOLÓGICA y VARIABLE ASOCIADA AL ÍNDICE	GRUPO 1 alto	GRUPO 2 moderado	GRUPO 3 bajo
<b>RÍO SAN JUAN (Antioquia)</b>	Índice	>7.9	4,2-7.8	<4.1
	Alcalinidad (mmol/L) Spearman índice vs Variable 0.62	>2,0	0,8-1,9	< 0,7
<b>RÍO JIGUALITO (Chocó)</b>	índice	>7,1	4,5-7,0	< 4,4
	NO <sub>3</sub> (mg/l) Spearman índice vs Variable 0.74	< 0,4	0,5-1,2	> 1,3
<b>Planicie de Inundación AYAPEL (Córdoba)</b>	Índice	> 6,8	5,1-6,8	< 5,1
	Cond (uS/cm) Spearman índice vs Variable 0.53	< 53	54-110	> 111

La mayoría de las variables que calificaron la significancia del modelo se encuentran influenciadas por la concentración de sólidos disueltos totales, la cual constituye la suma de los cationes y aniones en el agua representando a su vez la dinámica de las fuentes primarias naturales, el flujo agrícola y residual (Hernández et al; 2018). Se propone que las actividades que condicionan éste comportamiento se deben a la fragmentación progresiva y dinámica de las áreas naturales por el aumento de las actividades que generan estrés en el área.

#### 4 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En los tres casos las estaciones con mayor afectación acorde a su ubicación particular registraron los menores valores mientras las estaciones con mayores valores en el índice correspondían a los sitios con menor presión antrópica. En el futuro una de las variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades de los organismos puede interpretarse como signos evidentes de algún tipo de alteración. Es por esta razón que cambios significativos en las abundancias en los organismos podrían mejorar el seguimiento de cada uno de los sistemas. La estimación del índice de calidad ecológica combina el potencial del análisis del gradiente directo (ACC) junto con un modelo de promedios ponderados (WA) que puede seguir siendo explorado con la probable relación con variables ambientales.

El índice de calidad ecológico representa una herramienta que posibilita diagnosticar ambientalmente un ambiente por medio de categorías que hacen referencia a un estado ecológico y que pueden ser construidas a partir de correlaciones entre variables fisicoquímicas con la abundancia del grupo respuesta animal o vegetal que se quiera utilizar, condición que no cumplen los índices convencionales. El índice brinda una respuesta objetiva y rigurosa para evaluar en forma numérica la posición de cada una de las estaciones de muestreo en un

gradiente asociado a variables ambientales. En concordancia con el ICE la elaboración de cualquier índice ecológico acuático requiere los datos fisicoquímicos de un adecuado diseño en la red de monitoreo, la cual contemple la influencia de aguas limpias hasta contaminadas (Hernández et al., 2018).

## **5 AGRADECIMIENTOS**

Los autores agradecen al Instituto de Investigaciones del Pacífico, CorpoAyapel y el Fondo CODI de la Universidad de Antioquia por la financiación y participación de las actividades de campo o discusión de éste trabajo.

## **6 LITERATURA CITADA**

- Chalar G, Arocena R, Pacheco JP & Fabián D. Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSIBI). *Ecol Indic.* 2011; 11:362-369.
- Haase R, Nolte U. The invertebrate species index (ISI) for streams in southeast Queensland, Australia. *Ecol Indic.* 2008; 8(5):599-613.
- Hernández E, Robinson Sepúlveda, Heazel Grajales, Néstor Aguirre, Fabio Vélez, Orlando Caicedo, Jenny Mesa, Fernando Cortés, Yimmy Montoya. Ecological quality index using periphytic algae in Colombia. *Rev.MVZ Córdoba* 23(Supl):6998-7012, 2018. ISSN: 0122-0268
- Pineda C, Buitrago C, Hernández JS, Salazar S, Hernández E, Brijaldo J, et al. Guía técnica para la formulación de planes de ordenamiento del recurso hídrico. Colombia: MinAmbiente; 2014. ISBN: 9789588491929.
- Ross J. 1979. *Prácticas de Ecología*. Barcelona: Ediciones Omega, SA
- Ter Braak, C.J.F. and Smilauer, P. (2002) *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Biometris, Wageningen



# ID-057: ANÁLISIS HISTÓRICO DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS Y SU ASOCIACIÓN CON EL IMPACTO GENERADO POR ACTIVIDADES ANTRÓPICAS EN CIÉNAGAS DE COLOMBIA

Diana María Agudelo Echavarría<sup>a</sup>, Francisco José Molina Perez<sup>a</sup>, Jordi García-Orellana<sup>b</sup>

<sup>a</sup>Grupo de investigación en Gestión y Modelación Ambiental-GAIA: diana.agudelo@udea.edu.co, francisco.molina@udea.edu.co

<sup>b</sup> Departament de Física - ICTA, Universitat Autònoma de Barcelona: jordi.garcia@uab.cat

## RESUMEN

La acumulación de sustancias persistentes en los ecosistemas naturales es en gran medida consecuencia del incremento en las actividades mineras, industriales y agrícolas, el cual se han hecho evidente en Colombia a partir del siglo XIX. Mediante el uso de las geocronologías de <sup>14</sup>C en sedimentos lacustres de las ciénagas Las Palmas y San Francisco (Colombia), y la determinación de las concentraciones de metales pesados (Al, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb y Zn). Los datos obtenidos se analizaron con base en la posible relación entre las actividades mineras, fuertemente desarrolladas en las zonas de influencia de las ciénagas de estudio desde comienzos del siglo XX, y la pérdida de cobertura vegetal evaluadas a través de sensores remotos, asociadas a diferentes actividades que modificaron los usos del suelo. La concentración de Hg aumentó considerablemente en los últimos años, lo cual puede estar asociado a su uso en el proceso de amalgación del oro, teniendo en cuenta que Colombia es el segundo mayor importador de mercurio en el mundo. Los cambios en las coberturas vegetales mostraron una correlación importante con las concentraciones de metales. En el análisis multivariado mostró como el aumento en las concentraciones de metales se asocia con el aumento del área de pastos en la ciénaga Las Palmas, mientras que las concentraciones de Hg están mejor correlacionadas con el aumento en el área de suelos desnudos en la ciénaga San Francisco. Esto puede indicar que los cambios en las actividades económicas de la zona y en el uso del suelo influyen directamente en la dinámica de las concentraciones de metales, y por tanto en el enriquecimiento y posible contaminación de los sistemas acuáticos por estos elementos.

**Palabras clave:** minería, metales pesados, geocronología,

## 1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se han realizado grandes avances en el estudio de la contaminación y la reconstrucción de ambientes, fundamentados en el conocimiento del comportamiento de los ecosistemas en el pasado. Estos trabajos se han realizado principalmente en sistemas de altas latitudes, lo que ubica al hemisferio sur y específicamente a Colombia en un plano de conocimiento incipiente frente a los procesos que inciden en la alteración de la dinámica de los ecosistemas naturales (Sánchez-Cabeza et al., 2000). Por lo tanto, se hace necesario obtener registros locales con una buena resolución y extensión temporal para zonas tropicales. Esta tarea también es imprescindible para comprobar la validez de los modelos de reconstrucción de contaminación en éstos sistemas tan específicos, que permitan modelar los comportamientos del pasado y tomar medidas a corto, mediano y largo plazo en la gestión de los recursos naturales.

Históricamente, las actividades humanas como la tala de bosques, la minería, el vertido de desechos y la metalurgia han acelerado el suministro de metales pesados a los ecosistemas acuáticos (Delgado-Rodríguez, 2012). Pero es claro que, la interpretación de la influencia humana, requiere el conocimiento de las concentraciones naturales de referencia (de fondo), que pueden obtenerse de la reconstrucción pre-anthropogénica del registro sedimentario. Colombia es un país tropical que se caracteriza por una explotación intensiva de sus recursos naturales, por lo cual la minería representa una de las actividades económicas más importantes (Cújar-Couttín, 2005), que desencadena a su vez en importantes impactos sociales, económicos y ambientales. Si bien se han realizado estudios donde se establece el grado de contaminación de matrices específicas afectadas por la minería (Ponce Muriel, 2005), en el país se requieren mayores estudios que analicen la evolución de la contaminación por este tipo de actividad.

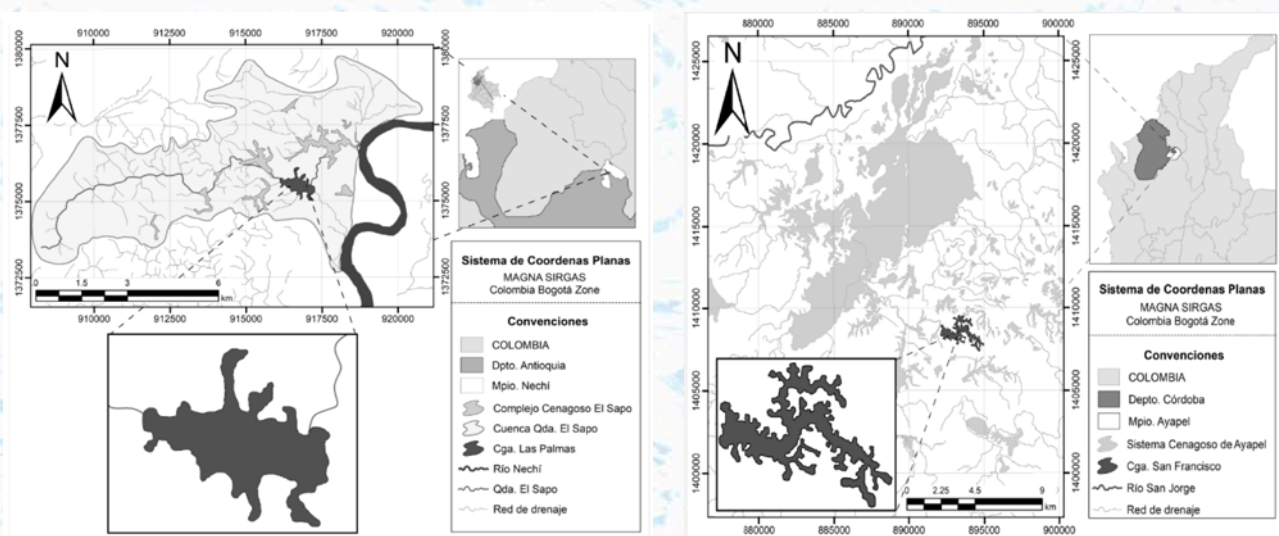
La identificación de procesos ambientales que han tenido lugar en un sistema no sería posible sin el desarrollo de metodologías que no sólo permitan establecer una cronología precisa para determinar cuándo sucedieron dichos eventos, sino también comparar y/o complementar con registros actuales y, por lo tanto, llegar a establecer el alcance regional o global de los procesos de interés como variaciones climáticas irregulares y efectos antropogénicos (Lan *et al.*, 2018; Andersen, 2017; Bernal *et al.*, 2010). Estudios que apuntan a reconstruir la contaminación histórica durante el período industrial podrían ser esenciales para evaluar la calidad de los ecosistemas y zonas de influencia de éstos, ya que pueden permitir la comprensión de cuándo y cómo tales contaminantes fueron acumulados (García-Orellana *et al.*, 2011).

Numerosas investigaciones han analizado la contaminación producida por metales pesados que afectan los sistemas acuáticos y han demostrado como los sedimentos proporcionan información invaluable sobre la calidad, pero fundamentalmente sobre los diversos eventos que han tenido lugar en el ambiente (Luque *et al.*, 2008; Rivera *et al.*, 2007; Yu *et al.*, 2002; Gomes *et al.*, 2001; Seuntjens *et al.*, 2001; Rubio *et al.*, 2000;). En Colombia se tiene conocimiento sobre la problemática ambiental que representan los metales pesados en los sistemas acuáticos, entre los cuales se destacan los estudios realizados por Ramos y Salas (2015), Espinosa *et al.* (2011), Feria *et al.* (2010), Combariza *et al.* (2009), Marrugo (2008-a, 2008-b, 2007), Oliveiro (2004, 2007, 2002) y Mancera y Álvarez (2006).

El uso de radioisótopos como carbono-14 ( $^{14}\text{C}$ ) en modelos de datación han sido ampliamente estudiados. El  $^{14}\text{C}$  ha sido un trazador de gran utilidad para los estudios ambientales (Hesshaimer y Levin, 2000), sin embargo, ha presentado una serie de restricciones en su aplicación debido fundamentalmente al impacto de los combustibles fósiles, lo cual se observa principalmente en las regiones urbanas (Levin *et al.*, 2008). Esta investigación estableció el grado de contaminación y afectación de zonas tropicales por metales pesados, mediante el uso de  $^{14}\text{C}$  y la distribución temporal de las concentraciones de metales en cores sedimentarios y el uso de sensores remotos. Esto permitió conocer el estado pre-antropogénico de la concentración de metales y comprender el posible impacto de las actividades antrópicas realizadas en la zona de influencia de las ciénagas objeto de estudio.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio.** Para esta investigación se establecieron como zonas de estudio la Ciénaga Las Palmas que hace parte del complejo cenagoso El Sapo, ubicada en el municipio de Nechí-Antioquia, región del Bajo Cauca, y la Ciénaga San Francisco que hace parte de la Ciénaga de Ayapel en el municipio de Ayapel-Córdoba.



**Figura 1.** Área de estudio. (a) Ciénaga Las Palmas, Nechí-Antioquia. (b) Ciénaga de Ayapel, Ayapel Córdoba.

El Bajo Cauca antioqueño está conformado por los municipios de Zaragoza, El Bagre, Nechí, Caucasia, Cáceres y Tarazá, en límites con los departamentos de Córdoba, Sucre y Bolívar. Existen 40.000 hectáreas de humedales, que corresponden al 41,7% del área total de la región, donde se destacan las ciénagas ubicadas por los ríos Aburrá, Grande, Porce, Nechí y Cauca (UPME, 2014; Instituto de Estudios Regionales-INER, 2004). La extracción de oro de aluvión en el Bajo Cauca antioqueño es la actividad principal de la región, seguido de la ganadería extensiva. Las actividades de minería aurífera de aluvión, desarrolladas desde antes de la época de la Conquista, han sido muy importante en las dinámicas de funcionamiento y desarrollo en el Bajo Cauca (Poveda, 1981). Por otro lado, el municipio de Ayapel, el cual forma parte de la subregión del San Jorge en el departamento de Córdoba, tiene una extensión de 1.959,82 km<sup>2</sup>. La ciénaga de Ayapel es la mayor reserva hidrobiológica de Córdoba, en la cual se sustenta una importante actividad económica de la población. La ciénaga está localizada en el noroccidente de Colombia, sobre un área aproximada de 150 km<sup>2</sup> y a 25 Km de la zona minera con la más alta producción de oro en el país (sur de Bolívar y noreste de Antioquia). Además se encuentra en la cuenca del río San Jorge, con minería extensiva de níquel aguas arriba, así como también con importantes explotaciones auríferas en la parte alta del río San Pedro, sobre la misma cuenca (Jl y Em, 2010) (Figura 1).

**Muestreo.** Se recolectaron dos cores de sedimento, para establecer la dinámica vertical y temporal. Para la toma de muestras se empleó una sonda Livingstone-Bolivia, con tubos de policarbonato de 6,6 cm de diámetro. En la Ciénaga Las Palmas se obtuvo un core de 371 cm de longitud, mientras que en la Ciénaga San Francisco se extrajo un core de 101,5 cm. Los cores de sedimento extraídos fueron cortados y seccionados cada cm (secciones de 1 cm), en el laboratorio. Las muestras fueron homogenizadas, pesadas y liofilizadas, al igual que las muestras de sedimento superficiales. Para la caracterización de las muestras, se analizó su contenido de humedad, densidad, contenido de carbono orgánico, concentraciones de Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn y Met-Hg, granulometría y análisis de radionúclidos (<sup>210</sup>Pb, <sup>137</sup>Cs y <sup>14</sup>C) en los cores sedimentarios.

**Análisis de Información.** Con base en las correlaciones entre las variables, se aplicaron técnicas multivariadas basadas en análisis de correlación y reducción de dimensión, como lo es el análisis de componentes principales (ACP).

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

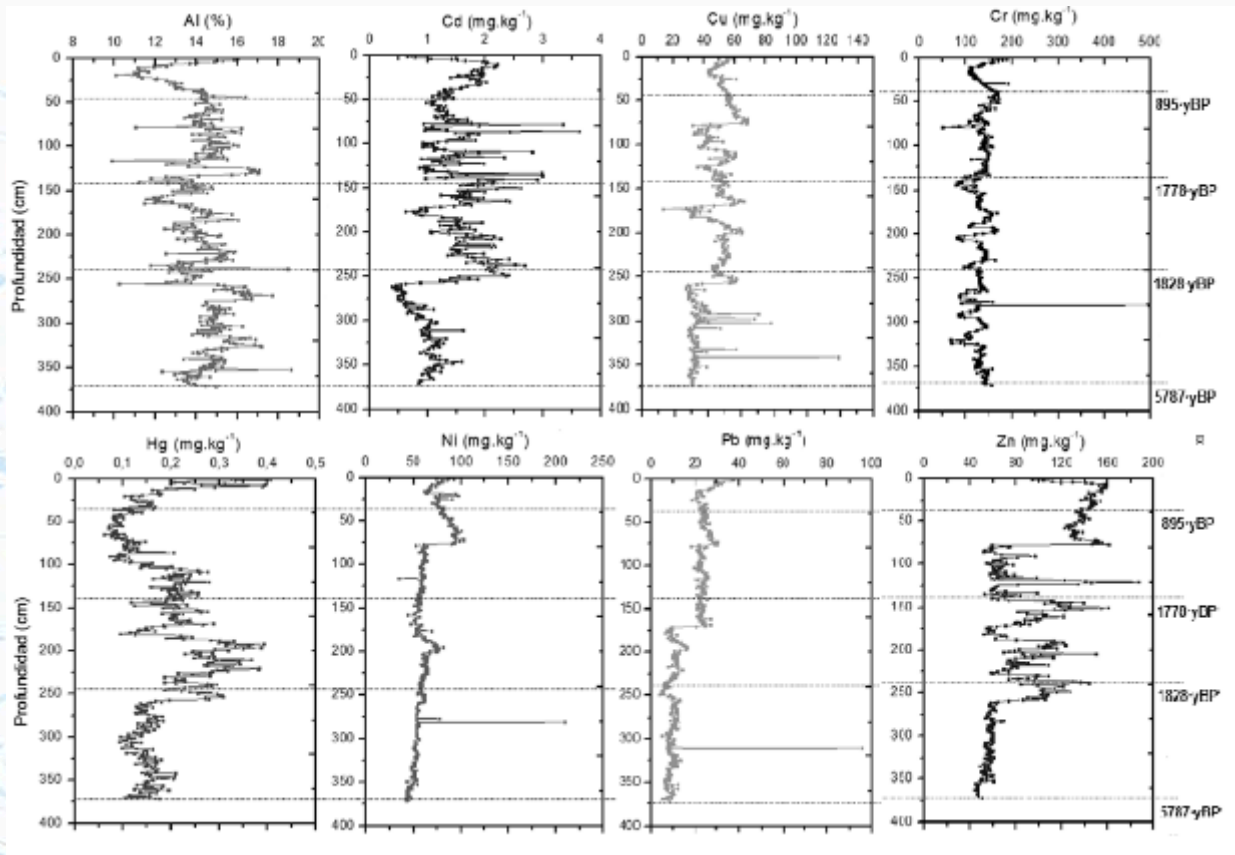
La datación del sedimento bulk con <sup>14</sup>C, revela que la edad aproximada de la ciénaga es de 5.787 ± 29 años BP, con lo cual es posible definir los valores de referencia para este ecosistema, ya que se pudo analizar las secciones pre-antropogénicas (Tabla 1). Además, las tasas de sedimentación estimadas en la ciénaga, muestran evidencias de una acumulación mucho menor de sedimentos previo al desarrollo de actividades antrópicas. Los valores de referencia estimados para la ciénaga San Francisco presentan un comportamiento diferente al registrado en Las Palmas, ya que en general las concentraciones de metales para esta ciénaga aumentan hacia la superficie. Sin embargo, para la ciénaga San Francisco el comportamiento es contrario en varios de los metales analizados. Los valores de fondo del core extraído en la ciénaga San Francisco son considerablemente mayores para Cr, Cu, Ni y Zn con respecto a los valores estimados para Las Palmas

**Tabla 1.** Niveles de referencia de metales pesado para la Ciénaga Las Palmas y la Ciénaga San Francisco (mg.kg<sup>-1</sup>, \*%).

Ciénaga/Metal	*Al	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Las Palmas	14,04 ±	0,90 ±	141,75 ±	29,93	0,135 ±	42,74 ±	7,17	47,22 ±
	0,53	0,02	7,88	±0,04	0,031	1,44	±1,91	1,96
San Francisco	12,23 ±	0,47 ±	191,33 ±	83,85 ±	0,101 ±	96,98 ±	14,88	109,04 ±
	0,54	0,15	7,06	2,49	27,54	1,85	± 0,36	4,35

**Ciénaga Las Palmas.** De acuerdo con la granulometría, la fracción limosa (2-63 μm) fue la más abundante en el core sedimentario, con un valor promedio de 62,56 ± 13,38 %, mientras que la fracción de arcillas y arenas representaron el 34,60 ± 15,41 % y 2,84 ± 6,57 % respectivamente. En los perfiles se puede observar una alta

variabilidad del Al, Cd, Hg y Zn, mientras que el Cr, Cu, Ni y Pb no muestran cambios importantes a lo largo de la profundidad, excepto en profundidades específicas como los 270 cm (Figura 2). El Cd por su parte muestra un incremento en la concentración entre los 250 y 75 cm, el cual disminuye hacia la superficie, obteniéndose valores similares entre la base y la superficie del core, esto puede indicar un efecto de dilución producto del ligero aumento en el porcentaje de arenas hacia la superficie y hacia el fondo. El perfil de Cr presenta pequeñas variaciones. Sin embargo, a los 280 cm aproximadamente se da un aumento considerable en la concentración del metal ( $494,62 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) el cual representa sólo una alteración puntual del sistema, comportamiento que se puede ver en el perfil de otros metales como son Ni ( $208,60 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) y Pb ( $95,60 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), este último a una profundidad de 311 cm. Las concentraciones de Cu aumentan desde el fondo a la superficie, con una diferencia de aproximadamente  $23 \text{ mg.kg}^{-1}$ , lo cual sugiere un enriquecimiento de este metal con respecto a los valores naturales que pueden establecerse para este sistema.



**Figura 2.** Perfiles de concentración de metales para la Ciénaga Las Palmas.

La tendencia inversa entre el contenido de limos y arcillas que se observa en el perfil tamaño de partícula-profundidad, dan cuenta de algunos procesos hidrodinámicos en la ciénaga. El complejo cenagoso El Sapo, del cual hace parte la ciénaga Las Palmas, está influenciado directamente por la quebrada El Sapo, que a su vez se comporta como un sistema combinado de una "Red Hídrica" dado por la interacción quebrada-ciénagas-río (Corporación Montañas, 2005). La dinámica hídrica de la ciénaga está basada en un intercambio río-ciénaga, con variaciones dependientes de la época del año. Durante la época de lluvias el río Nechí vierte aguas a la ciénaga, mientras que en la época seca la ciénaga aporta agua al río. Estos cambios en el régimen de precipitación conducen al intercambio de distintos materiales inorgánicos y orgánicos desde y hacia la ciénaga que se ven reflejados en diferencias entre las fracciones limoarcillosa y arenosas de los sedimentos. Es importante señalar que el sistema cenagoso El Sapo está conectado por sistemas de caños menores y bajos inundables, comunicados entre sí y con el río Nechí por medio de un caño artificial permanente. Este caño se abrió hace aproximadamente 40 años con el objetivo de facilitar el acceso a la zona para comercializar los productos cosechados y se caracteriza por ser mucho más corto, ancho y recto que el caño natural. Como

consecuencia de esta construcción, el caño natural se ha ido cerrando, actualmente sus extremos están colmatados y en la parte media ha perdido ancho y profundidad (Corporación Montañas, 2005). Estos cambios en la dinámica natural entre el río y la ciénaga son fundamentales en los procesos de depositación de materiales. Hacia el fondo, entre los 371 y 250 cm (que corresponde al intervalo comprendido entre 5778 y 1828 años BP) el contenido de limos, la concentración de Cu, Cr, Ni, Pb y Zn es relativamente constante, mientras que los contenidos de arcillas, arenas y las concentraciones de Al, Cd y Hg presentan variaciones considerables. Estos cambios en el sistema pueden estar asociados a la variabilidad climática natural de la región dado que es clara la escasa o nula intervención antrópica.

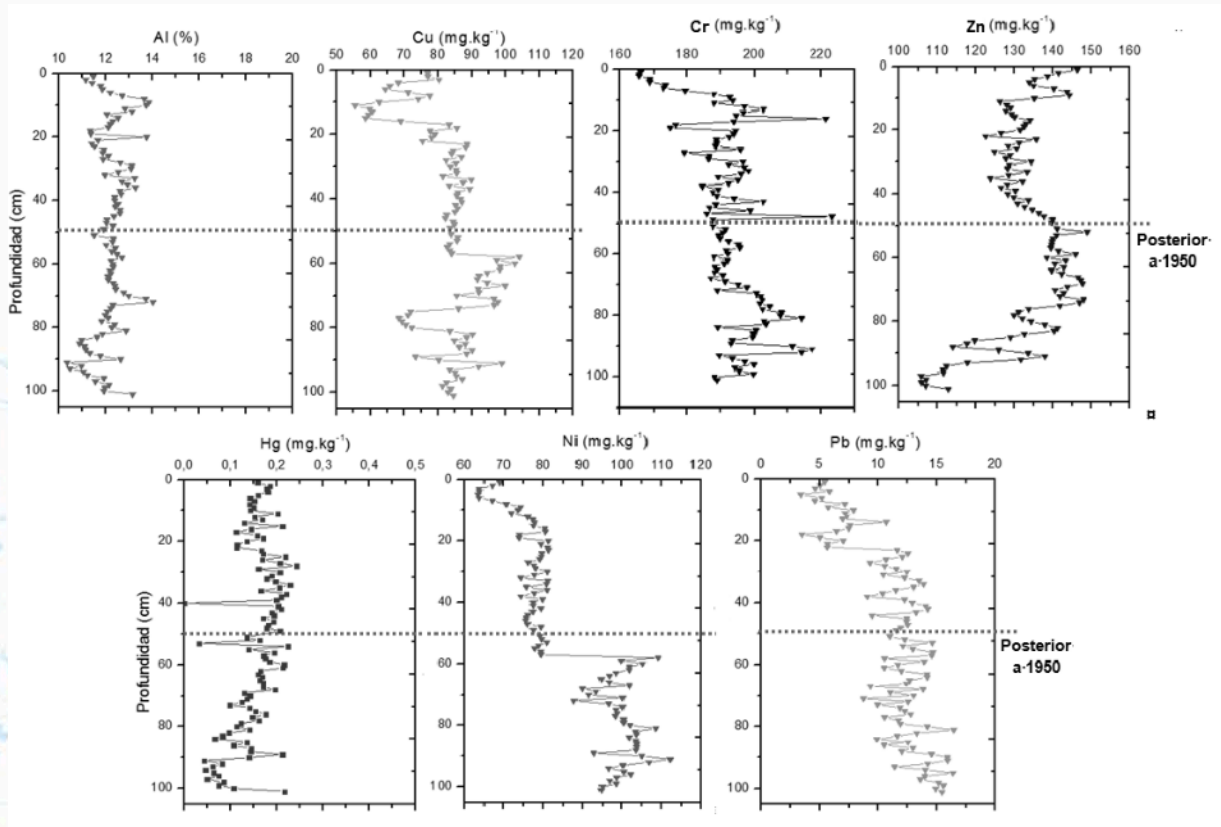
**Ciénaga San Francisco.** El comportamiento de la concentración de Al es relativamente homogéneo a lo largo del todo el perfil, ya que presenta un coeficiente de variación (CV) de 5,82%, mientras que la concentración de Cd es bastante irregular, llegando a tener un CV de 59,17%. El perfil de Cr muestra como la concentración de este metal disminuye hacia la superficie, cambio que se acentúa desde los 20 cm hasta las capas más superficiales. Este comportamiento es similar al que presenta el Cu, observándose las mayores concentraciones de estos dos metales hacia el fondo, por lo cual las concentraciones basales son mayores que las superficiales. Mientras que el Hg presenta importantes variaciones, pero no se establecen tendencias específicas (Figura 3). El Ni muestra una clara división en su perfil de concentración, en el cual se establece un descenso de los niveles desde los 60 cm aproximadamente hasta la superficie, este mismo comportamiento se refleja en el perfil de Pb, donde las concentraciones de fondo son claramente mayores que las de superficie, comportamiento contrario al del Zn, el cual aumenta su concentración hacia la superficie.

El Ni muestra una clara división en su perfil de concentración, en el cual se establece un descenso de los niveles desde los 60 cm aproximadamente hasta la superficie, este mismo comportamiento se refleja en el perfil de Pb, donde las concentraciones de fondo son claramente mayores que las de superficie, comportamiento contrario al del Zn, el cual aumenta su concentración hacia la superficie. Al igual que en la ciénaga Las Palmas, en la ciénaga San Francisco predominan las partículas finas en toda la secuencia sedimentaria, lo que es coherente con el marco geológico y climático en el cual se ubica la ciénaga. La región de la Mojana, donde se encuentra ubicada la ciénaga de Ayapel, y por tanto la ciénaga San Francisco, se caracteriza por ser parte de una planicie aluvial de la depresión Momposina sobre la cual confluyen los ríos Cauca, Magdalena, San Jorge, Caribona y Nechí (Zapata et. al., 2013).

Ubicada en la cuenca del río San Jorge, la ciénaga recibe no solo el impacto de la minería extensiva de níquel aguas arriba, sino también de importantes explotaciones auríferas en la parte alta del río San Pedro. El comportamiento de las concentraciones de metales y el tamaño de partícula en la ciénaga San Francisco responden fundamentalmente, a los cambios hidrológicos que tienen lugar en la ciénaga de Ayapel. Esta posee un sistema hidrológico propio que canaliza las precipitaciones de las quebradas de los costados oriental y sur (Quebradona, quebrada Escobilla, caño Barro, caño Trejos, caño Muñoz y caño La Miel (Zapata, 2005). La ciénaga se alimenta de las cuencas propias y ocasionalmente de crecientes de los ríos San Jorge y Cauca. Por esta razón, la ciénaga se ve afectada de forma considerable por todos los procesos que hacen parte de la dinámica hídrica de esta intrincada red fluvial.

En la ciénaga de Ayapel tiene lugar un fenómeno de transvase, el cual transporta desde los ríos Cauca y Nechí material sólido que es depositado en la ciénaga, y tienen una frecuencia de ocurrencia entre 15 y 18 años (Zapata, 2005). Este proceso podría explicar la procedencia de los diferentes materiales identificados en el core de la ciénaga San Francisco y así como el retrabajamiento de algunas secciones que impidieron el ajuste geocronológico. Además, es clara la estrecha relación entre la dinámica hidrológica de la ciénaga y algunos fenómenos macroclimáticos de escala global que determinan patrones de movimientos de masas de aire, precipitación y evotranspiración, lo que influencia la variabilidad anual e interanual. Como se indicó anteriormente, los efectos del ENSO se traducen en sequías o inundaciones derivadas de las anomalías atmosféricas generadas por el calentamiento o enfriamiento oceánico. Por todo lo anterior, las concentraciones de metales en la Ciénaga San Francisco están influenciadas más por la variabilidad en el comportamiento hidrológico de la ciénaga, modulado por la variabilidad climática, que por las actividades antrópicas que se desarrollan en la zona de influencia de la Ciénaga de Ayapel. Ésto sugiere que, si bien gran proporción de la

Ciénaga de Ayapel está evidentemente afectada por actividades como la minería y la agricultura, lo cual representa un riesgo ambiental, la Ciénaga San Francisco está afectada principalmente por otros factores relacionados con la dinámica hidrológica.



**Figura 3.** Perfiles de concentración de metales para la Ciénaga Las Palmas.

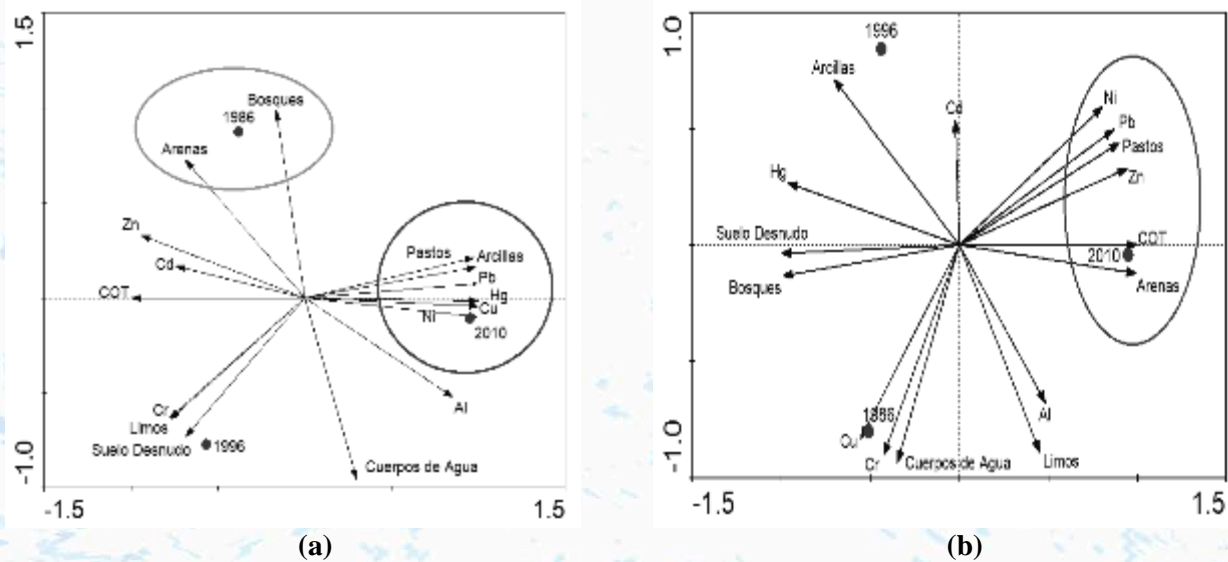
**Coberturas y usos del suelo.** Durante el periodo analizado hubo cambios significativos en las coberturas del suelo para el municipio de Nechí. Se observa que 431 km<sup>2</sup> de vegetación se mantuvieron estables sin ninguna perturbación o afectación, en 246 km<sup>2</sup> hubo deterioro y la vegetación perdió vigorosidad y, solamente hubo mejoría en 150 km<sup>2</sup>. Las diferencias que presenta la vegetación de la zona de estudio pudieron también haber estado influenciadas a favor por factores climáticos tales como las lluvias, la alta radiación solar y las altas temperaturas. Para el municipio de Ayapel, con el proceso de Diferencias entre NDVI, se han mantenido 259 km<sup>2</sup> de vegetación, se observa un deterioro en 146 km<sup>2</sup> y una mejoría en 52 km<sup>2</sup>. Al igual que el Bajo Cauca, las zonas con mejoría en la vegetación podrían estar asociadas con proyectos de reforestación y recuperación ambiental.

La Figura evidencia la relación entre el aumento de algunos metales y el aumento de la cobertura de pastos, lo cual sugiere que los cambios en los usos del suelo pueden estar asociados al aumento en las concentraciones de metales pesado en los sistemas estudiados. La varianza explicada por cada análisis es de 79.3% para la Ciénaga Las Palmas y 72.1% para la Ciénaga San Francisco. Para el caso de la Ciénaga Las Palmas no se evidencia una relación entre la pérdida de cobertura de bosques con la concentración de metales, mientras que para la ciénaga San Francisco esta relación si es evidente y de carácter inverso.

En ambas ciénagas los incrementos en las concentraciones de metales superficiales están asociadas principalmente con la historia reciente, mostrando que en la actualidad los principales aportes de metales pesados a las ciénagas pueden provenir de las actividades antrópicas desarrolladas en las zonas de influencia de éstos ecosistemas y variaciones en el régimen hidrológico de ambas ciénagas, pese a que los aportes de origen

natural son importantes dada la riqueza mineralógica de las cuencas que hacen parte de estos sistemas cenagosos.

Con base en lo anterior y dado el contexto social, económico y ambiental en el que se enmarcan las zonas de estudio, es evidente que los cambios en las coberturas y usos del suelo en los últimos 30 años, determinados a través de la utilización de sensores remotos, pueden estar relacionados con actividades antrópicas como la minería y la agricultura. Sin embargo, es importante señalar que estos cambios también son producto de la variabilidad climática a la que están sometidas estas áreas. Es por esto que uno de los aportes de mayor relevancia de la percepción remota (teledetección) es su capacidad para monitorear procesos dinámicos. La información adquirida por las imágenes de satélite constituye una fuente importante y valiosa para estudiar los cambios que se producen en la superficie terrestre, ya sea debido a factores naturales o por acción humana (UNODC y el Gobierno de Colombia, 2016).



**Figura 5.** Análisis de componentes principales entre coberturas vegetales y la concentración de metales pesados, ciénaga Las Palmas (a) y ciénaga San Francisco (b).

#### 4. CONCLUSIONES.

Se evidenciaron claras diferencias en las concentraciones de metales entre lo que se puede considerar como la era pre-industrial y el desarrollo de actividades antropogénicas, las cuales fueron moduladas inicialmente por la variabilidad climática y por fenómenos naturales que tuvieron lugar en ese tiempo, mientras que en la reconstrucción reciente si bien se tiene un importante aporte antropogénico, la variabilidad climática, que condiciona la hidrología de los sistemas, continua teniendo un papel relevante en la dinámica de los contaminantes. En general las concentraciones naturales de los ecosistemas analizados fueron superiores a otros valores registrados en otras zonas, lo que indica que la litología de algunos ecosistemas colombianos es más rica en minerales y por tanto su aporte natural es mayor.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó en el laboratorio de investigación en Gestión y Modelación Ambiental - GAIA - de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia, con el apoyo del Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS-Colombia), quienes junto con la Universidad de Antioquia proporcionaron los recursos económicos para el desarrollo del proyecto (Contrato 0976\_2012). De igual forma se contó con el apoyo del Laboratori de Radioactivitat

## REFERENCIAS

- Andersen T. J. 2017. Some Practical Considerations Regarding the Application of  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{137}\text{Cs}$  Dating to Estuarine Sediments. In: Weckström K., Saunders K., Gell P., Skilbeck C. (eds) Applications of Paleoenvironmental Techniques in Estuarine Studies. Developments in Paleoenvironmental Research. Vol. 20. Springer, Dordrecht.
- Bernal J. P., Beramendi L., Lugo-Ibarra K., Daesslé LW. 2010. Revisión a algunos geocronómetros radiométricos aplicables al Cuaternario. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana. Vol. 62. N. 3. p. 305-323.
- Combariza D. A., Uribe A., Varona M., Rodríguez I. 2009. Contaminación por metales pesados en el embalse del Muña y su relación con los niveles en sangre de plomo, mercurio y cadmio y alteraciones de salud en los habitantes del municipio de Sibaté, Colombia. Universidad Nacional De Colombia Facultad De Medicina Departamento De Toxicología Bogotá.
- Corporación Montañas. 2005. Plan de manejo ambiental del complejo cenagoso El Sapo en el municipio de Nechí-Antioquia. Convenio interadministrativo número 5792 Corantioquia - Municipio de Cauca. Colombia.
- Cújar-Couttín O. 2005. Ecología Económica. Municipalidad del Rio Iro.
- Delgado-Rodríguez J. M. 2012. Estudio de la Contaminación por metales pesados en la cuenca baja del río Guadiana. Universidad de Huelva. Departamento de Geología. Tesis Doctoral.
- Espinosa L. F., Parra J. P., Villamil C. 2011. Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Bol. Invest. Mar. Cost. Vol. 40. N. 1. p. 7-23.
- Feria J. Marrugo J. González H. 2010. Heavy metals in Sinú river, department of Córdoba, Colombia. South America. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia. N. 55. p. 35-44.
- García-Orellana J., Cañas L., Masqué P., Obrador B., Olid C., Pretus J. 2011. Chronological reconstruction of metal contamination in the Port of Maó (Minorca, Spain). Marine Pollution Bulletin. Vol. 62. p. 1632-1640.
- Goldberg E. D., Koide M. 1962. Geochronological studies of deep sea sediments by the ionium/thorium method. Geochimica et Cosmochimica Acta. Vol. 26. p. 417-450.
- Gomes P., Fontes A. G., da Silva E., Netto A. R. 2001. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. Soil Sci. Soc. Am. J. Vol. 65. p. 1115-1121.
- Koide M., Soutar A., Goldberg E. D. 1972. Marine Geochronology with  $^{210}\text{Pb}$ . Earth and Planetary Science Letters. Vol. 14. p. 442-446.
- Krishnaswamy S., Lal D. 1978. Radionuclide Limnology, en Lerman. A. (ed.), Lakes Chemistry, Geology and Physics: New York, Springer Verlag. p. 153-177.
- Krishnaswamy S., Lal D., Martin J.M., Meybek M. 1971. Geochronology of lake sediments. Earth and Planetary Science Letters. Vol. 11. p. 407-414.
- Hesshaimer V, Levin I. 2000. Revision of the stratospheric bomb  $^{14}\text{C}$  inventory. Journal of Geophysical Research. Forthcoming.
- Instituto de Estudios Regionales (INER). 2004. Bajo Cauca. Desarrollo regional: una tarea común. Universidad-región. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Jl M., Em A. 2010. Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009.
- Lan B., Zhang D., Yang Y. 2018. Lacustrine sediment chronology defined by  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  y  $^{14}\text{C}$  and hydrological evolution of Lake Ailike during 1901-2013, northern Xinjiang, China. Catena. Vol. 161. p. 104-112.
- Levin I., Hammer S., Kromer B., Meinhardt F. 2008. Ra-diocarbon observations in atmospheric  $\text{CO}_2$ : determining fossil fuel  $\text{CO}_2$  over Europe using Jungfrau-joch observations as background. Science of the Total Environment. Vol. 391. N. 2-3. p. 211-216.



- Luque C. J., Castellanos E. M., Castillo J. M., González M., González Vilches M. C., Figueroa M. E. 2008. Distribución de metales pesados en sedimentos de las marismas del odiel (huelva, so. España). Cuaternario y Geomorfología. Vol. 12. N. 3-4. p. 77-85.
- Mancera NJ., Álvarez LR. 2006. Current State of Knowledge of the Concentration of Mercury and Other Heavy Metals in Fresh Water Fish in Colombia. ActabiolColomb. Vol. 11. N. 20.
- Marrugo J., Benitez L., Olivero-Verbel J. 2008-a. Distribution of Mercury in Several Environmental Compartments in an Aquatic Ecosystem Impacted by Gold Mining in Northern Colombia. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. Vol. 55. N. 2. p. 305-316.
- Marrugo J., Verbel J., Ceballos E., Benitez L. 2008-b. Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. Environmental Geochemistry and Health. 30(1):21-30.
- Marrugo J., Lans E-, Benitez L. 2007. Finding mercury in fish from the Ayapel marsh, Cordoba, Colombia. Revista Medicina Veterinaria y Zootecnia Córdoba. Vol. 12. N. 8.
- Olivero J., Johnson B., Mendoza C., Paz R., Olivero R. 2004. Mercury in the Aquatic Environment of the Village of Caimito at the Mojana Region, North of Colombia. Water, Air, & Soil Pollution. Vol. 159. N. 1. p. 409-20.
- Olivero J., Johnson B., Arguello E. 2002. Human exposure to mercury in San Jorge river basin, Colombia (South America). The Science of The Total Environment. Vol. 289. N. 1-3. p. 41-7.
- Ponce Muriel A. 2005. Minería de platino en Colombia. Energy Mining Planning Unit – UPME.
- Ramos Y., Salas K. N. 2015. Evaluación de metales pesados en aguas superficiales en el área de influencia al Emisario Submarino en el corregimiento de Punta Canoas, departamento de Bolívar. Trabajo de investigación. Universidad de San Buenaventura, programa de Ingeniería Química. Cartagena.
- Poveda, G. R. 1981. Minas y mineros en Antioquia. Medellín: Departamento editorial del Banco de la República.
- Ramos Y., Salas K. N. 2015. Evaluación de metales pesados en aguas superficiales en el área de influencia al Emisario Submarino en el corregimiento de Punta Canoas, departamento de Bolívar. Trabajo de investigación. Universidad de San Buenaventura, programa de Ingeniería Química. Cartagena.
- Rivera A., Benham T., Casassa G., Bamber J., Dowdeswell, J. 2007. Ice elevation and areal changes of glaciers from the Northern Patagonia Icefield, Chile, Global Planet. Change. Vol. 59. p. 126–137.
- Rubio B., Nombela MA., Vilas F. 2000. Heavy metal pollution in the Galician Rías Baixas: new background values for Ría de Vigo (NW Spain). Journal of Iberian Geology. Vol. 26. p. 121- 149.
- Sánchez-Cabeza J. A., Ani-Ragolta I, Masqué P. 2000. Some considerations on the Constant Rate of Supply (CRS) dating model. Limnol. Oceanog. Vol. 45. p. 990–995.
- Seuntjens P., Tirez K., imunek J., Van Genuchten MT., Cornelis C., Geuzens P. 2001. Aging effects on Cadmium transport in undisturbed contaminated sandy soil columns. J. Environ. Qual., 30: 1040- 1050.
- Unidad de Planeación Minero Energética (UPME). 2014. Indicadores de la minería en Colombia. Ministerio de Minas. Bogotá.
- UNODC, Gobierno Nacional de Colombia. 2016. Explotación de oro de aluvión: Evidencias a partir de percepción remota. Ministerio de Justicia y del Derecho. Bogotá.
- Yu S., He Z. L., Huang C. Y., Chen G. C., Calvert D. V. 2002. Adsorption– desorption behavior of copper at contaminated levels in red soils from China. J. Environ. Qual. Vol. 31. p. 1129–1136.
- Zapata G., Bermúdez J. G., Rodríguez G., Arango M. I. 2013. Cartografía Geológica de la Plancha 83 Nechí (Departamento de Antioquia). Ministerio de Minas y Energía-Servicio Geológico Colombiano. Bogotá.
- Zapata J. F. 2005. Dinámica hidrológica en la Ciénaga de Ayapel - Modelación del Balance hídrico y simulación hidrodinámica. Trabajo de Investigación Maestría. Universidad Nacional de Colombia - Sede de Medellín. Escuela de Geociencias y Medio Ambiente. Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos. Medellín

# **ID-060: SITUACIÓN DE LA CUENCA DEL LAGO DE ATITLÁN: CALIDAD DEL AGUA Y PÉRDIDA DE SEDIMENTOS POR ESCORRENTÍA**

**ONELIA ROSA MARÍA XICAY FRANCO<sup>A</sup>**

<sup>a</sup> Panajachel, Sololá, Guatemala, [subdirecciontecnica@amsclae.gob.gt](mailto:subdirecciontecnica@amsclae.gob.gt)

## **RESUMEN**

La Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno –AMSCLAE–, es la institución de Gobierno que está facultada para la coordinación de los actores y del manejo integrado de la cuenca. El lago de Atitlán es un icono de paisaje y turismo a nivel nacional e internacional; este cuerpo de agua es de origen cratérico y su cuenca hidrográfica es endorreica. La AMSCLAE realiza monitoreos sistemáticos de las condiciones físicas, química y biológicas de la calidad de agua de lago de Atitlán, así como, de los ríos principales y mayores tributarios, con ello se ha evidenciado que el ingreso de nutrientes a este cuerpo de agua, derivado de distintas fuentes, ha deteriorado la calidad de agua. Dicha alteración está ligada con el continuo ingreso de sedimentos, materia orgánica, residuos de agroquímicos y aguas residuales.

Los mayores tributarios en el aporte del caudal y sedimentos al lago de Atitlán son dos sub cuencas ubicadas al norte de la cuenca: sub cuenca del río San Francisco y sub cuenca del río Quiscab, en esta última, es el sitio de estudio, donde se realizó la estimación de erosión por escorrentía superficial, la sub cuenca del río Quiscab tiene 154 km<sup>2</sup> de extensión. Respecto a la escorrentía, para la medición de caudales se muestrearon doce puntos de aforo, los cuales reflejan que el aumento de los caudales inician en el mes de mayo, y los mayores caudales registrados fueron de 4.13 y 4.14 m<sup>3</sup> /s, que pertenecen a los meses de julio y octubre respectivamente; el aumento y disminución de los caudales está ligado a la época lluviosa y seca de ésta área. Al realizar el análisis de la información de los sedimentos perdidos, se determinó que el punto de muestreo del río Quiscab pierde aproximadamente 77.6 Ton/ha/año, lo cual es muy alto para un área pequeña (1422 ha), debido a que en este punto se toma todo el sedimento perdido en la parte alta y media de la subcuenca; de esta misma área se estima que el total de sedimentos que ingresa al lago de Atitlán es de 110,398 Ton/año, el cálculo de ésta pérdida de sedimento por hectárea es de 6.92 Ton/año.

**Palabras clave:** Lago, Atitlán, Quiscab, erosión, calidad del agua, caudal, uso de la tierra, sedimentos, AMSCLAE.

## **INTRODUCCIÓN**

Paralelo al monitoreo climático, también se realizó un monitoreo del caudal del río Quiscab, de donde se estimó la cantidad de sedimentos perdidos, a través de muestras de agua, a las que posteriormente se realizaron pruebas de sedimentos para relacionarlos con la escorrentía superficial y el área que drena cada uno de los ríos de acuerdo al punto de muestreo, ambos aspectos fueron evaluadas en el período de un año; el análisis de éstos factores se realizó comparando los resultados entre cada uno de los escenarios y relacionándolo con el área de cada unidad en la que se trabajo. Al concluir se estima que el total de partículas de suelo perdidas en la subcuenca y que ingresa al lago de Atitlán es de 110,398 Ton/año.

El crecimiento poblacional en el país hace que el uso de la tierra sufra un cambio brusco, aumentando la urbanización y la explotación de los recursos naturales, alterando los ciclos naturales de la tierra y acelerando la degradación del recurso suelo, agua y bosque; siendo éstos parámetros los que determinan en gran parte la susceptibilidad de los mismos ante estos cambios, en lugares de alta susceptibilidad se eleva el proceso de degradación de los suelos. La subcuenca del río Quiscab abarca dos departamentos: Totonicapán y Sololá; el municipio de Totonicapán se ubica en la parte en la parte alta, la mayor parte del área está conformada por los municipios de Sololá, San José Chacayá, Santa Lucía Utatlán y Nahualá. Dichos municipios no han sido la excepción en cuanto al crecimiento descontrolado de la población, además ésta área es una zona turística muy importante en el país. La subcuenca del río Quiscab es de relevancia, en cuanto a la realización de investigación y manejo de la cuenca del lago de Atitlán, pues es la mayor tributaria en cuanto a contaminación hacia el lago, que en el 2009 fue un tema polémico concerniente a la contaminación y presencia de cianobacterias, debido al

incremento de niveles de nitrógeno y fósforo contenidos en los desechos que llegan al lago, tanto de hoteles, restaurantes, residencias y el uso de productos agroquímicos en la producción de diversas hortalizas alrededor del lago, porque cuando llueve arrastran los componentes de los fertilizantes, a lo cual se debe sumar también el arrastre de sedimentos, nutrientes y contaminación en los eventos de tormentas y huracanes, como Stan en 2005 y Agata en 2010, afectó fuertemente en ésta área, alterando también el ciclo hidrológico. Otra causa es el aumento de la temperatura y los eventos de sequía prologanda en los últimos años, lo que ha provocado que aumente la flora del lago. La urbanización aumenta la escorrentía superficial, al crear superficies más impermeables, como pavimento y edificios, por tanto se reduce la recarga hídrica natural potencial, baja así el nivel de la capa freática y aumenta las sequías, sobre todo para los agricultores y quienes dependen de pozos y nacimientos de agua. Cuando hay contaminantes disueltos o suspendidos en la escorrentía, el impacto humano se amplía. Esta carga de contaminantes puede alcanzar a diversas aguas receptoras, en éste caso al lago de Atitlán.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Sitio de Estudio**

La cuenca de Atitlán se sitúa en el altiplano central de la República de Guatemala. la altitud de la cuenca varía entre los 1562 msnm a orillas del lago, hasta los 3535 msnm en la cima del volcán Atitlán. Así, el terreno es típico escarpado con pendientes predominantes de más de 30° y con paredes, en algunos cañones y entre 200 y 500m de altura (Geólogos del Mundo, 2012). La cuenca de lago de Atitlán limita al norte con la cuenca del Río Motagua, al este con la cuenca del Río Madre Vieja y al sur y oeste con la cuenca del Río Nahualate.

La cuenca tiene 546 Km<sup>2</sup> de área, es una cuenca endorreica, el lago tiene una extensión de 123 km<sup>2</sup>, con una profundidad media de 202m y una profundidad máxima de 327m. en el área sur de la cuenca se localizan tres volcanes: Atitlán, Tolimán y San Pedro (Reyes et al., 2017).

La cuenca abarca 19 municipios, 15 de ellos en su totalidad y que corresponden al departamento de Sololá, y dos parcialmente, Santa Clara La Laguna, Nahualá. Los otros municipios son Totonicapán, y Chichicastenango, que se encuentran presentes en determinada proporción (Figura 1). Se estima una población de cerca de 380, 500 habitantes dentro de la cuenca, sin considerar la población que se encuentra en estos últimos cuatro municipios indicados y que ocupa parcialmente.

La cuenca presenta numerosos cuerpos de agua, en su mayoría de muy corto recorrido y estacional; a los que se denominaron vertientes, a excepción de los ríos principales que conforman las dos subcuncas: Quiscab y San Francisco, situados en el área norte de la cuenca (Figura 1).

### **Subcuenca del río Quiscab**

La subcuenca del Quiscab posee una longitud de 22.25 km y cubre un área de 100 km<sup>2</sup> (Plan Maestro de la RUMCLA, 2007). Como se presenta en la Figura 1, esta subcuenca está conformada por nueve microcuencas: Río Quiscab, Chuiescalera, El Novillero, Pamachá, Parracaná, Argueta, Barraneche-Maria Tecun, Chaquijyá y Xibalbay. Y se encuentran los siguientes municipios: Sololá, San José Chacayá, Santa Lucía Utatlán, Nahualá y Totonicapán.

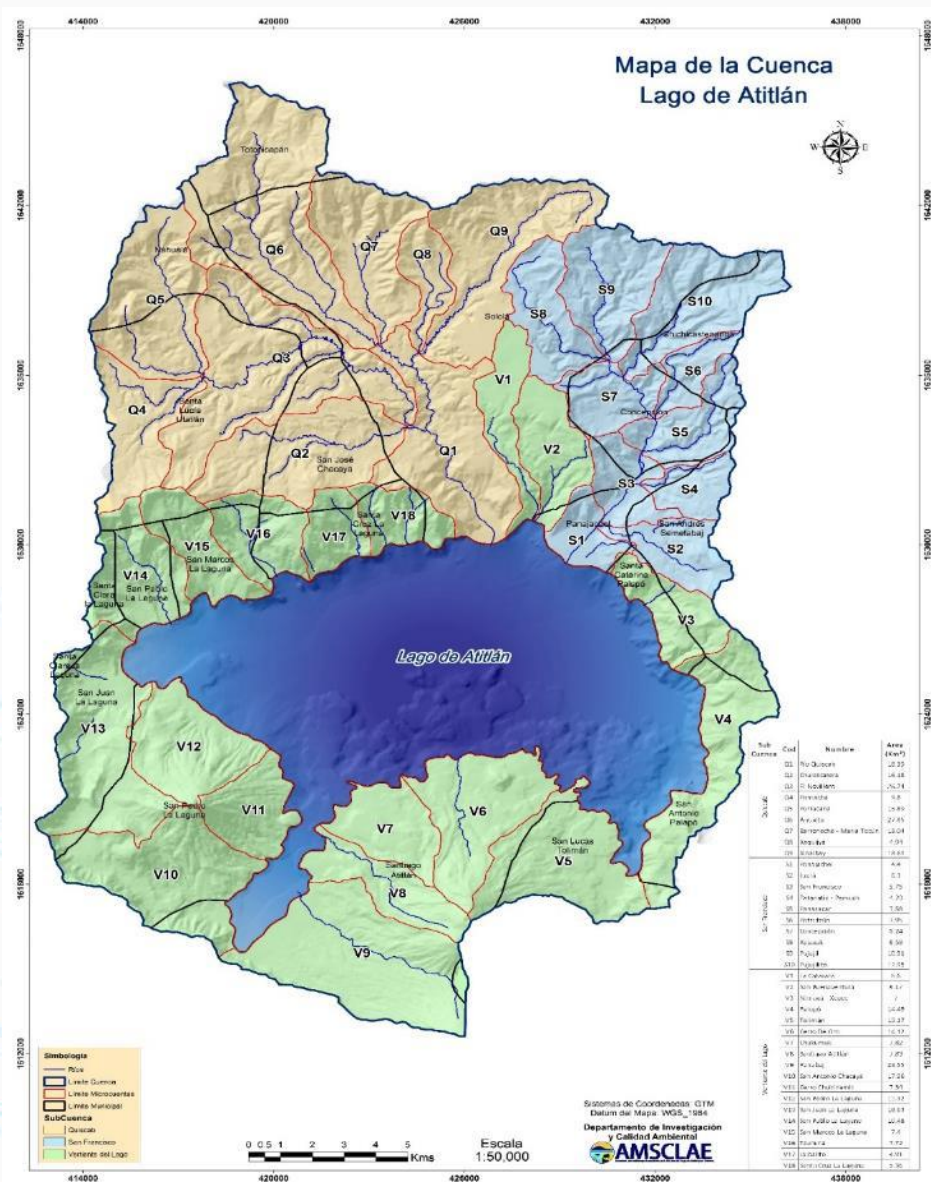


Figura 3. Mapa de la cuenca del lago de Atitlán, las subcuencas Quiscab y San Francisco, y las 37 microcuencas.

### Escorrentía superficial

Para la realización de los aforos se utilizó el método de sección velocidad, en cada uno de los puntos de aforo se realizó la medición del caudal de manera mensual en m<sup>3</sup>/s. Los puntos de aforo ubicados fueron 12, siendo éstos: Hierbabuena, Xibalbay, Chuiscalera, Chuiscalera San José, Xiquel, Novillero Puente, Novillero, Argueta, Maria Tecun, Xaquijya, Xibalbay La Cuchilla y Quiscab. Los aforos fueron realizados de manera mensual durante el período de septiembre del 2007 al mes de agosto del 2008. El caudal fue determinado por mediciones de ancho y profundidad del cauce. Las profundidades, y el ancho del cauce fue dividido en tramos o secciones con distancias conocidas, en el cual se tomaron las profundidades de inicio y al final del tramo, para luego obtener la media de profundidad y multiplicarlo por el ancho de la sección, así se obtuvo el área en metros cuadrados. La determinación de la velocidad se efectuó por medio de flotadores, para lo cual se escogió un tramo recto dentro del

cauce, libre de obstáculos, luego se dividió en tres secciones, las cuales son las orillas y el centro del río, para obtener la velocidad se tomó el tiempo que tardó en recorrer el tramo de longitud conocida, siendo la velocidad distancia recorrida por el tiempo que tardó. El valor obtenido en la velocidad (m/seg) al multiplicarlo por el área (m<sup>2</sup>), dará el caudal del río (m<sup>3</sup>/seg).

### **Estimación de la cantidad del suelo perdido**

#### **Prueba de sedimentos**

Para la determinación de los sedimentos contenidos en el caudal, en cada aforo realizado se tomaron muestras de agua de 1 litro. Luego en el laboratorio se tomaron 100 ml de cada una de las muestras que se pasó por un papel filtro tarado previamente, colocado en un embudo, para obtener el total de la materia en suspensión. Cuando el papel filtro se secaba, después se taraba y se les restó el peso del papel filtro para obtener la cantidad de sedimentos suspendidos en los 100 ml para luego hacer la relación de un litro de agua del caudal de cada punto de monitoreo. Esta cantidad de sedimentos se relacionó con el caudal del cauce principal y así se logró una estimación de los sedimentos arrastrados por hectárea, como el total de sedimentos que llegan al lago de Atitlán. 66 Las partículas de suelo obtenidas se relacionaron con el volumen total de escurrimiento y el área de drenaje de cada punto de aforo para determinar cantidad de suelo perdido por unidad de área y unidad de tiempo, TM/ha/año; relacionando la cobertura y uso del suelo con esas pérdidas.

#### **Otros estudios**

La AMSCLAE a través del departamento de investigación y calidad del agua, realiza monitoreos sistemáticos de la calidad y cantidad de algunos cuerpos de agua de la cuenca, se lleva un registro de los caudales o escorrentía superficial de la desembocadura del río Quiscab, así como del índice de calidad de agua de este.

También se revisó la investigación denominada: Dinámica de la calidad del agua superficial de la subcuenca del Río Quiscab (2008-2012) Departamento De Sololá, Guatemala, C.A. que realizó Jorge Mario Velásquez, publicada en el 2013. De esta se tomó la calidad del agua de los ríos de esta subcuenca.

## **RESULTADOS**

### **Escorrentía Superficial**

Para medir la escorrentía superficial se realizaron aforos en 12 puntos estratégicos de la subcuenca del río Quiscab. El método de aforo es el de sección-velocidad para lo cual se utilizó molinete y/o flotador para determinar la velocidad. El período de estudio fue un año, iniciando en septiembre del 2007 y concluyendo en agosto de 2008; las mediciones se realizaron cada mes en cada uno de los puntos de muestreo, las fluctuaciones de éstas mediciones se muestran en la figura , donde se puede observar que la época lluviosa inicia en el mes de mayo y termina en el mes de octubre, el mes en donde el caudal fue mayor durante el período evaluado es el mes de junio, el aumento y disminución de los caudales está ligado a la época lluviosa y la época seca de éste lugar. Como se muestra en la figura 2, los caudales de mayor valor que se presentan en la subcuenca son de 4.1349 y 4.1444 m<sup>3</sup>/s, que pertenecen a los meses de julio y octubre respectivamente.

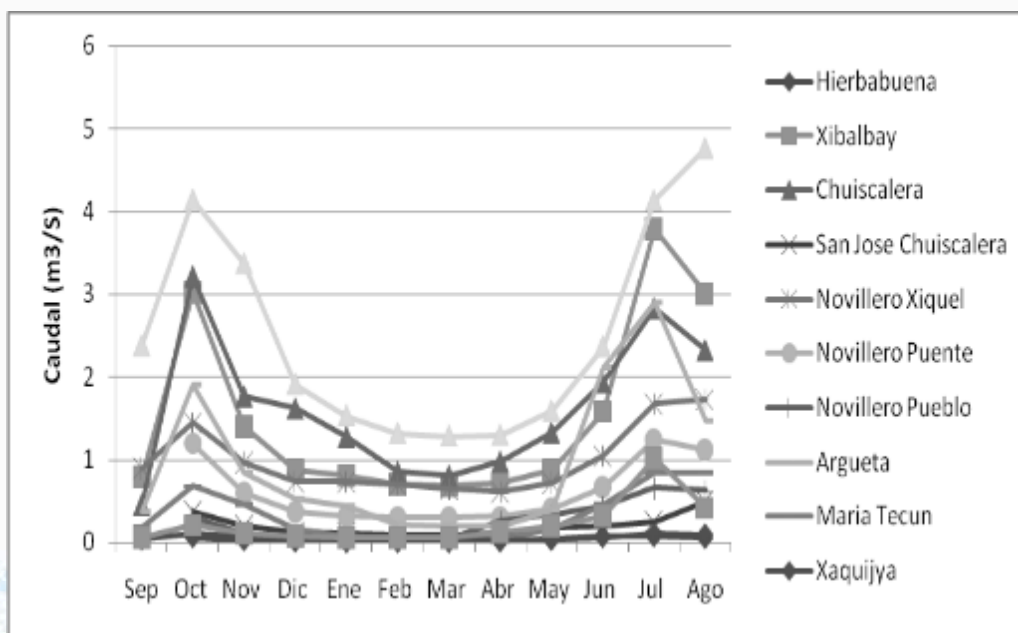


Figura 4. Dinámica de los caudales en los puntos de muestreo de la red hidrográfica de la subcuenca del río Quiscab.

### Estimación de la cantidad del suelo perdido

En el cuadro 1 se muestran los resultados obtenidos del monitoreo de los principales cauces de la subcuenca del río Quiscab, donde se presentan los caudales y sedimentos promedios de los 12 puntos donde se realizaron los aforos y toma de muestras de agua para la determinación de los sedimentos en suspensión contenidos en el caudal de los cauces. El punto de aforo del río Hierbabuena presenta un promedio de arrastre de sedimentos de 517 ton/año, el río Xibalbay 41,112 ton/año, río Chuiscalera 42,321 ton/año, río Chuiscalera San José 2,980 ton/año, río Novillero Xiquel 25,419 ton/año, río Novillero puente 12,496 ton/año, río Novillero 5,623 ton/año, río Argueta 22,118 ton/año, río María Tecun 6,343 ton/año, río Xaquijya 778 ton/año, río Xibalbay la Cuchilla 5801 ton/año y el río Quiscab 110,398 ton/año.

De acuerdo a los valores obtenidos, el punto que presenta un mayor arrastre de sedimentos es el río Quiscab con 110,398 ton/año, ya que es el punto de aforo o desembocadura del río al lago de Atitlán, y el punto que muestra un menor arrastre de sedimentos en la subcuenca del río Quiscab es el río Hierbabuena 517 ton/año, esto se debe a que el río es pequeño en cuanto a su longitud y su ancho y caudal son menores en comparación a los otros puntos que se localizan en la parte alta de la subcuenca. Al unir los valores de arrastre de sedimentos del río Chuiscalera y Xibalbay suman un total de 83,434 Ton/año de sedimento arrastrado, estos dos cauces forman el último tramo del río Quiscab que tiene el máximo arrastre de sedimentos de 110,398 Ton/año, en el cual hay una diferencia de 26,964 Ton/año (24.42%), de sedimentos que el cauce principal del río Quiscab arrastra en su último tramo, el cual tiene un área aproximada de 1422 ha (Cuadro 1).

Al realizar el análisis de la información de cuanto sedimento que se pierden por microcuenca, se determina que el punto de muestreo del río Quiscab pierde aproximadamente 77.60 Ton/ha/año de suelo, lo cual es muy alto para un área tan pequeña (1422 ha), ya que en este punto se está tomando todo el sedimento que se pierde en la parte alta de la subcuenca (figura 3). Por lo que el sedimento que pierde esta área es de 26,964 Ton/año, dando un valor de pérdida de suelo por hectárea de 18.95

Ton/ha/año, se logró determinar que al lago de Atitlán le ingresa un total de 110,398 Ton/año de sedimento perdido en toda el área dando una pérdida de sedimento por hectárea de 6.92 Ton/ha/año. Los otros puntos de interés son las muestras que se tomaron en el río Novillero, para el primer punto de muestra que se tomó en el Aldea el Novillero presentó un arrastre de sedimentos de 5623 Ton/año, para el segundo punto que se localizó a 4 km de distancia aproximadamente su valor de arrastre de sedimentos aumento considerablemente ya que llevaba un 54.99 % más de sedimento (12,496 ton/año), y un tercer punto llamado Novillero Xiquel el cual se localiza a solo 2 km de distancia del punto 2, el arrastre de sedimentos fue de un 50.84 % (25,419 ton/año), más que el punto denominado Novillero Puesto, para lo cual existe una alta pérdida de suelo en el área.

Cuadro 1. Sedimento perdido por la escorrentía superficial o caudal anual promedios para cada punto de muestreo.

Punto de muestreo	Área de drenaje (ha)	Caudal Anual Promedio (m <sup>3</sup> /S)	Sedimentos en suspensión anual (g/L)	Sedimento total (Ton/año)	Sedimento perdido (Ton/ha/año)
Hierbabuena	186.2	0.0285	0.5753	517.06	2.78
Xibalbay	1390.4	1.538	0.8476	41112.89	29.57
Chuiscalera	1006.1	1.5788	0.85	42321.31	42.06
Chuiscalera-San José	1073	0.1855	0.5094	2980.49	2.78
Novillero Xiquel	730.4	0.9643	0.8359	25419.17	34.8
Novillero Puesto	1746.8	0.5642	0.7024	12496.17	7.15
Novillero Pueblo	2416.95	0.2614	0.8359	5623.97	2.33
Argueta	2785.25	0.9396	0.7024	22118.56	7.94
María Tecún	1053.95	0.3181	0.6824	6543.3	6.21
Chaquijyá	803.3	0.0523	0.7465	778.98	0.97
Xibalbay La Cuchilla	1345.05	0.2574	0.6524	5801.79	4.31
Quiscab	1422.6	2.5491	0.4724	110398.65	77.6

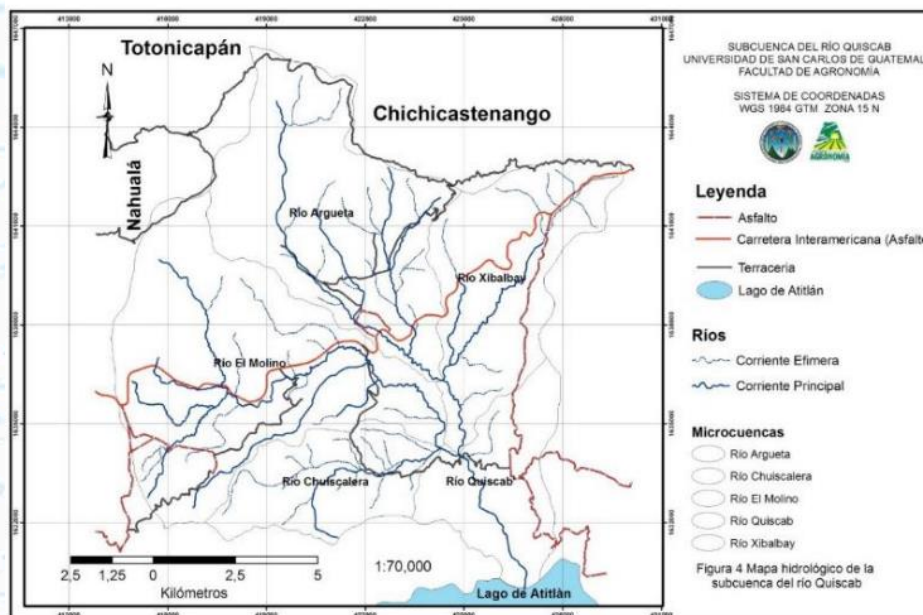
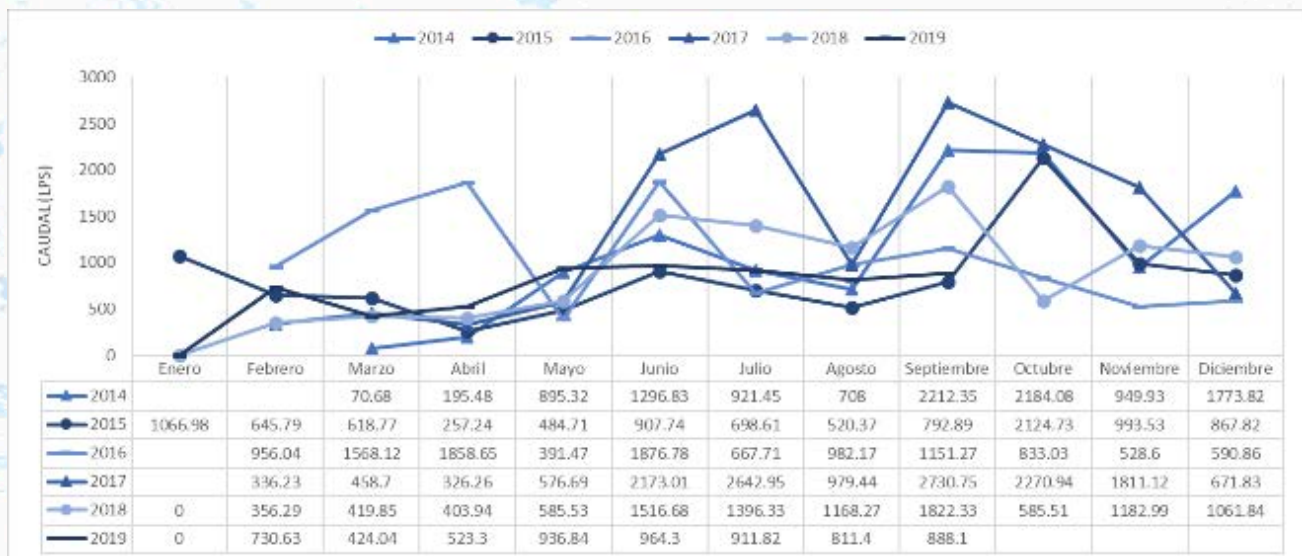


Figura 5. Mapa red hidrográfica de la subcuenca del río Quiscab.

### Calidad de agua de acuerdo a otros estudios

De acuerdo a las características químicas, físicas y microbiológicas evaluadas en los años 2008 y 2012, según Velásquez (2013) en los puntos de muestreo de los ríos de la subcuenca del río Quiscab, se establece lo siguiente: La presencia de nitratos, hierro y sodio al límite y arriba de los límites máximos permisibles; la turbidez de los ríos cercanos a poblados en color y con 187 UNT para el caso del punto Xibalbay.la Cuchilla. En todos los puntos de muestreo, tanto en el año 2008 como 2012, el resultado de coliformes fecales y totales, sobrepasan los límites máximos permisibles.

La AMSCLAE a través de DICA ha realizado el registro de caudales, en litros por segundo, de manera mensual, en el período del año 2014 a 2019, los que se presentan en la figura 4, en dónde se muestra que el caudal de estos ríos depende en gran manera a la tendencia estacional de la precipitación, propia de la región, la época de lluvia inicia en el mes de mayo y finaliza en noviembre. También se observa el efecto de la canícula y prolongación de esta, en los caudales de los meses de julio y agosto.



Fuente: DICA, 2019

Figura 6. Registro histórico de caudales en el punto de aforo de la subcuenca del río Quiscab.

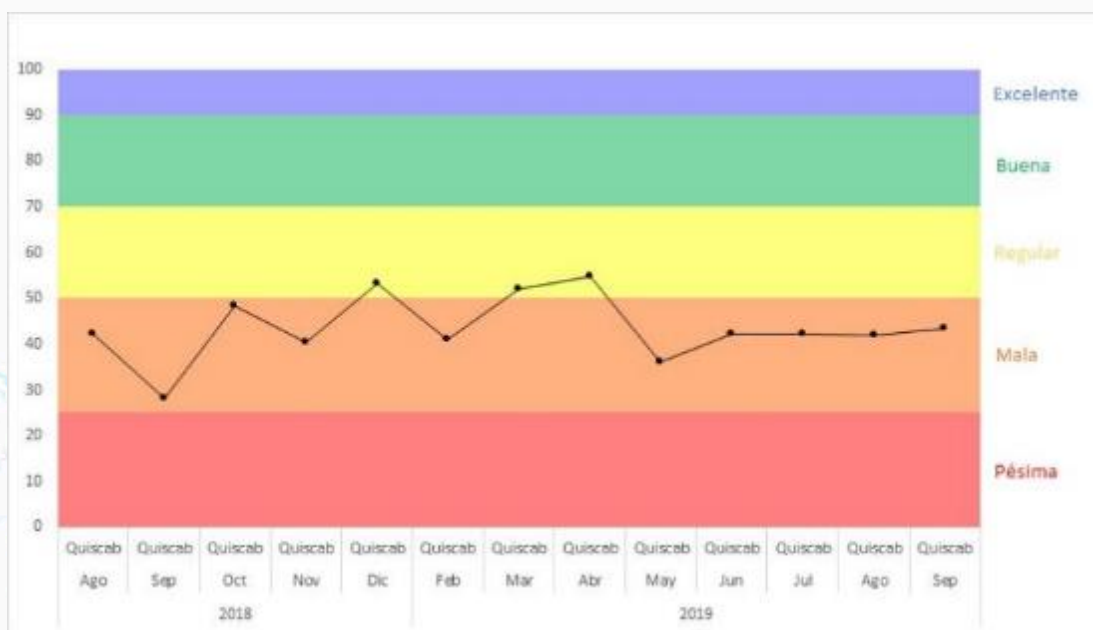
De acuerdo a los monitoreos de la calidad del agua en los ríos de la subcuenca del río Quiscab ha presentado en la mayor parte del período de Agosto-2018 a Septiembre-2019 una calidad mala a regular, según el índice de Calidad de Agua ICA. Los ríos con un “ICA” de categoría “Regular” tienen generalmente menos diversidad de organismos acuáticos. De categoría “Mala” presentan una diversidad baja de la vida acuática y están contaminados.

### DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

De acuerdo a los registros de caudales, estos tienen una variación estacional, indicando que la época lluviosa inicia en el mes de mayo y termina en el mes de octubre, el mes en donde el caudal fue mayor durante el período evaluado es el mes de junio, el aumento y disminución de los caudales está ligado a la época lluviosa y la época seca de este lugar. Los caudales de mayor valor que se presentan en la subcuenca son de 4.1349 y 4.1444 m<sup>3</sup>/s, que pertenecen a los meses de julio y octubre respectivamente.



Se cuantificaron las partículas de suelo perdidas por el arrastre de la escorrentía superficial a través de la medición de la pérdida de suelo; se determinó que el punto de muestreo ubicado en el río Quiscab tienen el valor más alto en relación a su área de drenaje, siendo 77.60 Ton/ha/año, esto se debe a que en este punto se está captando todo el sedimento que se pierde en la parte alta de la subcuenca.



Fuente: DICA, 2019

Figura 7. Calidad de Agua del punto de aforo de la cuenca del río Quiscab.

Los puntos de monitoreo, que presentan mayores valores de sedimento perdido en Ton/ha/año son Xibalbay, Chuiscalera, Novillero Xiquel y Quiscab, con valores de 29.57, 42.06, 34.8 y 77.6, respectivamente. En comparación a las áreas de drenaje para cada uno de los puntos, es relevante mencionar que el punto Chuiscalera tiene 16 % más de pérdida de suelo, en comparación con el punto de Xibalbay, teniendo éste último 616 hectáreas menos que el primero. Esto se debe a la diferencia entre los usos de la tierra en ambas áreas. Por el contrario, el punto de aforo del río Argueta es el que tiene el área de drenaje de mayor valor, con 2785.25 ha. Pero presenta un valor de sedimento perdido menor, 7.94 Ton/ha/año. Lo mismo sucede en el punto de Novillero pueblo, con 2416.95 ha. y únicamente 2.33 Ton/ha/año. Esto es debido, a la cobertura vegetal que presentan las áreas; siendo bosques, cultivos permanentes y anuales.

La subcuenca se ubica en un área protegida por lo que existe un Plan Maestro de la Reserva de Uso Múltiple La Cuenca del Lago de Atitlán -RUMCLA-, en el que se fundamenta la acción de saneamiento y en la que se tienen que coordinar los esfuerzos públicos y privados. Parte de las acciones que realiza la AMSCLAE se concentran en las estrategias siguientes: De Educación Ambiental, Intervención en el tratamiento de las aguas residuales y de Manejo de Desechos Sólidos.

Priorización de las acciones y proyectos en coordinación conjunta de todos los actores de la cuenca, orientados a la eliminación de las entradas de agroquímicos, conservación de suelos, aguas residuales, educación ambiental y sistemas de control, monitoreo e investigación que deberán ser ajustados a la magnitud de la crisis ambiental develada por el florecimiento de la cianobacteria en el lago.

A pesar de las tasas de pérdida de bosque, en la cuenca se trabaja con la recuperación de cobertura forestal, así como la protección y conservación del bosque natural, con esto se contribuye a favorecer la recarga hídrica y disminuir la rápida concentración de escorrentía que causan las crecidas de los ríos, que presenten un alto potencial de riesgo de provocar movimientos en masa que puedan poner en riesgo vidas humanas.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Agradezco el apoyo y asesoría para esta investigación, de los catedráticos de la Subárea de Manejo de Suelo y Agua de la Facultad de Agronomía de la Universidad de San Carlos de Guatemala: MSc. Tomás Padilla, Dr. Marvin Salguero, y Dr. Hugo Tobías.

Reconozco y agradezco el arduo trabajo de la AMSCLAE, a través de los monitoreos sistemáticos a cargo del Departamento de Investigación de Calidad Ambiental, con el fin de tener un registro de parámetros de calidad y cantidad de los cuerpos de agua en la cuenca del lago de Atitlán.

## 6. LITERATURA CITADA

Aparicio Mijares, FJ. 2001. Fundamentos de hidrológica de superficie. México, Limusa. 303 p.

CONAP (Consejo Nacional de Áreas Protegidas, GT). 2007. Plan de desarrollo sostenible de la reserva de uso múltiple cuenca del lago Atitlán, un modelo de conservación y desarrollo sostenible: 2007-2011. Guatemala. p. 20-41.

Geólogos del Mundo, Asociación Vivamos Mejor. Estudio Hidrogeológico y de Recarga en la Cuenca del lago de Atitlán, Guatemala. Proyecto de Cooperación al desarrollo, gestión ambiental y de riesgos de la cuenca del Lago de Atitlán GARICLA III. Guatemala.

Herrera Ibañez, IR. 1995. Manual de hidrología. Guatemala, USAC, Facultad de Agronomía. 223 p.

INE (Instituto Nacional de Estadística, GT). 2003. Censos nacionales XI de población y VI de habitación 2002. Guatemala. 38 p.

Linsley, RA. 1988. Hidrología para ingenieros. 2 ed. México, McGraw-Hill. 386 p. 23.

MAGA (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación, GT). 1991. Plan maestro de riego y drenaje: hidrogeología-disponibilidad de agua subterránea. Guatemala. 72 p. (Proyecto PNUD/OSP/GUA/88/003).

MAGA (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación, GT). 2000. Mapas temáticos digitales de la república de Guatemala. Guatemala. Escala 1:250,000. 1 CD.

Padilla Cámara, TA. 2003. Evaluación del potencial hídrico en la microcuenca del río Cantil, para el aprovechamiento de las aguas subterráneas en la finca Sabana Grande, El Rodeo, Escuintla, Guatemala. Tesis MSc. Costa Rica, UCR. 104 p. 30.

Padilla Cámara, TA; Salguero Barahona, MR; Orozco y Orozco, E. 2003. Metodología para la determinación de áreas de recarga hídrica natural. Guatemala, USAC, Facultad de Agronomía / Instituto Nacional de Bosques. 106 p.

Reyes, F., D. Ujpan, S. Valiente, 2017. Batimetría y Análisis Morfométrico del Lago de Atitlán. Revista Científica, 27(2): 48-58.

Velásquez Godínez, Jorge Mario (2013) *Dinámica de la calidad del agua superficial de la Subcuenca del Río Quiscab (2008-2012) Departamento De Sololá, Guatemala, C.A.* Tesis, Universidad de San Carlos de Guatemala.

## **ID-064: IMPACTO DE LOS USOS DEL SUELO EN LA CALIDAD DEL AGUA EN MICROCUENCAS DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA MARIPOSA MONARCA.**

Nombres MERLO REYES ANA E.<sup>a</sup>, RAMÍREZ RAMÍREZ M. ISABEL<sup>a</sup>, PAEZ BISTRAN ROSAURA<sup>a</sup>, FLORES-DÍAZ ADRIANA C.<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental – CIGA-UNAM, Antigua carretera a Pátzcuaro No.8701, Morelia, Michoacán email: aemerloreyes@gmail.com, isabelrr@ciga.unam.mx, rpaezb@ciga.unam.mx

<sup>b</sup> Centro Transdisciplinar Universitario para la Sustentabilidad, CENTRUS - UIA, Prol. Paseo de la Reforma No.880, Col. Lomas de Santa Fe, CDMX. email: adri.flores.diaz@gmail.com

### **RESUMEN**

La calidad del agua es un indicador de cambios en la dinámica natural de las cuencas, es muy importante su monitoreo y evaluación para salvaguardar la salud humana y la de los ecosistemas. Es necesario detectar sus fuentes de degradación para implementar medidas efectivas en la gestión de cuencas, que aporten información certera a los tomadores de decisiones. En este estudio se analizaron componentes fisicoquímicos y bacteriológicos de muestras de agua recolectadas en siete microcuencas de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, que presentan diferentes usos del suelo y estados de conservación de la cubierta forestal. En la zona es el primer acercamiento para conocer el impacto de la pérdida de bosque, intensificación agrícola y falta de gestión de las aguas residuales rurales sobre la calidad del agua en esta área natural protegida. Analizamos datos colectados en 27 sitios de muestreo a lo largo de seis años (2011- 2017), en temporada de lluvias y de secas. Con cartografía existente y verificación con imágenes satelitales y en campo, identificamos los usos del suelo colindantes a los sitios de muestreo. Se estimó la relación entre los usos del suelo y los valores de variables de calidad del agua de cada sitio de muestreo mediante el coeficiente de correlación Spearman ( $p < 0.05$ ). Los resultados indican que 1) en temporada de lluvias las variables estadísticamente significativas son más respecto a las resultantes en temporada de secas, lo cual se relaciona con la falta de retención y depuración por la escasa cubierta forestal; 2) en los sitios de muestreo con mayor superficie de bosque conservado hay una relación positiva con el oxígeno disuelto, y una relación negativa con los nutrientes y las coliformes fecales, esto valoriza la influencia de un bosque conservado el cual no muestra impacto negativo en los cuerpos de agua; 3) los sitios ubicados en la zona de deposición de la cuenca muestran la calidad de agua más pobre relacionados con la intensificación agrícola, su proximidad a los asentamientos humanos y la falta de infraestructura de saneamiento. La planeación del uso del territorio requiere contar con información sobre estos impactos de forma constante, de modo que sea posible reducirlos y guiar nuevas formas de manejo.

**Palabras clave:** Oriente de Michoacán, Coliformes fecales, Degradación forestal, Área Natural Protegida

### **1 INTRODUCCIÓN**

La calidad del agua puede ser modificada tanto por actividades antropogénicas como por procesos naturales, donde las distintas fases del ciclo hidrológico se comportan como un medio de transporte para contaminantes de diversas fuentes que se encuentran a lo largo de la cuenca (Li *et al.*, 2008; Brooks *et al.*, 2013). Comprender la relación entre los usos del suelo y la calidad del agua es útil para identificar las principales amenazas a la calidad del agua y por lo tanto a la salud humana y la de los ecosistemas. Las características naturales de la cuenca como la topografía y la geología también tienen influencia sobre la calidad del agua (Sliva y Williams, 2001). En conjunto, estos análisis son significativos para la gestión eficaz de los recursos naturales a nivel de cuenca, donde se pueden usar para señalar áreas críticas y tomar medidas para minimizar, controlar y evitar su degradación (Ding *et al.*, 2015).

La importancia de los estudios con un enfoque de cuenca se centra en tomar en cuenta más de una variable respuesta sobre los impactos en el recurso hídrico, pues las relaciones de las variables a analizar dependerán de características distintivas de cada cuenca o microcuenca (Sliva y Williams 2001; Ding *et al.*, 2015).

Estudios en Asia, Estados Unidos de América y Sudamérica han demostrado como los cuerpos de agua rodeados de cubiertas forestales conservadas están relacionados con una calidad del agua superior a la de los cuerpos de agua que se encuentran en cuencas con usos del suelo predominantemente agrícolas o urbanos (Huang *et al.*, 2016; Mello *et al.*, 2018). En estos estudios los parámetros que indican una calidad de agua pobre, como coliformes fecales, nutrientes y turbidez se correlacionan negativamente con el uso del suelo forestal y positivamente con usos del suelo agrícola y urbano. Esto responde a las aplicaciones de agroquímicos y a la descarga directa de aguas residuales domésticas e industriales a los cuerpos de agua, contrario de lo que puede suceder en el bosque donde estos contaminantes están ausentes.

Dada la gran variabilidad existente en la conformación de las cuencas, en términos de su morfología, dinámica hidrológica, y de la cubiertas y uso del suelo, este último puede tener variables efectos en distintos contextos biofísicos (Johnson *et al.*, 1997).

El presente estudio analiza la relación entre el uso del suelo actual y la calidad del agua en sitios de interés local y regional en el contexto de un área natural protegida patrimonio mundial, como es la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (UNESCO, 2008).

Para esta reserva, se han desarrollado estudios de cambios de uso del suelo en diferentes fechas y, análisis de procesos de pérdida y recuperación del bosque en diferentes periodos (Ramírez, 2001; Ramírez *et al.*, 2003; WWF-FM, 2011, 2012; Champo-Jiménez *et al.*, 2012; Vidal *et al.* 2013, Honey-Rosés *et al.*, 2018). Ante la preocupación por la calidad del agua, diversas asociaciones civiles en conjunto con instituciones gubernamentales e internacionales han conformado una red para el monitoreo comunitario de la calidad del agua de sitios prioritarios para consumo local y para la conservación de la biodiversidad (Flores-Díaz *et al.*, 2018). El presente estudio, a través de análisis de laboratorio, sistemas de información geográfica y pruebas estadísticas, identifica los impactos de los diferentes usos del suelo sobre los cuerpos de agua superficiales de la zona, como primer acercamiento para conocer el impacto de la pérdida forestal, la intensificación agrícola y la falta de gestión de aguas residuales rurales sobre la calidad del agua de esta área natural protegida.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

Analizamos siete microcuencas ubicadas en el oriente del estado de Michoacán, entre las coordenadas 19° 49' 58'' y 19° 19' 17'' de latitud Norte y 100° 11' 50'' y 100°26' 24'' de longitud Oeste. Estas ocupan parte de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca y contribuyen a la captación pluvial y la recarga de acuíferos de dos principales sistemas hidrográficos de México: la subcuenca Lerma-Toluca (cuenca del Río Lerma) y la subcuenca Cutzamala (cuenca del Río Balsas) (INECC, 1996) (Cuadro 1, Figura 1).

El área de estudio forma parte de la provincia fisiográfica del Eje Volcánico Transversal, compuesto de un conjunto de sierras y lomeríos con altitudes que varían de los 2 400 a 3 600 msnm. Predominan los bosques de coníferas dominados por oyamel (*Abies religiosa*), pino (*Pinus spp.*) y encino (*Quercus spp.*) en las partes más altas y medias, y continua una transición de bosque a agricultura de temporal y riego. A lo largo de todo el gradiente altitudinal se encuentran llanos y claros donde se lleva a cabo pastoreo de ganado vacuno u ovino y donde se encuentran asentamientos humanos (INE, 1996; CONANP, 2001).

Estas sierras se conforma principalmente por rocas de origen volcánico de distintos grados de acidez (basaltos, brecha volcánica, tobas, andesitas, brechas sedimentarias, volcanoclastos, dacitas) (INE, 1996; INEGI, 1978). En cuanto a los principales grupos de suelo, se encuentran los andosoles, luvisoles, acrisoles, feozem y litosoles (INEGI, 1978).

Cuadro 2. Características de los sitios analizados

Subcuenca	Microcuenca (Ha)	Sitios de muestreo (ID)	Cuerpo de Agua	Zona dentro de la RBMM
Lerma - Toluca	Palo amargoso (1631)	Río oscuro (SFA-3)	Arroyo	Influencia
		Palo amargoso (SFA-1)	Arroyo	Influencia

Cutzamala	La Mina (1587)	La Lomita (CAR-1)	Manantial	Influencia
		La Mina (CAR-2)	Manantial	Influencia
		La Capilla (CU-2)	Manantial	Influencia
		Ojo de Agua 1 (CU-3)	Manantial	Influencia
		Ojo de Agua 2 (CU-4)	Manantial	Influencia
		Arroyo Casa Grande (CU-5)	Arroyo	Influencia
	La Segundita (939)	Manantial 1era Manzana (DO-1)	Manantial	Influencia
		La Segundita (DO-2)	Arroyo	Influencia
	Remunrrejé (3967)	Xorejé (FS-1)	Arroyo	Influencia
		Tamejé (FS-2)	Arroyo	Influencia
		Remunrrejé (FS-3)	Arroyo	Influencia
		La Entrada (CM-1)	Arroyo	Amortiguamiento
	Zitácuaro (5477)	Ojo de Agua del Aguacate (SJZ-1)	Manantial	Influencia
		El agua de Benita (NR-2)	Manantial	Influencia
		Ojo de Agua de San Juan (SJZ-2)	Manantial	Influencia
		La presa (NR-1)	Arroyo	Amortiguamiento
	Del Llano (1657)	Villalobos Poza 1 (CP-2)	Manantial	Núcleo
		Villalobos Poza 8 (CP-4)	Manantial	Núcleo
El Establo Poza 6 (CP-1)		Manantial	Núcleo	
El Establo Poza 8 (CP-3)		Arroyo	Núcleo	
Senguio (8607)	Los Tubos (CH-1)	Arroyo	Núcleo	
	El salto (TU-1)	Arroyo	Amortiguamiento	
	Agua Caliente -Zapatero (SE-1)	Arroyo	Amortiguamiento	
	Los Filtros (SE-2)	Arroyo	Amortiguamiento	
	Los Ailes (SE-3)	Arroyo	Influencia	

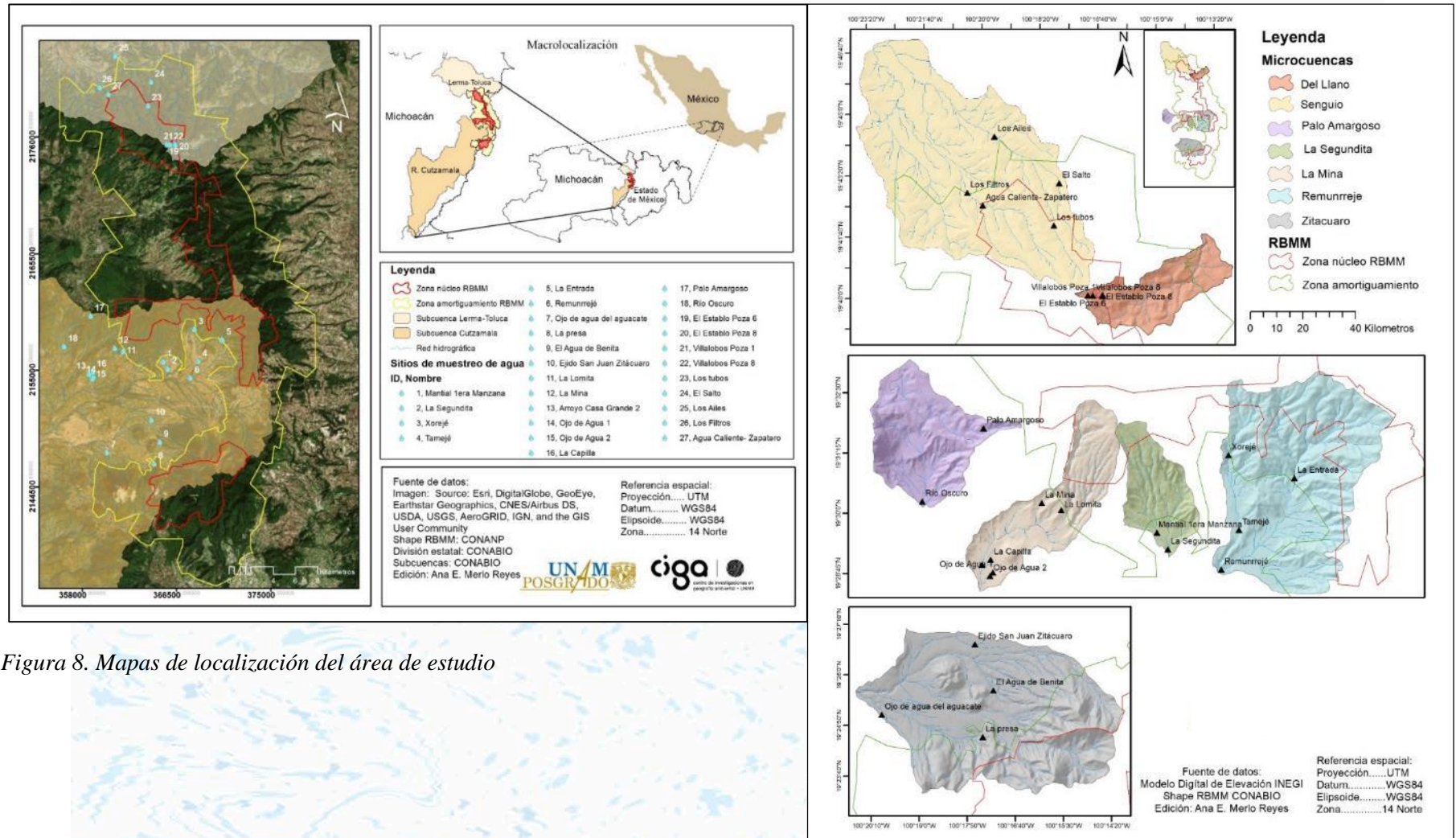


Figura 8. Mapas de localización del área de estudio

Se utilizaron los datos de diversos parámetros de calidad del agua de colectas bianuales en los 27 sitios de muestreo de la Red de Monitoreo Comunitario del Agua – Mariposa Monarca (RMCA-MM). La toma y preservación de las muestras se llevó a cabo respetando los lineamientos de la Norma Oficial Mexicana NOM-230-SSA1-2002. Los análisis de calidad del agua se realizaron en el Laboratorio de Análisis de Suelo y Agua (LASA) del Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental de la UNAM – Campus Morelia. Se analizaron 17 parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos que en un primer momento se utilizan como pruebas de validación para comparar con los resultados de parámetros tomados y analizados in situ por la RMCA-MM (Cuadro 2).

La colecta de muestras para análisis de validación de laboratorio se llevó a cabo de 2011 a 2017 en dos épocas del año, en lluvias (septiembre) y en temporada de estiaje (abril). En laboratorio se analizaron 9 parámetros más que los registrados en campo con métodos participativos. Los parámetros analizados en laboratorio son: pH, alcalinidad, dureza, oxígeno disuelto, turbidez, conductividad eléctrica, aniones (cloruros, fluoruros, nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos), cationes (calcio, sodio, potasio y magnesio), coliformes fecales y otros coliformes.

Cuadro 2. Métodos de análisis de parámetros evaluados

Parámetros	Abreviaturas	Unidades	Métodos analíticos
Potencial de Hidrogeno	pH	Unidades de pH	Potenciométrico NMX-AA-008-SCFI-2001
Alcalinidad	Alc.	mg/l CaCO <sub>3</sub>	Volumétrico. Metrohm 848 Titrimo Plus NMX-AA-036-SCFI-2001
Dureza	Dza.	mg/l CaCO <sub>3</sub>	Volumétrico con base en NMX-AA-072-SCFI-2001
Oxígeno disuelto	OD	mg/l	Electrométrico con base en NMX-AA-012-SCFI-2001
Turbidez	Tbz.	UTN	Nefelométrico. Turbidímetro HACH 2100 N NMX-AA-038-SCFI-2001
Conductividad eléctrica	CE	μS/cm	Potenciométrico NMX-AA-093-SCFI-2000
Cloruro, Fluoruro, Nitritos, Nitratos, Sulfatos y Fosfatos	Cl <sup>-</sup> , F <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> y PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	mg/l	Cromatográfico. Cromatógrafo iónico Metrohm 883 Basic IC plus. Método proporcionado por Metrohm y EPA 300.1
Sodio, Potasio, Magnesio y Calcio	Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Mg <sup>+</sup> y Ca <sup>+</sup>	mg/l	Cromatográfico. Cromatógrafo iónico Metrohm 883 Basic IC plus. Método proporcionado por Metrohm y EPA 300.1
Coliformes Fecales ( <i>Escherichia coli</i> )	Col.Fec ( <i>E. coli</i> )	UFC/100 ml	Método de filtración en membrana con base en la NMX-AA-102-SCFI-2006
Coliformes termotolerantes	Col.Tot	UFC/100 ml	Método de filtración en membrana con base en la NMX-AA-102-SCFI-2006

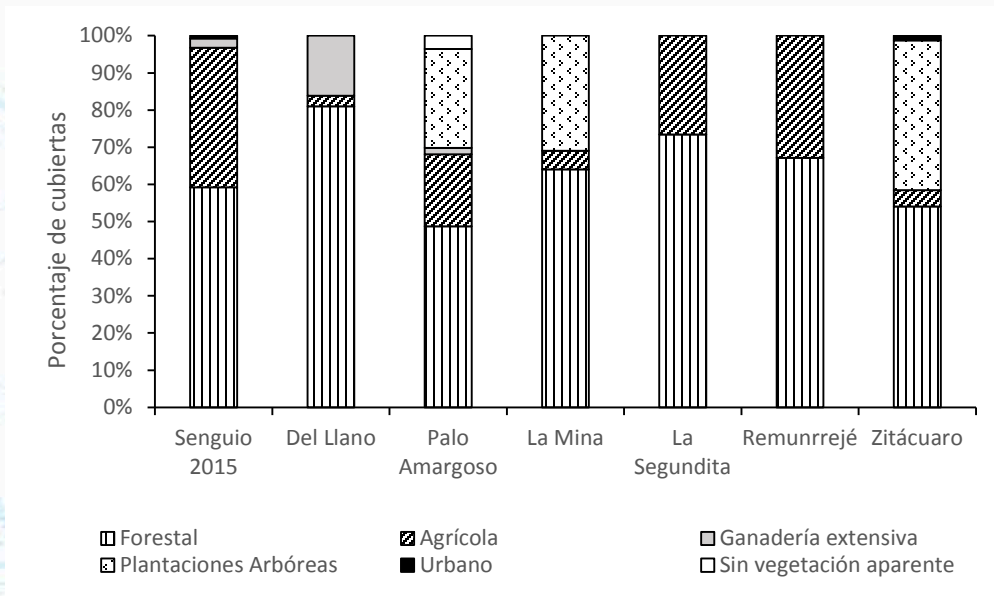
La generación y procesamiento de datos espaciales se llevó a cabo en ArcMap 10.5. Para identificar los usos del suelo actuales se utilizó el mapa más reciente de la serie de Vegetación y cubiertas del suelo de la RBMM (Ramírez *et al.*, 2007; Ramírez *et al.*, 2015). Las clases de este mapa se agruparon en seis categorías de uso del suelo, tomando los criterios de agrupación de Velázquez *et al.* (2002), Bu *et al.*, (2014) y Ding *et al.*, (2015). Para validar y actualizar las categorías al 2017 se utilizó información recolectada en campo y la interpretación visual a escala 1:40000 de imágenes Sentinel 2-A y Digital Globe de Google Earth (2015-2017). Para generar el mapa de la red hidrográfica se utilizó el Modelo Digital de Elevación (MDE) de 15 m de resolución de INEGI, 2015.

La relación entre las variables de calidad del agua y las categorías de los usos del suelo se determinó mediante la aplicación del coeficiente de correlación de Spearman ( $p < 0.05$ ) (Li *et al.*, 2008; Bu *et al.*, 2014; Ding *et al.*, 2015) en el programa SPSS 22.0. Dando valores a los usos del suelo entre 0 y 1 dependiendo de donde se ubicaban los sitios de muestreo de agua, 1 es presencia y 0 ausencia.

### 3 RESULTADOS

#### *Distribución de los usos del suelo*

En todas las microcuencas de estudio predominan usos de suelo que se expresan en cubiertas forestales: oyamel (*Abies religiosa*) en las partes más altas, pino (*Pinus sp.*), encinos (*Quercus sp.*) y arbustos secundarios en la parte media de la microcuenca. La superficie ocupada por esos usos del suelo forestales va desde el 49% en la microcuenca de Palo Amargoso hasta el 81% para la microcuenca Del Llano (Figura 2).



*Figura 9. Porcentaje de superficie ocupada por tipo de usos del suelo en microcuencas del oriente de Michoacán.*

La ganadería extensiva que se realiza en la reserva es difícil de delimitar, ya que se encontraron evidencias de ganadería de libre pastoreo incluso bajo las cubiertas forestales. No obstante, en determinados momentos se concentra en pastizales que abarcan desde pequeños porcentajes de superficie en las microcuencas de Senguio y Palo Amargoso (2.47% y 1.78%, respectivamente), hasta superficies mayores en la microcuenca Del Llano (16%). En esta última se trata de pastizales naturales en llanos de la zona núcleo de la RBMM.

El uso del suelo agrícola comprende la agricultura de temporal y de regadío y está ampliamente distribuido en tres de las siete microcuencas analizadas, para la microcuenca Senguio abarca el 37.5%, en las microcuencas de Remunrrejé y La Segundita es el segundo uso del suelo con mayor predominancia con 32.9% y 26.5%, respectivamente.

En la microcuenca Palo Amargoso el uso agrícola ocupa 19.3% de la superficie. Esta última microcuenca junto con las de La Mina y Zitácuaro presentan plantaciones arbóreas frutícolas como el segundo uso del suelo más dominante, compuesto por cultivos perennes de aguacate, guayaba y durazno, entre otros. Las plantaciones arbóreas abarcan el 26.5%, 30.9%, y 39.9% respectivamente para cada una de esas microcuencas (Figura 3).



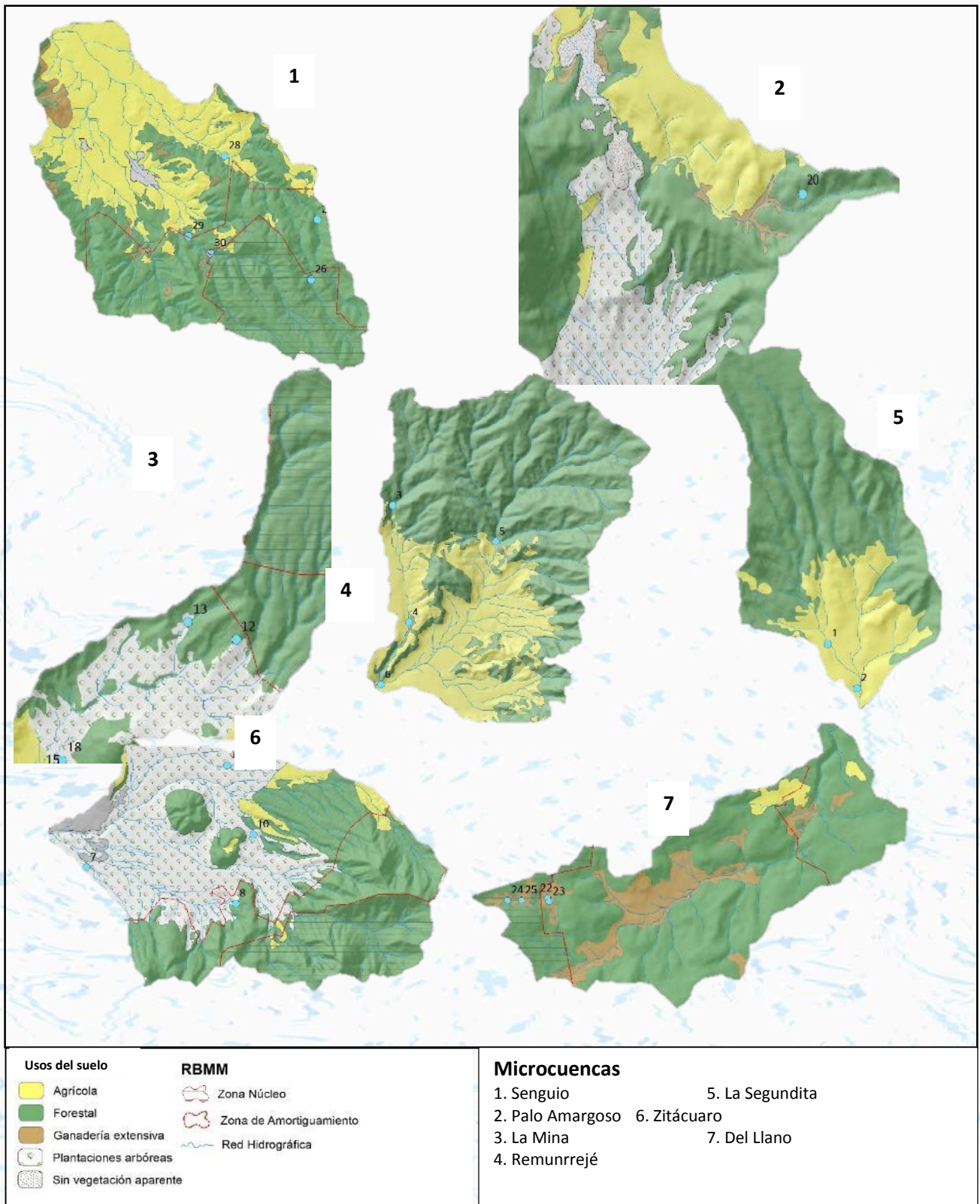


Figura 10. Usos del suelo en microcuenclas analizadas.

### *Variaciones espaciotemporales de la calidad del agua*

Las coliformes totales y fecales, la turbidez y los fosfatos fueron los parámetros que sobrepasan los valores establecidos como permisibles para el consumo humano en la legislación mexicana.

Las coliformes fecales y totales se presentan en todas las microcuencas y en ambas temporadas, con grandes variaciones. Encontramos sitios con concentraciones mayores a 5,000 unidades formadoras de colonias (UFC) específicamente el sitio que se encuentra con mayor influencia a los asentamientos humanos y uso agrícola (La Segundita) que presenta valores entre 900 y 6,667 UFC de *e.coli* y de 4,000 y 20,000 UFC en c. totales), mientras que el sitio con menor concentración se encuentra dentro de un uso del suelo forestal (Palo amargoso) con resultados entre 0 y 25 UFC de *e. coli* y 7 y 53 UFC c. totales.

Los fosfatos ( $PO_4^-$ ) en temporada de lluvias, en la mayoría de los sitios de todas las microcuencas sobrepasan el máximo permisible marcado por los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua (CECCA, 1989), mientras que en la temporada de secas la mayoría de los sitios se presentan bajo el límite máximo permisible (0.1 mg/l). Lo anterior se puede asociar con la agricultura de temporal, mayormente practicada en todas las microcuencas, por lo tanto, la aplicación de fosfatos aumenta en esta época, aunado al transporte de los mismos a través de la escorrentía pluvial.

En lo que respecta el oxígeno disuelto la concentración mínima que se toma como control de buena calidad es 4 mg/l (CE-CCA-01/89). Solo en el sitio La Mina en temporada de secas la concentración es menor a 4 mg/l, el cual varía de 3.82 a 7.94 mg/l durante todos los años de monitoreo. A pesar de que solo un sitio está por debajo de la concentración ideal, los sitios restantes se encuentran vulnerables con el aumento de la degradación forestal.

Con base en los resultados de la prueba Kruskal-Wallis ( $p < 0.05$ ), el pH, los coliformes fecales y totales, los sulfatos y el fluoruro se comportan sin variación temporal significativa en todas las microcuencas, es decir, en lluvias y secas sus valores no presentan cambios significativos, esto lo relacionamos por el periodo de estudio, en al menos los últimos seis años la problemática mencionada anteriormente ha persistido.

El parámetro que muestra una variabilidad temporal en todos los sitios es el caudal, el cual en temporada de secas para todos los sitios de muestreo disminuyó y en los sitios de Arroyo Casa Grande, Palo Amargoso, Establo Poza 6, Establo Poza 8, Villalobos Poza 1, Villalobos Poza 8, El Salto y los Ailes desapareció. Este se convierte en uno de los mayores impactos de la intensificación agrícola, pues por el desvío de flujos naturales y la creación de canales de riego, pone en riesgo toda la dinámica natural de las microcuencas, afectando de esta manera a los ecosistemas presentes y a los asentamientos cuenca abajo. Algunos de los sitios -en su mayoría manantiales- no se estimaron valores de velocidad de flujo, sin embargo, los usuarios comentan un notorio cambio en el volumen de agua que solían ver.

### *Relación usos del suelo – calidad del agua*

El análisis de correlación Spearman muestra relaciones significativas entre los diferentes usos y cubiertas de suelo y los parámetros de calidad del agua durante temporada de secas y lluvias (Tabla 1). El uso forestal mostró correlación significativa positiva en temporada con el oxígeno disuelto (OD) mientras que la correlación significativa negativa fue con los coliformes fecales, los sulfatos, los cloruros y el calcio. Para el uso agrícola los resultados mantienen grandes diferencias, su correlación significativa positiva fue con la turbidez, ambas formas de coliformes, sulfatos y sodio. Las plantaciones arbóreas se comportaron de manera similar, siendo correlacionado positivamente con la alcalinidad, la dureza, la conductividad eléctrica, nitratos, fosfatos, cloruros, fluoruros, potasio, calcio y magnesio. El caso con la ganadería extensiva fue una correlación exclusivamente negativa con los siguientes parámetros: la alcalinidad, dureza, conductividad eléctrica, sulfatos, cloruro, fluoruro, calcio, sodio, potasio y magnesio.

Tabla 8. Resultados del coeficiente de correlación Spearman.

Parámetros de calidad del agua	Forestal		Agrícola		Plantaciones Arbóreas		Ganadería Extensiva	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
pH	.056	.154	<b>.473*</b>	.246	<b>-.482*</b>	<b>-.480*</b>	-.040	.13
Alc	-.324	-.227	.339	.344	<b>.446*</b>	<b>.389*</b>	<b>-.482*</b>	<b>-.589**</b>
Dureza	-.361	-.211	.344	.325	<b>.410*</b>	<b>.414*</b>	<b>-.402*</b>	<b>-.562**</b>
OD	.298	<b>.415*</b>	.095	.115	-.283	-.365	-.147	-.228
C.E.	-.374	-.239	.347	.375	<b>.469*</b>	<b>.408*</b>	<b>-.468*</b>	<b>-.602**</b>
Turbdz	-.002	-.025	<b>.389*</b>	.215	<b>-.484*</b>	<b>-.557**</b>	.040	.348
<i>E. coli</i>	<b>-.661*</b>	-.353	.378	<b>.403*</b>	.084	-.348	.120	.254
Col. Tot	-.377	-.150	<b>.450*</b>	<b>.406*</b>	-.058	<b>-.410*</b>	-.134	.080
Nitratos	-.283	-.222	.081	-.168	<b>.558*</b>	<b>.678**</b>	-.348	-.254
Fosfatos	-.020	-.101	.120	-.294	.366	<b>.434*</b>	<b>-.455*</b>	-.080
Sulfatos	<b>-.405*</b>	-.376	<b>.414*</b>	.271	.011	.154	-.027	.000
Cloruro	-.301	<b>-.431*</b>	.280	.020	<b>.418*</b>	.371	<b>-.442*</b>	.027
Fluoruro	-.113	.135	.271	-.025	<b>.414*</b>	.306	<b>-.590**</b>	<b>-.423*</b>
Sodio	-.110	-.137	<b>.389*</b>	<b>.440*</b>	.138	.150	<b>-.402*</b>	<b>-.469*</b>
Potasio	-.125	.331	-.004	.136	<b>.584**</b>	-.003	<b>-.516**</b>	<b>-.589**</b>
Calcio	<b>-.468*</b>	-.351	.339	.367	<b>.389*</b>	.324	-.268	<b>-.469*</b>
Magnesio	-.294	-.159	.355	.304	<b>.460*</b>	<b>.438*</b>	<b>-.549**</b>	<b>-.616**</b>

Nota: El uso urbano y la cubierta sin vegetación no presentaron relación con ningún parámetro, en ninguno de los dos niveles, por la ausencia de sitios en estas categorías. En negritas resultados significativos estadísticamente.

\*\* . La correlación es significativa en el nivel 0.01 (2 colas)

\* . La correlación es significativa en el nivel 0.05 (2 colas)

#### 4 DISCUSIÓN

Los resultados del presente estudio indican que el uso forestal, el uso agrícola y las plantaciones arbóreas principalmente, tienden a presentar correlaciones estadísticamente significativas -positivas o negativas- con los principales parámetros de calidad del agua. Estos resultados coinciden con estudios que establecen a las áreas agrícolas y urbanas como los principales usos del suelo asociados a concentraciones elevadas de nutrientes y posicionan al bosque como un mecanismo natural de depuración (Ahearn *et al.*, 2005, Li *et al.*, 2008; Ding *et al.*, 2015; Mello *et al.*, 2018).

Mientras que el uso agrícola se reporta asociado a la presencia de nitratos y fosfatos en los cuerpos de agua aledaños (Meybeck *et al.*, 1996) en este estudio la correlación fue con las plantaciones arbóreas. Esto se puede explicar porque es un uso del suelo más intensivo que incorpora mayores cantidades de fertilizantes y otros químicos que se aplican a lo largo de todo el año. También se detectaron otros indicadores de calidad del agua específicos para esta cubierta del suelo, como iones (fósforo, potasio, calcio y magnesio) que normalmente se le adicionan al suelo por medio de fertilizantes para los árboles frutales, como el del aguacate (Tapia Vargas *et al.*, 2005). La presencia de iones de potasio, calcio y magnesio con las plantaciones arbóreas, en temporada de lluvias coincide con los estudios de Li *et al.* (2009) y Bu *et al.* (2014) quienes señalan que en esta temporada el uso agrícola se relaciona con más variables que durante la temporada de secas, debido al arrastre de sedimentos y fertilizantes aplicados, transportados a través de la escorrentía (Peters y Meybeck, 2000).

El uso agrícola, que en nuestro caso agrupa los cultivos temporales (maíz, trigo, frijol, hortalizas, etc.), presenta relación con los sulfatos, coliformes fecales (*E. coli*), coliformes totales, turbidez y sodio, los cuales, con excepción de la turbidez y el sodio, presentan concentraciones sin diferencia significativa entre lluvias y secas.

Para la presencia de sulfatos se discuten varias teorías, en las que destacan la oxidación de sulfuros en rocas ígneas, metamórficas o sedimentarias, o la concentración en el suelo del agua de lluvia, lo mismo que sucede con la presencia de sodio (Custodio, 2001).

Las actividades urbanas y agrícolas y otras prácticas antrópicas, que implican el uso de combustibles fósiles o químicos con azufre, son las que tienen mayor impacto en esta correlación (García *et al.*, 2006; Ayala Morales, 2014). Por lo tanto, a pesar de que las máximas concentraciones de sulfatos encontradas (71 mg/l) no superen el límite máximo permisible (400 mg/l), su presencia puede ser un indicador de contaminación derivada de fuentes difusas que requiere un inmediato monitoreo.

En el caso de la relación entre el uso del suelo agrícola con los coliformes fecales, estos comúnmente provienen de fuentes puntuales como descargas de aguas residuales, lixiviados de fosas sépticas y heces de humanos y animales por defecación al aire libre. Esta contaminación por coliformes también puede presentarse por fuentes difusas, tales como el estiércol utilizado en el fertilizante orgánico, el riego de cultivos con aguas negras y la ganadería extensiva (Chapman y Kimstach, 1996; Reder, Flörke y Alcamo, 2015). Para nuestro caso, esta relación probablemente se asocie a la cercanía de zonas habitadas sin sistema de saneamiento adecuado, así como a la presencia de distintos tipos de animales que defecan o transportan en sus patas materia fecal.

El que no se hayan detectado variaciones temporales en los sulfatos ni en coliformes fecales, responde a una constante fuente de emisión durante al menos los seis años de muestreo. Por otra parte, las variaciones espaciales muestran una dinámica diferente para cada microcuenca, por lo cual las concentraciones en cada sitio dependerán de la fuente de emisión del parámetro.

El uso del suelo forestal, por su parte, presenta una relación inversa tanto con sulfatos como con coliformes fecales y se relaciona de manera positiva con el oxígeno disuelto, parámetro que no presenta ninguna otra asociación en los demás usos del suelo y está asociado a la buena salud de los cuerpos de agua (Xia, Liu y Zao, 2012; Ding *et al.*, 2015; Mello *et al.*, 2018).

El oxígeno disuelto es una de las características más importantes para la integridad biológica del medio ambiente acuático (Brooks *et al.*, 2012), esta misma relación fue encontrada en el estudio de Mello *et al.* (2018), donde relacionó concentraciones de distintos parámetros de calidad del agua - oxígeno disuelto, nitrógeno total, fósforo total, SST, *E.coli*, entre otros - en microcuencas con diferentes grados de conservación de la cubierta forestal, donde, incluso microcuencas con áreas agrícolas pero con predominancia forestal mostraron una mejor calidad del agua que, microcuencas con poca cubierta forestal sin áreas agrícolas.

La cubierta forestal conservada es predictora de buena calidad del agua en varios estudios, Bu *et al.* (2014) y Ding *et al.* (2015) señalan que esta asociación es debido al bajo impacto antropogénico que hay en el bosque. Además, el bosque y la vegetación ribereña actúan como una zona de retención de nutrientes, los cuáles son asimilados por microorganismos y plantas que evitan su acumulación aguas abajo (Gardner y McGlynn, 2009; Ding *et al.*, 2015) así como la erosión del suelo y acumulación de sedimentos en los cuerpos de agua (Mello *et al.*, 2018). Lo contrario sucede dentro de áreas urbanas o agrícolas altamente degradadas, con grandes cargas de nutrientes y poca retención de estos, afectando directamente la calidad del agua (Bu *et al.* 2014; Ding *et al.* 2015).

Los parámetros asociados a la categoría de ganadería extensiva, que está representada por pastizales naturales, han sido en mayor parte iones, en todos los casos con una correlación negativa. Fosfatos y cloruros en temporada de lluvias, mientras que fluoruro, sodio, potasio, magnesio, alcalinidad, dureza y conductividad eléctrica en temporada de lluvias y secas. Esto puede explicarse con lo señalado por Hooda *et al.* (2000); Valenzuela *et al.*, (2012) y Luzardo *et al.*, (2014) que refieren una aportación de nutrientes (N, P, K) a causa de las excretas del ganado que son arrastradas por la escorrentía, de descargas residuales, suelos agrícolas y de tipos de suelo que no retienen nutrientes.

En nuestra área de estudio la ganadería se lleva a cabo de manera extensiva, tanto en pastizales naturales como en claros dentro del bosque, con ganado de libre pastoreo para autoconsumo. Para este caso de ganadería extensiva la problemática se centra en los impactos negativos que tengan sobre la regeneración del arbolado, la eficiencia de las prácticas de restauración de la cubierta forestal y la conservación de especies prioritarias protegidas dentro de la RBMM como el Ajolote Michoacana (*Ambystom aordinarium*) y Siredón de Toluca (*Ambystoma rivularis*), sujetas a Protección Especial dentro del listado de especies de la NOM-059-SEMARNAT-2010. Es importante poner en un contexto de protección y prevención los cuerpos de agua expuestos al pastoreo de ganado dentro de un área natural protegida.

## 5 CONCLUSIONES

El enfoque de cuenca nos permitió conocer las relaciones que guardan distintos parámetros de la calidad del agua con los usos del suelo en cuencas de la RBMM. Las siete microcuencas mantienen dinámicas diferentes y son de gran importancia para la recarga de acuíferos y para las comunidades que habitan el área de estudio. El coeficiente correlación Spearman ( $p < 0.05$ ) mostró resultados para cada tipo de uso del suelo analizado, donde, por ejemplo, se pudo discutir a través de la correlación positiva con el oxígeno disuelto la influencia que tiene la cubierta forestal en la calidad del agua, el cual se asocia con la conservación de especies y la buena salud de los cuerpos de agua. Mientras que los resultados de correlación entre nutrientes y plantaciones arbóreas apoyan el impacto negativo de los fertilizantes y agroquímicos sobre los cuerpos de agua.

Estos temas generan un creciente dilema entre la población del oriente de Michoacán, por un lado, la salud de los pobladores que se abastecen directamente de esos cuerpos de agua es una preocupación constante y la misma población reconoce la importancia del cuidado del agua, por otro lado, la falta de alternativas sustentables para los agricultores de la zona no genera otras opciones de producción, y mantienen prácticas contaminantes en sus ciclos de cultivos, lo cual es para un gran número de familias, la principal fuente de ingresos.

Lo anterior muestra la importancia de este tipo de estudios para los tomadores de decisiones, donde pueden identificar las áreas de oportunidad y presentar iniciativas basadas en estudios confiables de calidad. Este trabajo ha presentado resultados estadísticos de la relación entre la calidad del agua y usos del suelo a nivel de microcuenca. Si bien, estas relaciones no hablan de una causa-efecto, la discusión fundamentada en literatura especializada nos acerca a una realidad de los impactos que tienen los distintos usos del suelo sobre la calidad del agua. De la misma manera, se muestra la importancia de utilizar una unidad de manejo adecuada, que responda a las bases de datos disponibles, para que estas a su vez tengan un aprovechamiento múltiple.

## 5 AGRADECIMIENTOS

A los proyectos: IAI CRN-3095 (NSF grant GEO-1128040) “Bridging Ecosystem Services and Territorial Planning” (BEST-P) y PAPIIT-UNAM IN302918 “La gobernanza forestal multinivel: evaluación participativa de acciones tempranas de REDD+ en México” por su financiamiento en diversas etapas del proyecto.

## 6 LITERATURA CITADA

Ahearn, D. S. et al. (2005). “Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California”, *Journal of Hydrology*, 313(3–4), pp. 234–247. doi: 10.1016/j.jhydrol.2005.02.038.

Ayala Morales, L. (2014) Determinación de las concentraciones de iones presentes en el agua lluvia de la zona urbana de la Ciudad de Cuenca causantes de la lluvia ácida. Universidad Politécnica Salesiana. Sede Cuenca.

Champo-Jímenez et al. (2012). Pérdida de cobertura forestal en la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca, Michoacán, México (2006-2010). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, Año 18, Vol. 18 (2): 143-157, 2012.

Chen, J. y Lu, J. (2014). “Effects of land use, topography and socio-economic factors on river water quality in a mountainous watershed with intensive agricultural production in East China”, *PLoS ONE*, 9(8), pp. 1–12. doi: 10.1371/journal.pone.0102714.

- CONANP. (2001). Programa De Manejo De La Reserva De La Biosfera Mariposa Monarca.
- Custodio, E. (2001) "Hidrogeoquímica", en Custodio, E. y Llamas, M. R. (eds.) Agua Subterránea. Segunda. Barcelona: Omega, pp. 1005–1091.
- El Banco Mundial y CONAGUA (2015). "Cutzamala, Diagnóstico integral.", p. 205.
- Brooks, K. N., Ffolliott, P. F. y Magner, J. A. (2013) Hydrology and the Management of Watersheds. Cuarta, Soil Science. Cuarta. doi: 10.1097/01.ss.0000100476.96182.cd.
- Bu, H. et al. (2014). "Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China", Ecological Indicators. Elsevier Ltd, 41, pp. 187–197. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.02.003.
- Chapman, D. y Kimstach, V. (1996) "Selection of water quality variables", en Chapman, D. (ed.) Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. second Edi. Londres: UNESCO/WHO/UNEP
- Ding, J. et al. (2015). "Impacts of Land Use on Surface Water Quality in a Subtropical River Basin: A Case Study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China", Water, 7(8), pp. 4427–4445. doi: 10.3390/w7084427.
- Flores-Díaz, A. C. et al. (2018). "Community-based monitoring in response to local concerns: Creating usable knowledge for water management in rural land", Water (Switzerland), 10(5), pp. 1–15. doi: 10.3390/w10050542.
- García, M. E. et al. (2006) "Influencia de los contaminantes SO<sub>2</sub> y NO<sub>2</sub> en la formación de lluvia ácida en la zona metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México", e-Gnosis Universidad de Guadalajara, (4), pp. 1–160.
- Honey-Rosés, J. et al. (2018). "Quantifying active and passive restoration in central Mexico from 1986-2012: Assessing the evidence of a forest transition", Restoration Ecology, pp. 1–10. doi: 10.1111/rec.12703.
- Hooda, P. S. et al. (2000) "A review of water quality concerns in livestock farming areas", Sci Total Environ, 250, pp. 143–167.
- Instituto Nacional de Ecología (1996) Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: Reserva Especial de la Biosfera Mariposa Monarca. Disponible en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/2/monarca.html>.
- Johnson, Lucinda B. et al. (1997) "Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems". Freshwater Biology 37, 193-208.
- Knee, K. L. y Encalada, A. C. (2014) "Land use and water quality in a rural cloud forest region (Intag, Ecuador)", River Res. Applic., 30(2), pp. 385–401. doi: 10.1002/rra.2634.
- Li, S. et al. (2008). "Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China", Catena, 75(2), pp. 216–222. doi: 10.1016/j.catena.2008.06.005.
- Luzardo, O. et al. (2014) "Impacto de las instalaciones ganaderas sobre la calidad y seguridad del agua subterránea", Revista de Toxicología, 31(1), pp. 39–46. Disponible en: <http://ojs.diffundit.com/index.php/revtoxicol/article/view/629/555>.
- Mello, K. de et al. (2018) "Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil", Ecological Indicators. Elsevier, 93(December 2017), pp. 1293–1301. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.06.030.
- Meybeck, M., Kimstach, V. y Helmer, K. (1996) "Strategies for water quality assessment", en Chapman, D. (ed.) Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Londres: UNESCO/WHO/UNEP.
- Peters, N. E. y Meybeck, M. (2000). "Water quality degradation effects on freshwater availability: Impacts of human activities", Water International, 25(2), pp. 185–193. doi: 10.1080/02508060008686817.
- Ramírez, M. I. (2001). "Cambios en las cubiertas del suelo en la Sierra de Angangueo, Michoacán y Estado de México, 1971-1994- Land-covers changes in the Angangueo mountain range, Michoacán and State of Mexico

, 1971 -1 994-2000”, *Investigaciones Geográficas*, 45, pp. 39–55.

Ramírez, M. I., Azcárate, J. G. y Luna, L. (2003). “Effects of human activities on monarch butterfly habitat in protected mountain forests , Mexico Effects of human activities on monarch butterfly habitat in protected mountain forests , Mexico 1”, 79(April 2014), pp. 242–246. doi: 10.5558/tfc79242-2.

Ramírez, M. I. et al. (2007). “Land Cover and Road Network Map for the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico , 2003 Land Cover and Road Network Map for the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico , 2003”, *Journal of Maps*, pp. 181–190.

Ramírez, M. I. et al. (2015). “Threats to the availability of overwintering habitat in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve”, en Oberhauser, K. S., Nail, K. R., y Altizer, S. (eds.) *Monarchs in a changing world. Biology and conservation of an iconic butterfly*. Nueva York, p. 312. doi: 10.1073/pnas.0703993104.

Reder, K., Flörke, M. y Alcamo, J. (2015) “Modeling historical fecal coliform loadings to large European rivers and resulting in-stream concentrations”, *Environmental Modelling and Software*, 63, pp. 251–263. doi: 10.1016/j.envsoft.2014.10.001.

Shrestha S, and Kazama F., (2007). Assessment of water quality using multivariate statistical techniques: A case study of Fuji river basin, Japan. *Environmental Modeling and Software*, 22, pp 464-475.

Sliva, L. y Williams, D. D. (2001) “Buffer Zone Versus Whole Catchment Approaches To Studying Land Use Impact On River Water Quality”, *Pergamon*, 35(14), pp. 3462–3472.

Tapia Vargas, L. M. et al. (2005) Consideraciones prácticas para el manejo del nutririego del aguacate en Michoacán. Uruapan, Michoacán: SAGARPA-INIFAP. Disponible en: [https://www.cofupro.org.mx/cofupro/archivo/fondo\\_sectorial/Michoacan/6michoacan.pdf](https://www.cofupro.org.mx/cofupro/archivo/fondo_sectorial/Michoacan/6michoacan.pdf)

Valenzuela, E. et al. (2012) “[Microbiological quality of water in livestock area of southern Chile and its possible implications on human health].”, *Revista chilena de infectología : órgano oficial de la Sociedad Chilena de Infectología*, 29(6), pp. 628–34. doi: 10.4067/S0716-10182012000700007.

Vidal, O. ,López-García, J. y Rendón-Salinas, E. (2014). Trends in Deforestation and Forest Degradation after a Decade of Monitoring in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico. *Conservation Biology*, 28: 177-186. doi:10.1111/cobi.12138

Wang, X. (2001) “Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context”, *Journal of Environmental Management*, 61(1), pp. 25–36. doi: 10.1006/jema.2000.0395.

WWF-FM (2011). Degradación y pérdida forestal en la zona núcleo de la Reserva

Xia, L. L., Liu, R. Z. y Zao, Y. W. (2012) “Correlation Analysis of Landscape Pattern and Water Quality in Baiyangdian Watershed”, *Procedia Environmental Sciences*, 13(2011), pp. 2188–2196. doi: 10.1016/j.proenv.2012.01.208

# ID-065: ANOMALÍAS DE ARSÉNICO EN LAS FUENTES DE AGUA DE LAS ZONAS DE LA PARROQUIA TOACASO ALEDAÑAS AL COMPLEJO VOLCÁNICO LOS ILINIZAS EN ECUADOR.

Carlos Andrés Tovar Amores<sup>a</sup>, Marco Camilo Zapata Tapia<sup>b</sup>, Carolina Isabel Bernal<sup>c</sup>, Ximena de las Mercedes Díaz Reinoso<sup>d</sup>

<sup>a</sup> EPN Escuela Politécnica Nacional, Ladrón de Guevara, [carlos.tovar@epn.edu.ec](mailto:carlos.tovar@epn.edu.ec).

<sup>b</sup> GAD Provincial de Cotopaxi, [camilozapataapia@gmail.com](mailto:camilozapataapia@gmail.com).

<sup>c</sup> EPN Escuela Politécnica Nacional, Ladrón de Guevara, [isabel.bernal@epn.edu.ec](mailto:isabel.bernal@epn.edu.ec)

<sup>d</sup> EPN Escuela Politécnica Nacional, Ladrón de Guevara, [ximena.diaz@epn.edu.ec](mailto:ximena.diaz@epn.edu.ec)

## RESUMEN

Ensayos de laboratorio que se presentaron en la mesa técnica convocada por Senagua (Secretaría Nacional del Agua) máxima autoridad en la administración del recurso hídrico en Ecuador; en octubre del 2017, determinaron la presencia de anomalías de Arsénico que sobrepasaban los límites permitidos por la OMS (Organización Mundial de la Salud) que regula la concentración de Arsénico en el agua de consumo humano, (con un límite máximo de 10 µg/litro), en muestras de agua de las vertientes que son usadas para riego y consumo humano de las Parroquia de Toacaso pertenecientes al cantón Latacunga provincia de Cotopaxi-Ecuador con una población de 8000 personas dedicadas principalmente a la agricultura. Dichas fuentes se ubican a los alrededores del complejo volcánico de los Ilinizas siendo un complejo potencialmente activo que esta ubicado en la cordillera occidental de los Andes en Ecuador.

En el presente trabajo se busca caracterizar la presencia de arsénico en las fuentes de agua de consumo humano y riego en la parroquia de Toacaso, provincia de Cotopaxi, pertenecientes a la sub-cuenca que se delimito por la presencia de Arsénico, de la que se obtuvo por medio de un análisis rápido de *Quick Arsenic for Water, Soil, and Wood* se presentaron valores entre el límite detectable 0 y valores máximos mayores a 500ppb's, esto se realizo en 17 muestras tanto de agua, la presencia de arsénico total, se presume que existe por factores de origen geológico y natural, asociados a un volcanismo cuaternario y al avance de la frontera agraria hacia los páramos en donde se encuentran dichas fuentes.

Paralelamente a la medición de Arsénico se ha realizado un muestreo en la zona el cual después del análisis del laboratorio respectivo usando el método ICP-OES, se observaron valores máximos de 980µg/L y mínimos menores al límite detectable del equipo Perkin, también se midieron parámetros fisicoquímicos del agua con una sonda multi paramétrica obteniendo valores de conductividad entre 34,4 y 1370 µS/cm. El pH presenta un promedio de 6,82 y con temperaturas máximas de 25,5 °C, existe un valor máximo de oxígeno disuelto en litros de 119. Un potencial redox mínimo de -123,3 y un máximo de 163,4. Los cuales son indicadores para la interpretación del un modelo geológico para el origen natural del arsénico en el agua.

Estudios anteriores sugieren una estrecha relación entre las altas concentraciones de As en el agua subterránea con factores de origen geológico, asociados a un volcanismo cuaternario; sin embargo, el presente estudio está profundizando en el impacto que tendría el avance de la frontera agrícola hacia los páramos, obteniendo resultados superiores al límite permisible en 8 de las 17 fuentes de agua, las cuales afectan en la calidad de agua de consumo humano y riego para esas comunidades.

**Palabras clave:** Arsénico, Toacaso-Ecuador, fuentes de agua, Ilinizas, Anomalías

## 1 INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, se ha investigado el efecto que tiene sobre la población el As disuelto en el agua subterránea utilizada para consumo humano (Cumbal et al.,2009, Galindo et al.,2005), por lo que se ha convertido en un problema de interés para la comunidad científica entender el origen de este elemento en el agua. Particularmente en el caso de Toacaso, luego de que estudios en el 2017 alertaran sobre la presencia de altas concentraciones de As en el agua de consumo de los habitantes de esta parroquia, las autoridades junto a



la universidad iniciaron una investigación sobre la calidad de agua de las fuentes de agua para consumo humano y riego, a fin de determinar el nivel de riesgo al que está sometida esa población identificando y analizando la presencia y concentración de As en 17 fuentes de agua definidos en función de: 1. Las actividades antrópicas desarrolladas en la Cuenca Hidrográfica, 2. Las características geológicas y geomorfológicas de la Cuenca Hidrográfica, 3. Criterios de importancia de la fuente de agua de consumo.

En cada fuente se busca determinar las características fisicoquímicas del agua de las captaciones usadas para el consumo humano como son: pH, temperatura, conductividad eléctrica, potencial redox, concentración de arsénico por medio de un laboratorio portátil y tomar muestras para un análisis mas específico en un laboratorio.

La presencia de elevadas concentraciones de As en el agua subterránea está estrechamente ligada a los fenómenos de transferencia de fase o dilución en el agua, que dependerán del régimen hidrogeológico y paleohidrogeológico del acuífero, así como de las condiciones geoquímicas (condiciones redox, pH, presencia de materia orgánica, iones competitivos con el As en los sitios de sorción, etc.) (Bundschuh, J, s.f.).

La magnetita y la ilmenita muestran una relativamente alta concentración de arsénico. Es probable que esta presencia se relacione con el hecho de que pueda existir sustituciones entre el As y el  $\text{Si}^{4+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Ti}^{4+}$  por la similitud entre los radios iónicos (Baur, 1969). Por este motivo se asocia al comportamiento de los elementos en las fuentes de agua que se encuentran en el complejo volcanico los Ilinizas, el cual se le caracterizo geocuímicamente por Hidalgo, 2007.

Según Cumbal & Vallejo (2009) en su estudio titulado: Arsenic in geothermal sources at the north-central Andean region of Ecuador: concentrations and mechanisms of mobility el cual tuvo como objetivo evaluar la composición de arsénico en fluidos geotermales descargados a la superficie, mediante el muestreo y posterior análisis en 20 fuentes hidrotermales de cinco provincias del Ecuador: Carchi, Imbabura, Pichincha Cotopaxi y Tungurahua. En este estudio se monitoreo también los sedimentos precipitados de los fluidos termales analizados, detectándose concentraciones de Arsénico en un rango de 2-969  $\mu\text{g/L}$  en estas provincias. En particular, en la provincia de Cotopaxi se monitorearon 5 muestras; 3 geotermales y dos de manantiales, las que no presentaron anomalías de arsénico, pero si superan los límites de detección del laboratorio de la Universidad de las Fuerzas Armadas del Ecuador.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio comprende específicamente en el análisis de la presencia de arsénico en las fuentes de agua de consumo y riego, por lo que se realizó una recopilación bibliográfica de los diferentes análisis realizados en la zona por parte de las diferentes entidades encargadas. Una vez identificada la zona de influencia del arsénico se planteó una pauta de muestreo bajo los siguientes criterios: seguir el cauce de las fuentes de agua, encontrar fuentes de agua que se encuentren sobre la cota de la frontera agrícola (3600 m.s.n.m.), poner como prioridad las fuentes de agua de consumo humano.

La delimitación de la subcuenca que abastece de agua a la parroquia de Toacaso se realizó mediante herramientas de geoprocésamiento en Quantum GIS, delimitando la localización de las 17 muestras a ser estudiadas, en campo se realizó la medición de la presencia de arsénico con el laboratorio portátil *Quick Arsenic for Water, Soil, and Wood*, el cual se basa en reacciones químicas y en colorimetría para cuantificar la cantidad de arsénico en el agua.

La recolección de muestras para el posterior análisis siguió el respectivo protocolo según (RISLAV, 2010, LCAFCAUNSAM, 2009.), los materiales necesarios y la cadena de refrigeración para el análisis del arsénico en un laboratorio. Este análisis se realizó mediante el método ICP-OES marca Perkin Elmer perteneciente al Laboratorio de Metalurgia Extractiva de la Escuela Politécnica Nacional, el cual es una técnica de análisis multi elemental que caracteriza la longitud de onda para cada elemento gracias a una emisión de plasma acoplada.

Los parámetros fisicoquímicos se realizaron con una sonda multiparamétrica, marca Hatch la que se calibro en el campo siguiendo los pasos descritos por el manual para cada parámetro, esta calibración se realizó antes de cada campaña de muestreo. Esta sonda se encargó de medir factores como: pH, temperatura, conductividad eléctrica, potencial redox y oxígeno disuelto.

Los datos obtenidos no se realizó una estadística ya que existen valores altos y bajos que son representativos para comprender el sistema.

### 3 RESULTADOS

Se obtuvo por medio de un análisis rápido de *Quick Arsenic for Water, Soil, and Wood* se presentaron valores entre el límite detectable 0 y valores máximos mayores a 500ppb's, esto se realizo en 17 muestras tanto de agua, la presencia de arsénico total, estos valores se pueden observar en la figura 1. En donde se observa que existen 3 fuentes que no sobrepasan el límite permisible de arsénico. Por lo contrario, existen 14 fuentes que muestran valores superiores al límite permitido por la OMS (Organización Mundial de la Salud).

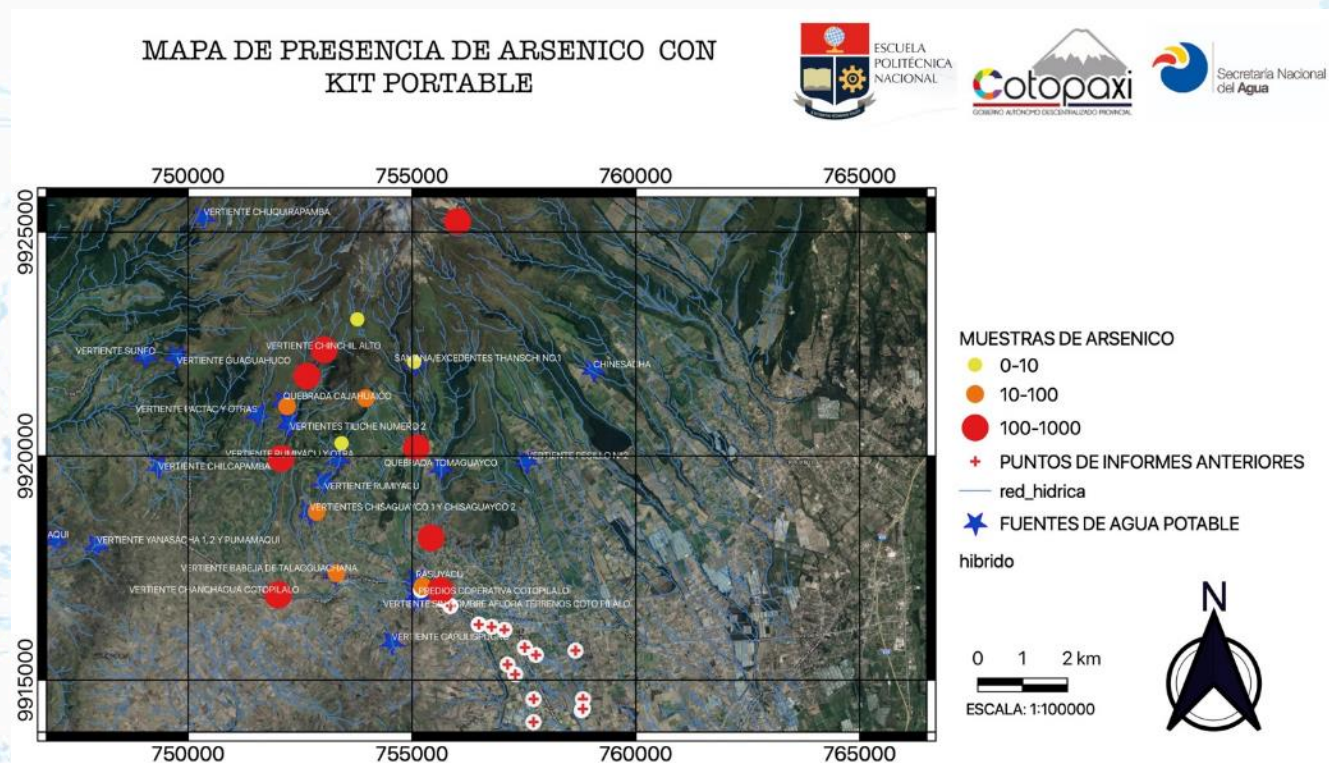


Figura 1 Mapa de concentraciones de arsénico obtenidos en el laboratorio portátil *Quick Arsenic for Water, Soil, and Wood*

Paralelamente a la medición de Arsénico se ha realizado un muestreo en la zona el cual después del análisis del laboratorio respectivo usando el método ICP-OES, se observaron valores máximos de 980µg/L y mínimos menores al límite detectable del equipo Perkin. Por lo 8 de las 17 fuentes se encuentran con una concentración de arsénico sobre el límite aceptable.

También se midieron parámetros fisicoquímicos del agua con una sonda multi paramétrica mostrados en la tabla 1 obteniendo valores de conductividad entre 34,4 y 1370 µS/cm. El pH presenta un comportamiento neutro y con temperaturas máximas de 25,5 °C siendo esta temperatura la encontrada en aguas termales, existe un valor máximo de oxígeno disuelto en litros de 119. Un potencial redox mínimo de -123,3 y un máximo de 163,4. Los cuales son indicadores para la interpretación de un modelo geológico para el origen natural del arsénico en el agua.

En el análisis de laboratorio existieron valores inferiores al límite detectable del equipo usado 10µg/litro, por lo que se asumieron que cumplían el valor permitido para agua de consumo.

**Tabla 1. Valores de las características fisico químicas tomadas con la sonda multi parametrica de los diferentes muestras de agua enviadas al laboratorio.**

Longitud	Latitud	Altitud	Codigo	Tipo de muestra	pH	T (°C)	Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$	OD(%L)	Redox (mV)	As Total $\mu\text{g}/\text{L}$
755234	9917095	3299	30A01	VERTIENTE	6,49	12,9	373,2	117	70,9	70
753778	9923050	3974	21M02	RIO	6,65	7,9	34,4	106	81,9	10
753035	9922369	3838	21M03	RIO	6,11	8,3	124,5	98	91,4	180
752652	9921783	3736	21M04	CANAL DE RIEGO	6,91	12,5	1049	102	-36,2	540
752074	9919947	3526	30A05	RIO	8,33	10,1	736	104	101,6	830
755047	9922097	3828	22M06	VERTIENTE	5,57	8,1	103,8	89	78,4	10
755096	9920181	3495	22M07	RIO	7,65	9,6	211,7	101	-123,3	40
752208	9921108	3685	30A08	RIO	6,8	8,9	139,3	113	105,8	10
752000	9916896	3399	30A09	MANANTIAL	6,54	12,3	260,8	119	118,1	140
752020	9916904	3400	30A10	RIO	8,19	10,7	651	117	77,3	980
755424	9918172	3323	21M11	RIO	7,17	11,4	353,3	102	-5	10
755634	9917000	3268	30A12	RIO	7,9	12,9	331,5	113	21,4	10
753966	9921287	3803	21M13	RIACHUELO	7,72	9,7	78,7	108	131,1	60
753423	9920283	3590	21M14	VERTIENTE/RIO	5,72	8,9	260,7	111	163,4	10
752867	9918753	3566	30A15	RIO	6,98	10,5	222,2	110	60,9	10
753312	9917383	3407	30A16	VERTIENTE	6,19	12,6	380,7	112	106,8	10
756015	9925230	4134	22M17	VERTIENTE HIDROTERMAL	6,02	25,5	1370	38	-18,5	10

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los análisis muestran una interacción entre el arsénico y el medio, por lo que se puede concluir que existe una variación espacial en las concentraciones de dicho elemento, esto se debe a que las fuentes se encuentran en un complejo volcánico, así como también la contaminación antrópica; debido a que, la frontera agrícola en la zona (3640 m.s.n.m.) determinada por las autoridades, ha sido sobrepasada; encontrándose la mayoría de fuentes y causas de agua afectadas por las actividades agrícolas cercanas. El manejo de las actividades agrícolas cerca de las fuentes no tiene ningún control, por lo que las autoridades tendrían que tener un control estricto en el manejo de toda la cuenca. Se observó que las fuentes de agua no tienen un correcto monitoreo, el cual debería ser periódico, por lo que Toacaso se encuentra consumiendo agua con arsénico superior a la que la Legislación Ambiental Ecuatoriana lo permite.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Se le agradece al Gobierno Autónomo Descentralizado de la Provincia de Cotopaxi, entidad que se preocupó por la alerta de presencia de arsénico en el agua para el consumo y riego de la parroquia de Toacaso, a la Escuela Politécnica Nacional que a través de sus diferentes convenios entre los departamentos se pudo realizar los diferentes análisis de laboratorio y el uso de los materiales necesarios.

#### 6. LITERATURA CITADA

Baur, W.H., Onishi, B.M.H.: Arsenic. En: K.H. Wedepohl (ed): *Handbook of geochemistry*. Springer-Verlag, Berlin, Alemania, 1969, págs.33-A-133-0-5.

Bundschuh, J., Pérez, A., & Litter, M. (n.d.). Distribución del Arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana (CYTED), pág 11.

Cumbal, L., & Vallejo, P. 2009. Arsenic in geothermal sources at the north-central Andean region of Ecuador: concentrations and mechanisms of mobility, 2, 299–310.

G. Galindo, J.L. FernándezTuriel, M.A. Parada, D. Gimeno Torrente, 2005. Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento. Taller. II Seminario HispanoLatinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, 25-28 octubre 2005. Argentina.

Hidalgo, S. (2002). *Géochimie du Complexe Volcanique des Illiniza : pétrogenèse de séries à affinité adakitique de l'arc frontal équatorien* (DOCTORAL). Université Blaise Pascal, Clermont - Ferrand II, Université Jean Monnet, Saint - Etienne, Université Claude Bernard, Lyon.

RILSAV, 2010. MUESTREO, TRANSPORTE Y CONSERVACIÓN DE MUESTRAS DE AGUA, pag 2.

LABORATORIO DE CALIDAD AMBIENTAL FACULTAD DE CIENCIAS DEL AMBIENTE DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL “SANTIAGO ANTUNEZ DE MAYOLO” (LCAFCAUNSAM), 2009. PROCEDIMIENTO DE MUESTREO DE AGUA SUPERFICIAL. Págs 5,6.

# ID-083: PROPUESTA DE NORMA TÉCNICA AMBIENTAL PARA LA EXTRACCIÓN DE PÉTREOS EN BAJA CALIFORNIA: CASO DE ESTUDIO ARROYO LAS PALMAS

Alicia Ravelo García<sup>a</sup>, Adriana Álvarez Andrade<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Facultad de Ciencias de la Ingeniería y Tecnología, Unidad Valle de las Palmas de la Universidad Autónoma de Baja California, en Tijuana, Baja California. [alicia.ravelo@uabc.edu.mx](mailto:alicia.ravelo@uabc.edu.mx), [adrianaa@uabc.edu.mx](mailto:adrianaa@uabc.edu.mx).

## RESUMEN

En este trabajo se describe el contexto de sobreexplotación de materiales pétreos que ocurre en Baja California, México, analizando el caso de la subcuenca del Arroyo Las Palmas ubicada en la frontera de los municipios Tijuana-Tecate y a pocos kilómetros de la frontera con California en Estados Unidos. Esta descripción establece las bases para proponer la declaración de una Norma Técnica Ambiental por el Congreso del Estado que establezca las condiciones para la explotación de bancos pétreos, así como los parámetros de diseño, explotación y las acciones de regeneración e impacto ambiental, partiendo del análisis de especialistas en hidrología, topografía y biología. Según el Registro Público de Derechos de Agua (REPGA) hay 16 concesiones autorizadas por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) a lo largo del cauce del río, por lo que se extraen aproximadamente 10 millones de m<sup>3</sup>/año de materiales pétreos. Con base en la actualización de la Disponibilidad Media Anual para el Acuífero Las Palmas (Conagua, 2015), la recarga del acuífero tiene un déficit de 3 millones de m<sup>3</sup> al año, por lo que su vulnerabilidad aumenta por la sobreexplotación de arenas y la alteración geomorfológica del cauce, ya que afectan la recarga y aumentan el riesgo de contaminación del manto freático y el balance hídrico en la cuenca.

**Palabras clave:** extracción de pétreos, arroyo Las Palmas, subcuenca, acuífero.

## 1 INTRODUCCIÓN

El cauce del arroyo Las Palmas está siendo modificado por la excesiva extracción de arena. Según datos del Registro Público de Derechos de Agua (REPGA) de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), existen a la fecha dieciocho concesiones otorgadas a lo largo del cauce del río, dieciséis en el cauce y dos en el vaso de la Presa Abelardo L. Rodríguez de las que se extraen aproximadamente 9,901,663 m<sup>3</sup>/año. No existen estudios de balance sedimentario y en relación con el balance geohidrológico se ha estimado un déficit de 3 millones de m<sup>3</sup>/año en la recarga (Conagua, 2015), por lo que es difícil evaluar el impacto ambiental que la extracción de materiales pétreos provoca en el sistema hídrico de la subcuenca Las Palmas y en la cuenca del río Tijuana en general. Sin embargo, puede deducirse que ocurren afectaciones significativas al balance geohidrológico y sedimentario. Por una parte, el arroyo Las Palmas se encuentra en una zona con escasa precipitación pluvial (240 mm/año) y por otra, el estado de Baja California se encuentra en una región con muy baja disponibilidad hídrica de acuerdo con la clasificación de la Organización de las Naciones Unidas.

El contexto normativo de esta problemática es claro en cuanto a que la autoridad federal es quien autorizará y vigilará las condiciones en las que se da la explotación de materiales pétreos localizados en los cauces de aguas nacionales (Artículo 113 BIS de la Ley de Aguas Nacionales, DOF 24-03-2016). La Ley también contempla que la CONAGUA y los Organismos de Cuenca podrán coordinarse con los gobiernos de los estados para que éstos ejecuten determinados actos administrativos relacionados con bienes nacionales a cargo de la CONAGUA, como lo son los materiales pétreos (Artículo 113 BIS 1; idem, p. 91). Por último, las leyes ambientales estatales otorgan la prerrogativa a los estados de elaborar normas técnicas ambientales que no están sujetas a las

disposiciones de la Ley Federal de Metrología y Normalización y no tienen que cumplir con los requisitos que señala.

A pesar de que las concesiones para explotar pétreos a lo largo del arroyo Las Palmas son otorgadas por la autoridad federal habiendo cumplido los estudios de impacto ambiental correspondientes, solo algunas de estas, la CONAGUA y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) no cuentan con normas específicas para este tipo de explotaciones, además de carecer de suficiente personal y de recursos para monitorear el cumplimiento de lo estipulado en las concesiones otorgadas. Por ello, es necesario que, como ya lo han hecho otras entidades federativas, Baja California elabore y promulgue una Norma Técnica Ambiental que contribuya a la descentralización de la gestión de los recursos pétreos y a la protección de los recursos hídricos del territorio estatal. Esta Norma Técnica Ambiental debe establecer las condiciones para la explotación de arena y materiales pétreos, así como su diseño y las medidas de regeneración ambiental para preservar los recursos hídricos superficiales y subterráneos.

En este trabajo se describe el contexto de sobreexplotación de materiales pétreos que ocurre en Baja California, México, analizando el caso de la subcuenca del Arroyo Las Palmas ubicada en la frontera de los municipios Tijuana-Tecate y a poca distancia de la frontera con California en Estados Unidos. Esta descripción establece las bases para proponer la declaración de una Norma Técnica Ambiental por el Congreso del Estado que establezca las condiciones para la explotación de bancos pétreos, así como los parámetros de diseño, explotación y las acciones de regeneración e impacto ambiental, partiendo del análisis de especialistas en hidrología, topografía y biología.

## **2 METODOLOGÍA**

Para el análisis del caso de estudio, se compiló información estadística del REPDA para nueve de las concesiones de explotación de pétreos en el cauce del arroyo Las Palmas. Los datos son públicos y disponibles en el portal de CONAGUA en: <https://app.conagua.gob.mx/Repda.aspx>

Se recopiló y analizó información acerca de las regulaciones federales y estatales que enmarcan la explotación de recursos naturales, así como de las normas técnicas existentes en la materia de extracción de pétreos. Se realizó una revisión hemerográfica acerca de la problemática de la explotación de pétreos y se comparó con los datos de los Anuarios estadísticos de la minería mexicana.

## **LOCALIZACIÓN Y CLIMATOLOGÍA**

El arroyo Las Palmas está ubicado en el extremo noroeste de Baja California y forma parte de la cuenca del río Tijuana, del que es su principal afluente y desemboca en la presa Abelardo L. Rodríguez. Este arroyo pertenece a la Región Hidrológica 1, Baja California Noroeste, una subcuenca (RH01Ce) de tipo exorreica (ver Figura 1). El Valle de Las Palmas, por donde corre el arroyo del mismo nombre se localiza entre los meridianos 116° 35' 00" y 116° 45' 00" de longitud oeste y los paralelos y los paralelos 32° 20' 00' y 32° 30' 00" de latitud norte. El Valle se encuentra a 30 km al sur de la ciudad de Tecate y se puede llegar a él a través del camino de acceso de la unidad Valle de las Palmas de la Universidad Autónoma de Baja California, tomando un camino de terracería. También se puede acceder a través de la carretera No. 3 Tecate-Ensenada. El arroyo posee una orientación sureste-noroeste.

El clima es de tipo mediterráneo seco (BSk), con una precipitación media anual de 240 mm y una temperatura media anual de 17°C, con mínimas de 4.5°C en enero y máximas de 33°C en junio. El mes más seco es junio, con 1 mm, mientras que la precipitación media en marzo. El mes con mayores precipitaciones del año es marzo.<sup>10</sup> La principal localidad en el área es el poblado del mismo nombre, Valle de las Palmas, que en 2010 tenía una población de 1,860 habitantes (INEGI, 2015). El poblado depende administrativamente del municipio de Tecate, pero el arroyo corre por ambos municipios de Tecate y Tijuana.



Figura 1. Subcuenca Arroyo Las Palmas. Fuente: Elaboración propia a partir de la imagen de localizador REPDA.

## LA SOBREEXPLOTACIÓN DE PÉTREOS EN EL ARROYO LAS PALMAS

### La problemática: de lo global a lo local.

La arena y la grava se extraen en todo el mundo y representan el mayor volumen de material sólido extraído a nivel mundial. Formados por procesos erosivos durante miles de años, los agregados pétreos se están extrayendo a un ritmo mucho mayor que su renovación (John, 2009). Su sobreexplotación está teniendo un gran impacto en los ríos, deltas y ecosistemas costeros y marinos provocando la pérdida de tierras debido a la erosión fluvial o costera, la disminución del nivel freático y la disminución en la cantidad de sedimentos. A pesar de las cantidades colosales de arena y grava que se utilizan, nuestra creciente dependencia de ellos y el impacto significativo que su extracción tiene en el medio ambiente, este tema ha sido ignorado por los responsables de las políticas y sigue siendo ampliamente desconocido por el público en general.

Una manera de estimar el uso global de los agregados indirectamente es a través de la producción de cemento para concreto. Ciento cincuenta países informaron que la producción de cemento alcanzó los 3,700 millones de toneladas en 2012 (USGS, 2013a). Por cada tonelada de cemento, la industria de la construcción necesita de seis a siete veces más toneladas de arena y grava (USGS, 2013b). Por lo tanto, el uso mundial de agregados para hormigón se puede estimar en 25.9 mil millones a 29.6 mil millones de toneladas por año. Esto representa suficiente hormigón para construir una pared de 27 metros de alto por 27 metros de ancho alrededor del Ecuador. A esto se suman todos los agregados utilizados en la recuperación de tierras, desarrollos costeros y terraplenes de carreteras (para los cuales las estadísticas globales no están disponibles), más los 180 millones de toneladas de arena utilizadas en la industria (USGS, 2012). Los agregados también contribuyen al 90 por ciento de los pavimentos de asfalto y al 80 por ciento de los caminos de concreto (Robinson, 2002).

<sup>10</sup> Fuente de la información: Climate-Data.org que calcula los datos con base en modelos climáticos (<http://es.climate-data.org/info/sources/>)

Con base en los datos anteriores, una estimación conservadora para el consumo mundial de agregados excede los 40 mil millones de toneladas por año. Esta es el doble de la cantidad anual de sedimentos transportados por todos los ríos del mundo (Milliman y Syvitski, 1992, citado por GEAS, 2014), convirtiendo a la humanidad en el mayor agente transformador del planeta con respecto a los agregados (Radford, 2005). Es evidente que esta gran cantidad de material no puede ser extraída y utilizada sin generar un impacto significativo en el medio ambiente. La extracción tiene un impacto en la biodiversidad, la turbidez del agua, los niveles freáticos, el paisaje y en el clima a través de las emisiones de dióxido de carbono del transporte. También hay consecuencias socioeconómicas, culturales e incluso políticas.

La extracción de agregados pétreos en México y específicamente en Baja California no escapa a la problemática antes descrita. Según el entonces director de Conagua, José Luis Luege Tamargo, en 2009 el REPDA registraba 2 mil 484 títulos para extraer 99.7 millones de metros cúbicos de materiales pétreos al año, aunque reconocía que el volumen podría ser mayor por la actividad ilegal (Corresponsales Estados El Universal, 2009).

En un trabajo de investigación periodística, el semanario Proceso también encontró que varias de las concesiones otorgadas en Baja California beneficiaban a parientes de funcionarios públicos de los poderes legislativo, ejecutivo y judicial y que incluso, en algunos casos, no habían cumplido con el estudio de impacto ambiental correspondiente (La Redacción, 15 de enero, 2003b). En el mismo número, el semanario registró que “El Consejo de Desarrollo Económico Regional de San Diego, California, en su sitio de Internet identifica la importación de arena de México como el tercer producto de mayor importancia de (sic) en el puerto de esa ciudad, después de los autos japoneses y el cemento chino.” El Consejo ubica a la empresa Amaya Curiel como la sexta empresa de transporte marítimo, aunque sólo transporta arena, exportando a San Diego, entre 1998 y 1999, 91 mil 402 toneladas métricas de arena. De 1999 a 2000, la cantidad se elevó a 342 mil 76 toneladas métricas (La Redacción, 15 de enero, 2003a). Para 2006, el 50% de la extracción de arena en México estaba ocurriendo en Baja California, principalmente en el Valle de Guadalupe y Valle de las Palmas (Ruvalcaba-Valladares, 2006).

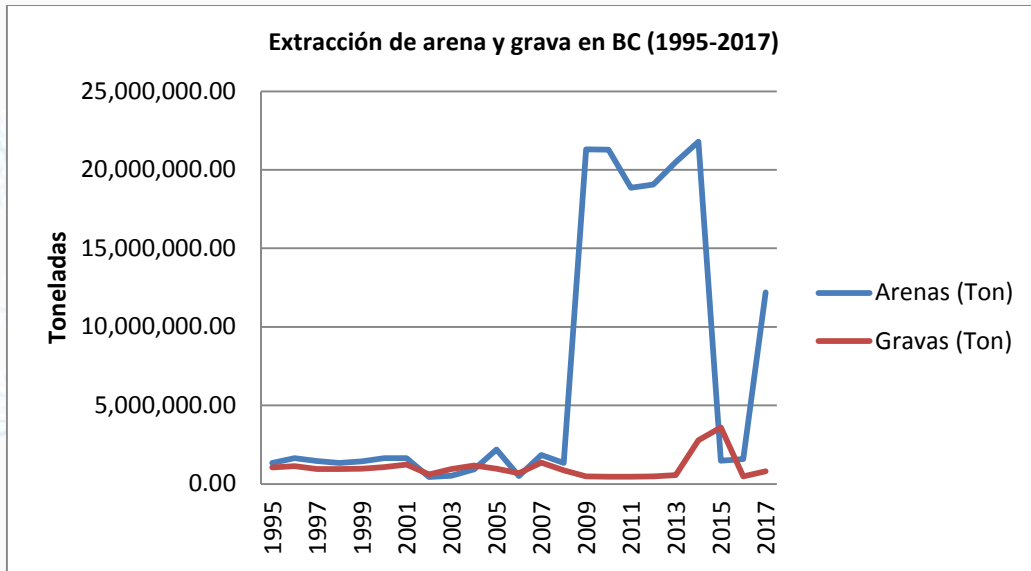
En el caso específico de Valle de las Palmas, en 2006 ya se registraba una extracción promedio de 20 a 25 góndolas por hora, con una capacidad promedio de 10m<sup>3</sup> cada una, en jornadas laborales de 14 horas. Lo anterior llevó a que el 20 de abril del mismo año, 2 diputados propusieran un punto de acuerdo con carácter de urgente para que la CONAGUA proporcionara un listado de las concesiones y la Procuraduría de Protección al Ambiente (PROFEPA) entregara un reporte con las inspecciones a todos los concesionarios (Ruvalcaba-Valladares, 2006). En julio de 2007, el Diputado federal Francisco Javier Paredes Rodríguez presentó también un punto de acuerdo por el que se exhortó a la SEMARNAT y a la CONAGUA para que no se autorizaran prórrogas sobre las concesiones para la extracción de materiales pétreos en el Estado de Baja California, hasta que se realizara un estudio de impacto ambiental particular y acumulativo que determinara con precisión las afectaciones que se generan por esta actividad. A su vez, en abril de 2009, una comisión del Senado exhortó al gobierno de Baja California a investigar la explotación en el Valle de la Palmas, Tecate, para “poner fin al saqueo de arena que realizan las empresas concesionarias”, y adoptar medidas para evitar los daños ambientales (Corresponsales Estados El Universal, 2009).

Cabe señalar que las autoras, utilizando técnicas de medición de aforo vehicular simple, han estimado de forma indirecta volúmenes igualmente preocupantes. De esta manera, se calculó de manera conservadora un flujo de entre 4 y 15 tolvas por hora en jornadas de 8 horas, con lo que se estimó una carga de entre 144 y 555 m<sup>3</sup>/hora. Con base en dicha tasa de flujo vehicular y considerando una jornada laboral de 8 horas diarias, 6 días a la



semana, se estimó una extracción anual de aproximadamente 1 millón 700 mil metros cúbicos, lo cual sería 4 veces la tasa de extracción autorizada a las 9 concesiones analizadas en el arroyo Las Palmas (Alvarez-Andrade y Ravelo-García, 2018).

Los señalamientos de sobreexplotación antes mencionados también se ven reflejados en los datos obtenidos de los anuarios estadísticos de la minería mexicana. Específicamente, en los pasados 10 años Baja California pasó de producir 1 millón 329 mil toneladas en 2008 a 21 millones 299 mil en 2009, con volúmenes de producción similares hasta 2014. En la misma proporción, el valor de la producción en Baja California pasó de \$126,486,745.20 en 2008 a \$2,107,761,101.05 en 2009 en pesos corrientes, con valores similares hasta 2014 (SGM, ediciones 1996 a 2017). (Ver gráfica 1.).



Gráfica 12. Volumen de la producción anual de gravas y arenas en Baja California.

Fuente: Elaboración propia con base en los Anuarios Estadísticos de la Minería Mexicana, SGM, Ediciones 1996 a 2017.

Esto es, el volumen y el valor de la producción tuvieron un incremento del mil 503 por ciento y de mil 566 por ciento, respectivamente, a pesar del desplome histórico del 6.1 por ciento del producto interno bruto (PIB) en la industria de la construcción, que ese mismo año se presentó debido a los problemas económicos que la crisis hipotecaria de Estados Unidos provocó en México. Un incremento en esa magnitud no puede tener otra explicación que la exportación legal o ilegal, tal como ha sido reportado por diversas fuentes periodísticas como las arriba mencionadas. Aunque las divisas obtenidas por la exportación de arena sean de importancia significativa, los costos económicos por los daños ambientales nunca se internalizan en las cuotas de las concesiones, por lo que es esencial vigilar que la extracción no genere desequilibrios en la disponibilidad de agua.

### Las explotaciones concesionadas

De acuerdo con los datos proporcionados por el REPGA, en el arroyo Las Palmas se identificaron dieciséis concesiones a lo largo del cauce, para este estudio sólo se consideraron nueve que son las más cercanas al poblado Valle de Las Palmas (figura 2), se recopilieron los datos relativos a la fecha de registro, el volumen y superficie de extracción, el tipo de material (arena y/o grava) y su ubicación geográfica en el cauce (Tabla 1).

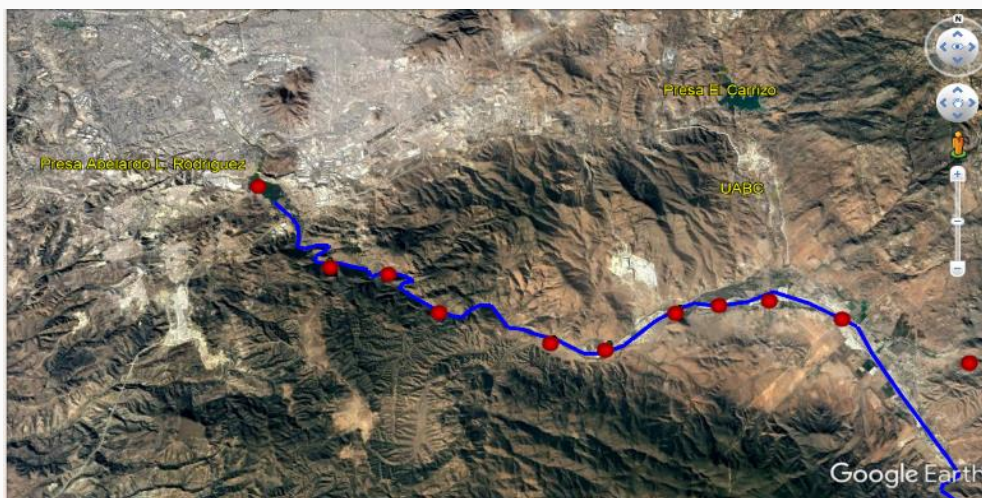


Figura 2. Puntos de extracción en la Subcuenca del Arroyo Las Palmas. Fuente: Elaboración propia con base en el Localizador REPDA ([www.sigagis.conagua.gob.mx](http://www.sigagis.conagua.gob.mx)).

Como puede observarse en la tabla 1, las concesiones son variadas en términos de volúmenes y superficies concesionadas, e incluso del tipo de material aprovechable. Las nueve concesiones analizadas representan, según los datos del REPDA un volumen anual extraído de casi millón y medio de metros cúbicos al año de una superficie aproximada de 1 millón 200 mil metros cuadrados.

Tabla 9. Títulos con permisos de extracción de materiales pétreos en el Arroyo Las Palmas, Baja California. Fuente: Elaboración propia con base en los registros del REPDA.

No.	Fecha de registro	Volumen de extracción (m <sup>3</sup> /año)	Tipo de material	Superficie (m <sup>2</sup> )	Municipio	Latitud	Longitud
1	12/10/2006	134,734	ARENA	89,822	TECATE	32°23'45.20"	116°40'39.10"
2	20/04/2012	180,000	MATERIAL EN GREÑA	180,000	TECATE	32°23'31.60"	116°41'56.70"
3	14/03/2012	153,500	ARENA	153,500	TIJUANA	32°23'13.20"	116°49'21.40"
4	29/08/2012	133,740	ARENA	133,740	TECATE	32°23'27.60"	116°43'00.20"
5	25/05/2006	90,000	ARENA	112,500	TECATE	32°23'45.20"	116°40'39.10"
6	28/06/2012	169,150	ARENA	169,150	TIJUANA	32°24'09.30"	116°50'41.60"
7	10/07/2007	249,825	ARENA	210,000	TECATE	32°22'32.50"	116°44'51.80"
8	07/03/2001	300,000	ARENA - GRAVA	100,000	TECATE	32°23'15.00"	116°38'48.00"
9	02/12/2011	38,200.00	ARENA, GRAVA Y PIEDRA	38,200	TECATE	32°22'38.60"	116°46'19.80"
<b>TOTAL</b>		<b>1,449,149.05</b>		<b>1,186,912</b>			

### Impactos ambientales de la sobreexplotación en el arroyo Las Palmas.

Con base en las cifras antes expuestas, la cuenca del Arroyo Las Palmas está siendo alterada por la extracción excesiva de arena del río, que provoca que el nivel del lecho del río baje, disminuyendo la capacidad de infiltración del acuífero, por lo que queda expuesto a la contaminación del manto freático.

En 2002 el acuífero del arroyo Las Palmas se consideraba en equilibrio, en el que ya no existía volumen disponible para nuevas concesiones. Actualmente, presenta un déficit de aproximadamente 3.5 millones de m<sup>3</sup> al año, según la actualización de la disponibilidad media anual del acuífero (Conagua, 2015).

Desafortunadamente esta evidente sobreexplotación hídrica no ha implicado mayores controles sobre la extracción de arenas y gravas del lecho del arroyo, lo cual agravó el abatimiento de los niveles piezométricos. En la tabla 2 se resumen los impactos ambientales identificados por el Global Environmental Alert Service del Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas (GEAS, 2014) y sus manifestaciones en la zona de estudio.

Tabla 10. Resumen de las principales consecuencias de la extracción de agregados pétreos.

Fuente: Elaboración propia, modificado de GEAS, 2014.

Impactos / sinergias	Descripción	Efectos en la zona de estudio
Biodiversidad	Impactos en sitios de extracción y ecosistemas relacionados	Flora y fauna riparia y del estero del río Tijuana que incluye especies en alguna categoría de amenaza, como <i>Ferocactus viridescens</i> (NOM-059-SEMARNAT-2001).
Pérdida de sedimentos	Tanto en el cauce como en la cuenca en sus diferentes escalas, así como en la costa a través de la erosión.	Evidencias en campo de profundidades de excavación mayores a las autorizadas
Función Hidrológica	Cambio en los flujos de agua, regulación de inundaciones y corrientes marinas. Disminución de la capacidad de infiltración por pérdida de capa absorbente.	Eventos de cambio de curso del río durante lluvias torrenciales. Déficit de 3.5 millones de m <sup>3</sup> en la disponibilidad media anual de agua del acuífero las Palmas (CONAGUA, 2015).
Suministro de agua	Disminución del nivel freático por limitación de la recarga y por contaminación y evaporación del manto freático al quedar expuesto.	Déficit en la disponibilidad media anual de agua en el acuífero las Palmas (CONAGUA, 2015 y Ramírez, 2015).
Infraestructura	Debilitamiento de puentes, terraplenes fluviales e infraestructuras costeras debido a la pérdida de sedimentos y vulnerabilidad a avenidas de agua y erosión costera. Puede haber sinergia con fenómenos meteorológicos extremos.	Eventos erosivos en el fraccionamiento Playas de Tijuana en el periodo 1978-1985 en el orden de los 300,000 y 350,00 m <sup>3</sup> que generaron pérdidas millonarias en infraestructura, debido principalmente a la construcción de la presa A.L. Rodríguez, pero también otros procesos que retienen los sedimentos (González Calvillo y Cupul-Magaña, 1986).
Clima	Directamente por emisiones de gases de efecto invernadero durante su extracción y transporte. Indirectamente a través de la producción de cemento. Alteración del microclima por modificación del ciclo hidrológico.	Alto índice de contaminación por partículas suspendidas y emisiones de GEI en Valle de las Palmas (Ruvalcaba-Valladares, 2006)
Paisaje	Pérdida del valor paisajístico por erosión costera, cambios en estructuras deltaicas, canteras, contaminación de ríos.	La playa pierde terreno al mar a una razón de 460,000 m <sup>3</sup> /año, erosionando las playas de Imperial Beach (USA) y Tijuana (México) debido principalmente al represamiento, pero también otros procesos que disminuyen los sedimentos (Cupul-Magaña, et al., s.f.).
Eventos extremos	Disminución de la protección contra eventos extremos (inundación, sequía, marejada ciclónica).	La zona de estudio es vulnerable al fenómeno El Niño. El fenómeno ha concurrido con otros procesos provocando erosión riparia y costera (González Calvillo y Cupul-Magaña, 1986)

## MARCO NORMATIVO ACTUAL

En Baja California no existen Normas Técnicas Ambientales que regulen la explotación de materiales pétreos y el marco normativo actual es muy genérico, contemplando únicamente sanciones en casos de contaminación del suelo, pero no cuando se están violando los lineamientos de explotación establecidos en las concesiones.

## Normas Técnicas Ambientales en otras entidades

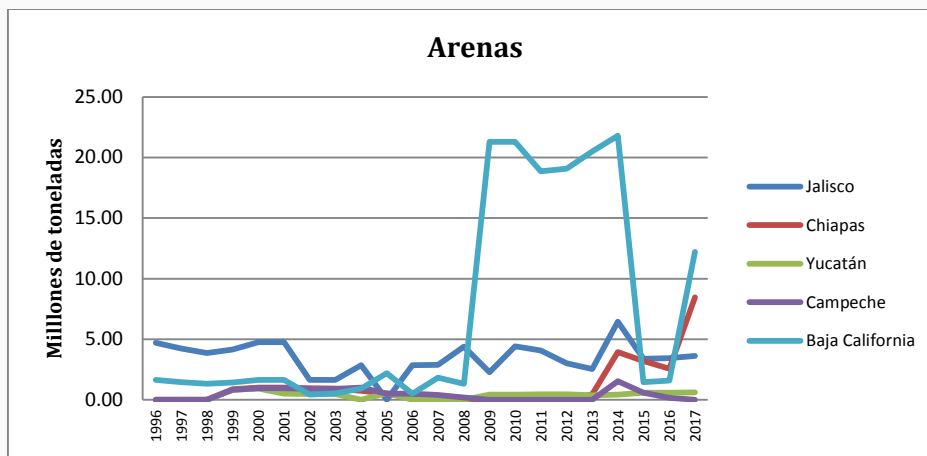
En México existen actualmente, normas técnicas ambientales para la extracción de agregados pétreos en siete entidades (tabla 3). Guanajuato tiene los antecedentes más antiguos en cuanto a la regulación de los bancos pétreos, ya que promulgó en 1998 la norma técnica ecológica NTE-IEG-002/98, que antecedió a la actual norma técnica ambiental NTA-IEE-002/2007, expedida el 30 de diciembre de 2008 y que establece los lineamientos y especificaciones para la selección, operación, seguimiento, abandono, obras complementarias y medidas de regeneración ambiental de un sitio de extracción o explotación de materiales pétreos.

Tabla 11. Normas técnicas estatales que regulan el aprovechamiento de bancos pétreos.

Fuente: elaboración propia.

ESTADO	AÑO	NOMBRE DE LA NORMA	ÁMBITOS QUE REGULA
1 SAN LUIS POTOSÍ	2002	Norma técnica ecológica NTE-SLA-BMG-002/2002 que establece las condiciones necesarias para la localización de bancos de materiales geológicos en el estado, así como sus parámetros de diseño, explotación y medidas de regeneración	Localización, parámetros de diseño, explotación y medidas de regeneración
2 JALISCO	2003	Norma ambiental estatal NAE-SEMADES-002/2003 que establece las condiciones y especificaciones técnicas para la operación y extracción de los bancos de material geológico en el estado de Jalisco.	Operación y extracción
3 CAMPECHE	2003	Criterio ecológico particular CEP-SE-001-2003 que establece las condiciones para la localización de bancos de materiales pétreos en el estado de Campeche, así como sus parámetros de diseño, aprovechamiento y medidas mitigatorias en materia ambiental	Localización, parámetros de diseño, aprovechamiento y medidas mitigatorias
4 ESTADO DE MÉXICO	2004	Norma técnica estatal ambiental NTEA-017-SEMAGEM-DS-2016 que regula la exploración, explotación y transporte de minerales no concesionables	Exploración, explotación y transporte
5 GUANAJUATO	2007	Norma técnica ambiental NTA-IEE-002/2007 que establece los lineamientos y especificaciones para la selección, operación, seguimiento, abandono, obras complementarias y medidas de regeneración ambiental de un sitio de extracción o explotación de materiales pétreos	Selección, operación, seguimiento, abandono, obras complementarias y medidas de regeneración ambiental
6 YUCATÁN	2010	Norma técnica ambiental NTA-002-SEDUMA-10 que establece las especificaciones y los parámetros que deben observarse en los bancos de materiales pétreos en fase seca, para su localización, diseño, explotación y restauración	Localización, diseño, explotación y restauración
7 CHIAPAS	2015	Norma técnica ambiental estatal NTAE-001-SEMAHN-2015 que establece las condiciones y especificaciones para la explotación de bancos de materiales pétreos de competencia estatal, así como sus parámetros de diseño, explotación, restauración y abandono	Explotación, parámetros de diseño, explotación, restauración y abandono

Las normas técnicas que regulan la explotación de materiales pétreos no garantizan se realice un aprovechamiento sustentable del recurso, pero su ausencia limita las posibilidades de la autoridad ambiental para vigilar y de las comunidades y organizaciones de la sociedad civil para actuar como observatorios ambientales. En la gráfica 2 y se muestra la evolución de la extracción de arenas en cuatro de las entidades federativas en las que existen normas técnicas ambientales y se compara con Baja California que no tiene alguna norma que regule la extracción de agregados pétreos. Se puede observar que Baja California sobrepasa por mucho la producción de arenas de los otros cuatro estados en conjunto mostrados en la gráfica 2.



Gráfica 2. Producción anual de arenas en 4 estados con normas técnicas, excepto Baja California.

Fuente: elaboración propia con base en los Anuarios Estadísticos de la Minería Mexicana (SGM, 1996 a 2017).

### 3 PROPUESTA

#### Norma técnica para la extracción de pétreos en Baja California.

Con base en los documentos consultados, proponemos considerar la NTA-IEE-002/2007 del estado de Guanajuato, como antecedente para la creación de la Norma Técnica Ambiental para la extracción de pétreos (arena y grava) para el estado de Baja California, en donde se deberán de poner atención además de esclarecer y detallar los estudios necesarios que son los siguientes.

#### Estudio de Impacto Ambiental.

Para materiales pétreos (arena y grava), además de considerar un análisis detallado de las comunidades florísticas, faunísticas y de las que se encuentren en alguna categoría de amenaza, debe considerarse los tiempos, técnicas y modalidades de explotación, así como garantías y seguimiento a las medidas de restauración del área afectada.

Presentar un plano del área que se propone para la actividad, que documente de forma detallada el sitio, para garantizar que durante la explotación y al final de la actividad se haya cumplido con las medidas para la debida preservación de los ecosistemas o bien su debida mitigación y regeneración. Cuando las medidas regenerativas y de mitigación pudieran tener una o varias modalidades diversas de ser aplicadas, la parte interesada lo comunicará oportunamente por escrito y de manera documentada a CONAGUA para que este resuelva lo más apropiado aplicando la presente normatividad.

La autoridad debe monitorear la zona de extracción y el concesionario deberá proporcionar datos para evaluar los efectos de las actividades de extracción de arena y grava, y los cambios a largo plazo. Se deberá elaborar un informe que resuma los resultados anuales del monitoreo físico y biológico, además de documentar la evolución de los sitios a lo largo del tiempo y los efectos acumulativos de la extracción de arena y grava. El informe también debe recomendar cualquier mantenimiento o modificación de las tasas de extracción necesarias para minimizar los impactos de la extracción. Si se identifica una tendencia a la reducción de las camas, la extracción deberá ser limitada o en su caso prohibir cualquier tipo de ampliación del proyecto, sin la correspondiente autorización de la instancia competente.

En lo relativo con los cuerpos de agua, deberá prohibirse modificar o afectar las condiciones naturales de las cuencas hidrológicas, ríos, arroyos o manantiales, riberas y vasos de agua existentes, así como descargar materiales o residuos líquidos o sólidos en el suelo, subsuelo y en cualquier clase de corriente o depósito de agua, y desarrollar actividades contaminantes para los mismos. Se deberá formar una barrera física que impida el arrastre de material particulado hacia el cauce o lecho del cuerpo de agua, elaborado con materiales o inclusive especies vegetales. Se deberán construir canales exteriores e interiores de desagüe en el predio en explotación para que el agua de lluvia no arrastre materiales pétreos particulados hacia el cauce o lecho del cuerpo de agua.

Reforestación en los márgenes de los cuerpos de agua o reforzamiento de la vegetación existente. Los canales de desagüe del banco deberán contar con desarenador o trampa de sólidos antes de su descarga. No deben permitirse explotaciones en zonas cuyo manto freático se encuentre a menos de 30.00 metros de profundidad (NTA-IEE-002/2007). A la evaluación del impacto ambiental se le deberá integrar los siguientes estudios:

**Estudio Geológico:** El interesado deberá realizar el estudio estratigráfico del terreno para determinar la geología local y regional del sitio donde se pretende llevar a cabo la explotación de materiales pétreos, incorporando los resultados de dicho estudio en la Manifestación de Impacto Ambiental a presentar ante el Instituto de Ecología del Estado. Agregar información sobre las propiedades físicas, espesores, volúmenes de los materiales susceptibles de explotarse, capas geológicas y consideraciones técnicas que a partir del estudio estratigráfico apoyen el método de explotación; así como un programa de trabajo mensual y planos de cortes transversales.

**Estudio Geofísico:** En la norma de Guanajuato se establece que el estudio se realizará a juicio de Instituto de Ecología, pero consideramos importante incluirlo además de indicar el tipo de método que se utilizará para el estudio el cual puede ser magnético o eléctrico.

**Estudio Geohidrológico:** Caracterización de los acuíferos de la zona, indicando profundidad del nivel estático del acuífero en la zona de extracción, dirección y velocidad de escurrimiento, y la inclusión de plano de localización de los pozos cercanos al lugar, además de indicar el uso y sus niveles de explotación.

**Estudio topográfico:** Se deben tomar en cuenta los siguientes aspectos, en relación con la planimetría considerar la tolerancia angular y lineal de acuerdo con lo indicado en la norma NTA-IEE-002/2007, en relación con la configuración topográfica las curvas de nivel deben trazarse cada metro para tener mejor detalle de la zona de extracción. También deberá determinarse la cantidad de material a extraer en el sitio y calcular la vida útil del proyecto e indicar en coordenadas geográficas y UTM la zona a explotar. Con base en el resultado de los estudios, deberá determinarse si el lugar es propicio para la explotación de pétreos.

### **Los Métodos de Extracción de materiales pétreos (grava-arena).**

La NTE-IEG-002/98 no considera dar la concesión en función de la mejor forma de extracción de gravas y arenas con base en la evaluación del impacto ambiental. Por esta razón, se propone que la Norma Técnica propuesta en este estudio considere otorgar los permisos de extracción en función de las características geomorfológicas del río. Actualmente, en países como Malasia e India, han regulado la extracción de arena utilizando los métodos de extracción debido a la sobreexplotación (GEAS, 2014) y los daños ambientales causados por métodos dañinos (Kondolf, 1997).

La extracción de arena de río se lleva a cabo de forma manual y mecánica. La extracción manual causa menos impacto y la cantidad de extracción es prácticamente baja. Este método se practica en muchos países en

desarrollo que tienen pequeños ríos con recursos de lecho limitados. En la minería mecánica, las bombas de chorro de alta potencia y la maquinaria pesada se utilizan para la extracción de arena de ríos activos y sus llanuras de inundación. Existen varios métodos para la extracción de arena, Kondolf (1997) describió varios métodos para la extracción de arena y grava en ríos y en llanuras de inundación al igual que en terrazas de ambientes ribereños. Es necesario que la autoridad analice el tipo de río en el cual se dará la concesión y con base en los estudios de impacto ambiental deberá decidir el método de extracción más adecuado que minimice el daño en el río. La extracción in situ de arena y grava, en ríos activos, se realiza mediante los siguientes métodos (Tabla 4), según Kondolf (1997).

Tabla 12. Métodos de extracción de agregados pétreos de ríos y llanuras de inundación y terrazas.

Fuente: Modificado de (Kondolf, 1997).

<b>Métodos de extracción de agregados pétreos en ríos</b>			
<b>Método</b>	<b>Descripción</b>	<b>Método</b>	<b>Descripción</b>
Remoción o Rotura de Barra	Es la extracción de los materiales del lecho del río, especialmente la arena y la grava. Este método generalmente requiere que las irregularidades superficiales se suavicen y que el material extraído se limite a lo que podría tomarse por encima de una línea imaginaria.	Minería del canal de pozo húmedo	Implica la excavación de una fosa en el cauce activo debajo de la superficie de una corriente perenne o debajo de la capa freática aluvial.
Minería del pozo de pozo seco	Excavación de arena dentro del canal activo de lechos de ríos secos o efímeros utilizando medios o manuales o mecánicos	Excavación de barra	Se excava una fosa en el extremo aguas abajo de la barra como fuente de agregados y como un sitio para atrapar arena y grava
Trampas de arena y grava	Una de las ventajas de la trampa es que los impactos se limitan a un solo sitio, en donde los equipos pesados pueden remover arena y grava sin impactar las características de la vegetación riparia u otras características naturales de los canales.	Minería en el canal de ancho	Es la extracción de arena y grava de todo el canal activo durante la estación seca. Este tipo de extracción se practica en ríos con regímenes de flujo variable.
<b>Métodos de extracción de agregados pétreos en llanuras de inundación y terrazas</b>			
Minería de pozo húmedo	En la minería de pozo húmedo, la profundidad del pozo de excavación cruza el nivel freático	Minería de pozo seco	En la minería a cielo abierto, la extracción de arena se limita al lecho seco superior

### Diseño de explotación del banco de material pétreo

Se propone considerar especificaciones indicadas en la norma NTE-IEG-002/98, además de un programa de monitoreo en la zona de extracción. Los parámetros de diseño y explotación de bancos de material, las especificaciones de la protección de la zona, la creación de los caminos de acceso, actividades de extracción, ubicación de la maquinaria de trituración y cribado, así como el equipo anticontaminante, en especial poner atención en los sistemas de captación de polvos que su eficiencia no sea menor al 80% y también deberá incluirse en el estudio de impacto ambiental. Para transportar el material utilizar lonas y costales húmedos para evitar la dispersión de polvos y partículas, como lo marca la norma, además de considerar la seguridad en el sitio en relación con los combustibles y lubricantes utilizados por la maquinaria que puedan contaminar el suelo, aire y agua.

## Diseño de restauración de la zona afectada y abandono del sitio

Se deberá conservar el suelo fértil, el cual se utilizará en la restauración del sitio, así como las medidas necesarias para la retención del suelo, en este caso se debe de especificar el tipo de obras que se pueden hacer para la restauración y recuperación del suelo en el lugar de la extracción. En la norma NTA-IEE-002/2007 no viene detallado el tipo de obras que servirán para la restauración del sitio afectado, también se debe considerar un programa de recuperación y restauración ambiental. En la tabla 5 se indica en función del método de extracción las ventajas y desventajas, por lo que se propone que se debe de considerar en la autorización de la concesión por parte de la autoridad encargada.

Tabla 13. Métodos de extracción de arena y grava comúnmente utilizados y sus consecuencias.

Fuente: Modificado de (Kondolf, 1997).

Método	Ventajas	Desventajas
Trincheras	Puede crear eficiencia en el canal, menor impacto en la vegetación ribereña y barras.	En canales no agrandados, puede provocar el corte de la cabeza, la erosión del banco y la turbidez. Desviación de ríos de bajo flujo.
Remoción	Restauración rápida	Perdida de confinamiento del río, ampliación, debilitamiento y degradación del cauce, temperaturas altas del agua en verano, disminución del nivel freático y pérdida de vegetación y fauna riparia (Kondolf, 1997).
Minería del canal de pozo	Con un diseño adecuado, puede ser utilizado para crear un hábitat de humedal	Captura de la corriente, pescado varado.
Extracción en terrazas altas y meandros	Agua arriba de las llanuras de inundación, los impactos son limitados en la población de peces.	Cambio de uso de suelo, aumento en la pesca de peces, los cambios de canal pueden dar como resultado la captura de flujo.

## 4. CONCLUSIONES

La creación de una norma ambiental para extracción de pétreos en Baja California es una prioridad debido a la probada sobreexplotación del arroyo Las Palmas y otros bancos de materiales pétreos ubicados en o fuera de cauces nacionales, en los que los impactos ambientales son evidentes e incluso graves. La contaminación y la alteración en balance hídrico y geomorfológico que se están generando en el arroyo Las Palmas exigen vigilar, cuando menos, el cumplimiento de las disposiciones autorizadas en las concesiones otorgadas por la Comisión Nacional del Agua. La elaboración y promulgación de una Norma Técnica Ambiental que regule el aprovechamiento de este recurso, requiere la participación de especialistas en el área ambiental que establezcan las condiciones para la localización de bancos y la extracción de materiales pétreos en el territorio estatal, así como los parámetros de diseño, explotación y las medidas de regeneración ambiental. De esta manera, las autoridades tendrán mejores herramientas para la gestión del recurso y la conservación de ríos, acuíferos y cuencas con base en los lineamientos técnicos proporcionados por la Secretaría de Protección al Ambiente de Baja California y la Comisión Nacional del Agua.



## 5. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los informantes clave anónimos, del Valle de las Palmas por proporcionarnos información esencial para este proyecto, y a los estudiantes de servicio social de la Universidad Autónoma de Baja California, Unidad Valle de las Palmas por su apoyo en los ejercicios de aforo vehicular.

## 6. LITERATURA CITADA

- Alvarez-Andrade, A. y Ravelo-García, A. (2018). Propuesta técnica para la evaluación del impacto ambiental de la extracción de pétreos en Baja California: El caso del arroyo Las Palmas. Memorias del 1er. Congreso Internacional de Arquitectura y Diseño (CIAD17), 6 al 8 de septiembre de 2017, Tijuana, B.C. Año 1, No. 1. ISSN: 2594-1399, Universidad Autónoma de Baja California. pp. 84-96.
- CONAGUA (2015). Actualización de la Disponibilidad Media Anual de Agua en el Acuífero las Palmas (0205) Estado de Baja California. DOF 20/04/2015. 2p.
- Corresponsales Estados El Universal. (25 de octubre de 2009). Saquean del país bancos de arena. *El Universal*. Recuperado de: <https://lastresyuncuarto.wordpress.com/2009/10/29/saquean-del-pais-bancos-de-arena/>
- Cupul Magaña, L. A.; Sánchez-Arcilla Conejo, A.; Fermán Almada, J. L.; Sierra, J. P.; Mosso, C. GEAS (2014). *Sand, rarer than one think*. UNEP Global Environmental Alert Service. Recuperado de [https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/8665/GEAS\\_Mar2014\\_Sand\\_Mining.pdf?sequence=3](https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/8665/GEAS_Mar2014_Sand_Mining.pdf?sequence=3)
- González Calvillo, A. y Cupul Magaña, L.A. (1986). Causas de erosión en Playas de Tijuana, B.C. Durante el periodo 1975-1985. *Ciencias Marinas* Vol.12 (3): pp. 82-94. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v12i3.514>.
- INEGI. (2015). *Información de Localidad 2015*. Obtenido de <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/contenido.aspx?refnac=020030139>
- Jiménez, J.; Seingier, G.; García Gastelum, A.; Arredondo García, C. y Galindo Bect, L. (s.f.). La Importancia de los Ríos y Rieras en la Gestión Costera Sostenible. Monografía no publicada. 10 p. Recuperado de: <https://fnca.eu/biblioteca-del-agua/directorio/file/1958-1306271428-116>
- John, Elizabeth (2009). The impacts of sand mining in Kallada river (Pathanapuram Taluk). *Journal of basic and applied biology* 3(1 & 2), pp. 108-113.
- Kondolf, G.M. (1997). *Hungry Water: Effects of Dams and Gravel and Mining on River Channels Environmental Management* 21(4): 533-51.
- La Redacción (15 de enero, 2003a). De manera ilegal, extraen arena en Baja California (Primera parte). *Semanario Proceso* 2200. Recuperado de <https://www.proceso.com.mx/248273/de-manera-ilegal-extraen-arena-en-baja-california-primera-parte>
- La Redacción (15 de enero, 2003b). De manera ilegal, extraen arena en Baja California (Segunda parte). *Semanario Proceso* 2200. Recuperado de <https://www.proceso.com.mx/248267/de-manera-ilegal-extraen-arena-en-baja-california-segunda-parte>
- Radford, T. (2005). It's the way you tell them, *Environment & Poverty Times*, 3. *Special Edition for the World Conference on Disaster Reduction January UNEP/GRID-Arendal.*, 118-22.
- Ramírez, S. A. (11 de junio de 2015). Rechazan entrada de la CESPTE en Valle de las Palmas. *Semanario Zeta* 11 de junio de 2015. Recuperado de <http://zetatijuana.com/2015/06/rechazan-entrada-de-la-cesppte-en-valle-de-las-palmas/>
- Robinson, R. B. (2002). *Sociocultural Dimensions of Supply and Demand for Natural Aggregate—Examples from the Mid-Atlantic Region, United States*, U.S. Geological Survey Open-File Report 02-350.
- Ruvalcaba-Valladares, H. J. (marzo de 2006). Saquean arena en BC. *La Crónica, Mexicali Baja California*.
- Servicio Geológico Mexicano [SGM] (2018). Anuario Estadístico de la Minería Mexicana, 2017, Edición 2018. Subsecretaría de Minería. 535 p. Anuarios históricos recuperados de: <https://www.sgm.gob.mx/Gobmx/productos/Anuarios-historicos.html>
- USGS, 2012. The 2010 Minerals Yearbook- Cement. U.S. Geological Survey, Reston.
- USGS, 2013a. Cement, statistics and information. U.S. Geological Survey, Reston.

- USGS, 2013b. Sand and gravel (construction) statistics, En: Kelly, T.D., Matos, G.R., (Eds.), Historical statistics for mineral and material commodities in the United States. U.S. Geological Survey Data Series 140, Reston.
- Valdez, A. (8 de agosto de 2012). Denuncian extracción ilegal de agua y arena: Exigen intervención de autoridades, Ocurre en los Valles de Guadalupe, Las Palmas y en Maneadero. *El Mexicano Tijuana, Baja California*, pág. 6A.

### **Normatividad**

- Acuerdo por el cual la Dirección General de Ecología del Estado expide los formatos e instructivos en los cuales se precisa el contenido y los lineamientos a seguir con objeto de desarrollar y presentar el Informe Preventivo y la Manifestación de Impacto Ambiental en su modalidad general. Periódico Oficial del Estado de Baja California, No.6; 8 de febrero de 1999.
- Decreto Gubernativo Número 98, Mediante El Cual, Se Expide La Norma Técnica Ambiental NTA-IEE-002/2007, que establece los lineamientos y especificaciones para la selección, operación, seguimiento, abandono, obras complementarias y medidas de regeneración ambiental de un sitio de extracción o explotación de materiales pétreos; Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Guanajuato No. 209, Año XCV, Tomo CXLVI, 30 de diciembre del 2008 Recuperado de <http://paotgto.gob.mx/wp-content/uploads/2017/01/NTA-IEE-002-2007.pdf>
- Diputado Francisco Javier Paredes Rodríguez. Palacio Legislativo de San Lázaro, julio de 2007. Punto de acuerdo Único, por el que se exhorta a la SEMARNAT y a la CONAGUA para que no se autoricen prórrogas sobre las concesiones para la extracción de materiales pétreos en el Estado de Baja California, hasta que se realice un estudio de impacto ambiental particular y acumulativo que determine con precisión las afectaciones que se generan por esta actividad. Disponible en línea en: <http://sitl.diputados.gob.mx/proposiciones.php?comt=25&edot=A>
- Ley de Aguas Nacionales. DOF 1º de diciembre de 1992. Última Reforma DOF 24 de marzo de 2016. Recuperado de [http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16\\_240316.pdf](http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16_240316.pdf)
- Ley de Protección al Ambiente para el Estado de Baja California. Periódico Oficial del Estado de Baja California No. 53, Sección I, Tomo CVIII, 30 de noviembre de 2001. Recuperado de <http://docs.mexico.justia.com/estatales/baja-california/ley-de-proteccion-al-ambiente-para-el-estado-de-baja-california.pdf>
- NAE-SEMADES-002/2003. Norma Ambiental Estatal que establece las condiciones y especificaciones técnicas para la operación y extracción de los bancos de material geológico del estado de Jalisco. Periódico Oficial del Estado de Jalisco (25 de septiembre de 2003). Última reforma publicada P. O. Edo. Jalisco 17 de agosto de 2006. Recuperado de <https://transparencia.info.jalisco.gob.mx/sites/default/files/OPERACI%C3%93N%20Y%20EXTRACCI%C3%93N%20DE.pdf>
- NTE-SLP-BMG-002/2002. Norma Técnica Ecológica que establece las Condiciones necesarias para la Localización de Bancos de Materiales Geológico en el Estado de San Luis Potosí, así como sus Parámetros de Diseño, Explotación y Medidas de Regeneración Ambiental. Poder Ejecutivo del Estado de San Luis Potosí, (2002). Recuperado de <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Publicaciones/CDs2010/CDForestal/pdf/SL18.pdf>
- NORMA Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. DOF 06/03/2002. Recuperado de: <https://www.biodiversidad.gob.mx/pdf/NOM-059-ECOL-2001.pdf>
- Reglamento de Protección al Ambiente para el Municipio de Tijuana, Baja California. Periódico Oficial No. 20, Tomo CVIII; 11 de mayo del 2001. Recuperado de <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Estatal/BAJA%20CALIFORNIA/Municipios/Tijuana/TijuanaReg15.pdf>

## **ID-085: ESTADO DE DEGRADACIÓN FÍSICA DE SUELOS DE USO AGROPECUARIO EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO USUMACINTA, TABASCO**

Ivette de los Angeles LEÓN FONSECA<sup>a</sup>, Itzel GALAVIZ VILLA<sup>a</sup>, Salvador PARTIDA SEDAS<sup>b</sup>, Rocío de Guadalupe BERNAL RAMÍREZ<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Boca del Río, Carr. Veracruz – Córdoba KM 12, C.P. 94290, Boca del Río, Veracruz, email: iqivetteleof@gmail.com, itzelgalaviz.itboca@gmail.com, rgbernalr@gmail.com

<sup>b</sup> Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico Superior de Huatusco, Calle 25 Oriente, Reserva Territorial, C.P. 94106, Huatusco, Ver., email: partidasedassalvador@gmail.com

### **RESUMEN**

La degradación física del suelo es la disminución de su calidad y afecta la capacidad de transmisión de fluidos y disminuye su volumen de almacenaje; se manifiesta con la modificación del arreglo estructural, baja estabilidad de agregados, encostramiento y sellado. El objetivo de este trabajo de investigación fue evaluar el estado de degradación física del suelo mediante el índice de estabilidad estructural (IEE) e índice de encostramiento modificado (ICM) y su relación con la escorrentía superficial en zonas agropecuarias. El área de estudio comprende los suelos de los municipios de Tenosique, Balancán, Emiliano Zapata y Jonuta, Tabasco; en la cuenca baja del río Usumacinta. Se establecieron veinte sitios de muestreo distribuidos estratégicamente de acuerdo con los criterios de selección: tipo y uso de suelo, cobertura, geología y vías de acceso al sitio de muestreo, principalmente. Cada muestra está compuesta de dieciséis muestras simples para la lograr una mayor representatividad del área de estudio. Se determinó la granulometría según la técnica ASTM D422-63 y el porcentaje de materia orgánica según el método que especifica la NOM-021-SEMARNAT-2000, parámetros requeridos para el cálculo del IEE e ICM. Se realizó un análisis de distribución espacial en el programa ArcGIS 10.3 ® para la interpretación y representación gráfica de los resultados. Estos muestran un alto nivel de degradación (IEE), y un creciente encostramiento (ICM) del suelo en la zona de estudio, lo que favorece la escorrentía y a su vez el transporte de nutrientes del suelo hacia aguas superficiales.

**Palabras clave:** Índice de estabilidad estructural, índice de encostramiento modificado, escorrentía, concentración de nitrógeno, concentración de fósforo.

### **1 INTRODUCCIÓN**

El término degradación del suelo se define como la disminución de la calidad del suelo o como la reducción de su capacidad actual o futura para funcionar como un recurso multipropósito; puede ser ocasionada de manera natural o por acción del hombre. Conduce a la pérdida de la producción sostenible en las actividades agropecuarias (Lal *et al.*, 1989) debido a que genera condiciones de estrés que impiden el desarrollo adecuado de las plantas (Muñoz *et al.*, 2013). La degradación del suelo presenta básicamente las siguientes etapas: 1) las características originales (materia orgánica y estructura) son destruidas gradualmente y son imperceptibles por el agricultor, el rendimiento de los cultivos se mantiene estable por aplicación de fertilizantes; 2) la materia orgánica alcanza valores bajos y el suelo pierde estructura, inicia la aparición de una capa compactada que impide la infiltración del agua y exploración de las raíces; además, la erosión aumenta y el rendimiento de los cultivos se reduce; 3) el proceso es fuerte y la tierra puede ser abandonada por el agricultor debido a la baja productividad y el encostramiento del suelo (Castillo *et al.*, 2003).

La cuenca baja del río Usumacinta, Tabasco, es una región que abarca principalmente los municipios de Tenosique, Balancán, Emiliano Zapata y Jonuta. Esta zona estaba ocupada por vegetación natural de sabana de güiro y tachicón, asociados con pastos naturales de gramíneas. En la actualidad, se encuentra totalmente perturbada debido a que la vegetación natural ha sido sustituida por áreas dedicadas al desarrollo de actividades agropecuarias, como cultivos de caña de azúcar y nuevos pastos mejorados para la ganadería (Palma *et al.*, 2007).

El estudio sobre evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre (SEMARNAT-CP, 2002), señala que Tabasco es uno de los tres estados más afectados por procesos de degradación física ocasionada principalmente por el cambio de uso de suelo y por el empleo de prácticas agropecuarias inadecuadas (Zavala *et al.*, 2011), tal como la utilización excesiva de fertilizantes fosfatados y nitrogenados, y de plaguicidas (Pacheco *et al.*, 1996). Los fertilizantes de mayor uso en esta zona son la urea y el fosfato diamónico (DAP). El nutriente principal de la urea es el nitrógeno (46%) y el DAP se compone de nitrógeno total (18%), nitrógeno amoniacal (18%) y fósforo asimilable (46%) (Ferat 2018). La pérdida de nutrientes puede ocurrir por el paso lento de fluidos en el perfil de suelo (Castillo *et al.*, 2003), ocasionada por la degradación física; que además de afectar su capacidad de transmisión, modifica el volumen de almacenaje, disminuye el espacio poroso, modifica el arreglo estructural y baja la estabilidad de agregados (Muñoz *et al.*, 2013). Esto conlleva al principal mecanismo de degradación que es la formación de costras en la superficie del suelo; resultado de la separación, arrastre y sedimentación de las partículas finas. Tiene consecuencias negativas para la erosionabilidad, pues propicia la escorrentía superficial (Ramírez *et al.*, 2008). Por esto, los nutrientes pueden encontrarse en solución en el agua de escorrentía (Castillo *et al.*, 2003).

Actualmente, se ha generado información sobre el uso actual y sustentable del suelo, sin embargo; no existen estudios de evaluación de degradación física en la cuenca baja del río Usumacinta, Tabasco. Por lo tanto, se carece de programas de manejo, restauración y conservación que permitan mitigar y prevenir la disminución de la calidad del suelo en esta zona (Zavala *et al.*, 2011).

La evaluación de la degradación física del suelo a través de índices es valiosa, debido a que éstos relacionan propiedades indicadoras (propiedades físicas, químicas y biológicas) entre sí, dándole un peso específico a cada una de acuerdo con su funcionamiento en el suelo (Muñoz *et al.*, 2013). Son considerados como una herramienta de medición que ofrece información acerca de la condición actual de un suelo. Generalmente, se determinan para dar seguimiento a los efectos ocasionados por el manejo sobre su funcionamiento en un periodo de tiempo determinado (García *et al.*, 2012). Los índices y propiedades indicadoras deben estar relacionados con alguna función en el ecosistema; así mismo, es importante que reflejen los cambios derivados del uso y manejo, y en la medida de lo posible, ser predictivos; es decir, reflejar cambios tempranos en los procesos ecológicos y mostrar las futuras tendencias en su funcionamiento (Muñoz *et al.*, 2013).

El objetivo de este trabajo de investigación es evaluar el estado de degradación física del suelo mediante el índice de estabilidad estructural (IEE) y el índice de encostramiento modificado (ICM), en los suelos de los municipios de Tenosique, Balancán, Emiliano Zapata y Jonuta, Tabasco; y su relación con la concentración de fósforo y nitrógeno, derivada de la aplicación de fertilizantes, en aguas de escorrentía superficial.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación se llevó a cabo en la cuenca baja del río Usumacinta, Tabasco; específicamente en los suelos de los municipios de Tenosique, Balancán, Emiliano Zapata y Jonuta. El área de estudio cuenta con una superficie de 7,176.3 km<sup>2</sup> (717,630 Ha) (INEGI, 2005). El área de estudio pertenece a la Región de Los Ríos que inicia en Tenosique colindando con las estribaciones de la Sierra de Chiapas y atravesando Balancán, Emiliano Zapata y Jonuta; uniéndose al río Grijalva antes de llegar al mar (Palma *et al.*, 2007). En general, los suelos pertenecientes a esta zona son de buena fertilidad, profundos, de colores oscuros y texturas variadas en el perfil que cambian en la profundidad (Palma *et al.*, 2007).

Los criterios de selección de los sitios de muestreo se establecieron para lograr una mayor representatividad del área de estudio, los cuales fueron:

- Tipos de suelo en la cuenca.
- Tipos de suelo por municipio en relación con el área de estudio.
- Superficie total por tipo de suelo por municipio y área de estudio.

- Representatividad (%) de cada municipio (km<sup>2</sup>) en la subcuenca y área de estudio.
- Uso de suelo
- Cobertura
- Geología
- Vías de acceso

En cada sitio de muestreo se obtuvieron 16 muestras simples para integrar veinte muestras compuestas, distribuidas estratégicamente en el área de estudio de acuerdo con los criterios anteriores (Cuadro 1, Figura 1). La toma de muestras se realizó de acuerdo con el procedimiento de la NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.

Se colectaron entre 2 y 3 kg de muestra de suelo utilizando una pala, se dibujó un cuadrado de 20 cm de largo por 20 cm de ancho y 20 cm de profundidad; se realizó un cuarteto para obtener una muestra compuesta final de 2 kg aproximadamente. Se colocaron en bolsas de polietileno transparente etiquetadas para su identificación y se preservaron a 4°C hasta su llegada al laboratorio.

Se determinó en laboratorio el porcentaje de materia orgánica (MO) según la NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis; y granulometría según la norma ASTM D422-63 (Cuadro 1). Lo anterior, para determinar las propiedades del suelo necesarias para el cálculo del índice de estabilidad estructural (IEE) (Pieri, 1995) y del índice de encostramiento modificado (ICM) (Poesen, 1992).

Cuadro 1. Sitios de muestreo, uso de suelo y resultados de los análisis de laboratorio de las veinte muestras de suelo.

<b>Muestra</b>	<b>Uso de suelo</b>
ST1	Pastizal cultivado
ST2	Pastizal cultivado
ST3	Vegetación secundaria de selva
ST4	Pastizal cultivado
ST5	Pastizal cultivado
ST6	Agricultura de temporal
SB7	Pastizal cultivado
SB8	Pastizal cultivado
SB9	Pastizal cultivado
SB10	Pastizal cultivado
SB11	Pastizal cultivado
SE12	Pastizal cultivado
SE13	Selva baja espinosa
SE14	Pastizal cultivado
SJ15	Pastizal cultivado
SJ16	Pastizal cultivado
SJ17	Pastizal cultivado
SJ18	Pastizal cultivado
SJ19	Pastizal cultivado
SJ20	Pastizal cultivado

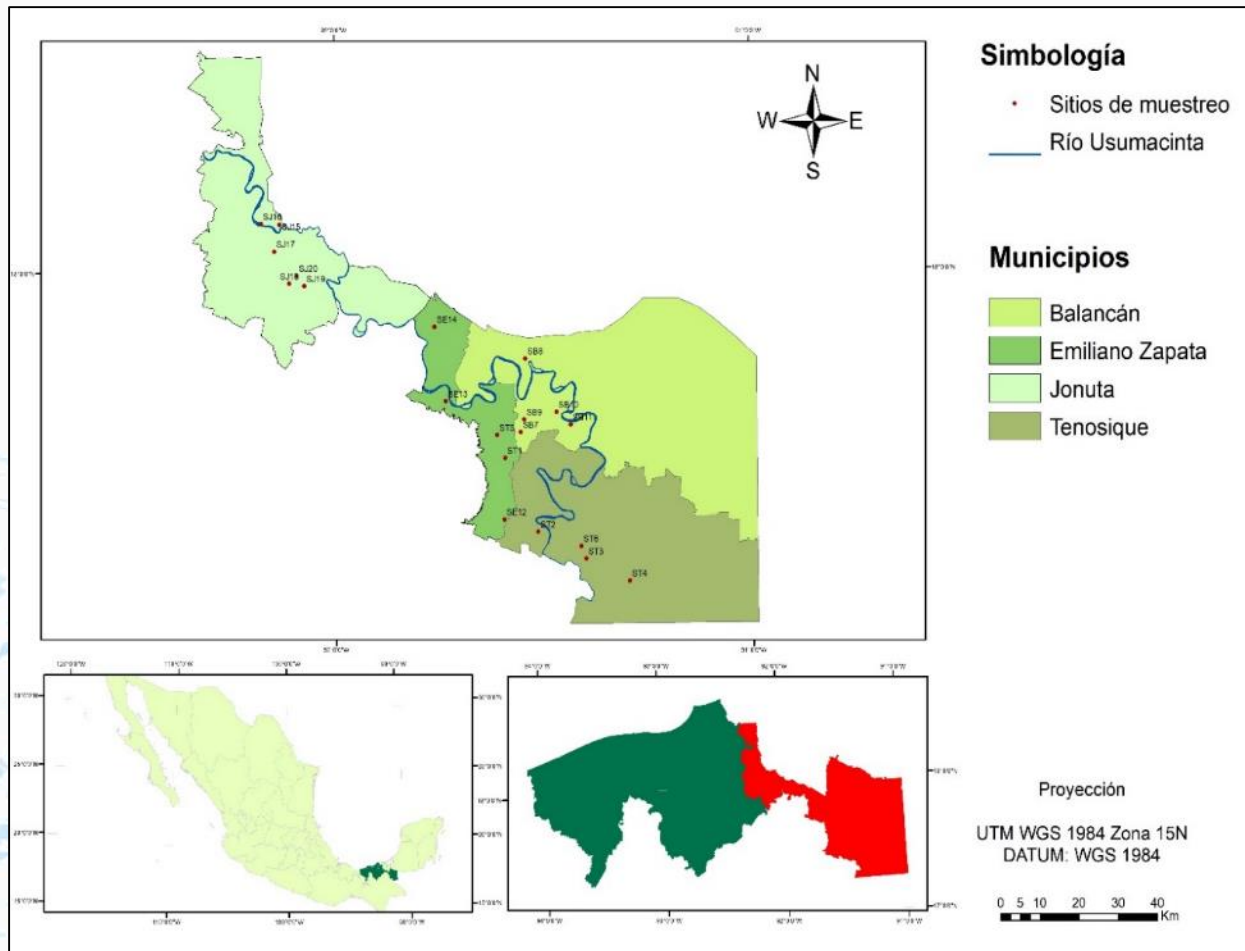


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo.

Índice de estabilidad estructural (IEE) (Fernández, 2014):

$$IEE = (\%MO/(\%limo+\%arcilla)) \times 100$$

Valores de referencia e interpretación:

IEE < 5: suelos degradados,

5 < IEE < 7: suelos con alto riesgo a la degradación física,

7 < IEE < 9: suelos con moderado riesgo a la degradación física, e;

IEE > 9: suelos estructuralmente estables.

Índice de encostramiento modificado (ICM) (Poesen, 1992)

$$ICM = (1.5\%limo+\%arenafinaUSDA)/(\%arcilla+10\%MO)$$

Valores de referencia e interpretación (Bienes *et al.*, 1994):

Clase I: ICM < 1.5 suelos libres de formación de costra superficial;

Clase II: 1.51 < ICM < 1.75 suelos con bajo riesgo de formación de costra superficial;

Clase III: 1.76 < ICM < 2 suelos con moderado riesgo de formación de costra superficial;

Clase IV: 2.01 < ICM < 2.25 suelos con alto riesgo de formación de costra superficial, y;

Clase V: ICM > 2.25 suelos sometidos a una intensa formación de costra superficial.

Se realizó un análisis de distribución espacial en el programa ArcGIS 10.3® para la interpretación y representación gráfica de los resultados. Se aplicó una correlación de Pearson entre los valores del IEE e ICM obtenidos.

### 3 RESULTADOS

Los resultados de laboratorio de granulometría y %MO del suelo se muestran en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Resultados de laboratorio de las muestras.

Muestra	%Arenas	% Arena fina USDA	%Limos	%Arcilla	% MO
ST1	69	16.28	19	12	0.7
ST2	30	1.20	38	32	3.4
ST3	16	1.51	62	22	6.3
ST4	16	0.78	40	44	6.5
ST5	14	1.20	32	54	2.6
ST6	6	0.18	52	42	6.1
SB7	82	21.21	10	8	1.3
SB8	77	0.12	13	10	0.9
SB9	42	3.86	40	18	1.9
SB10	19	0.42	49	32	3.2
SB11	56	6.98	22	22	3.1
SE12	74	7.12	16	10	1.3
SE13	35	2.10	33	32	3.4
SE14	66	23.57	22	12	1.7
SJ15	86	4.25	4	10	0.4
SJ16	41	2.58	37	22	3.1
SJ17	7	0.06	55	38	1.5
SJ18	17	1.21	39	44	3.0
SJ19	9	0.34	51	40	3.8
SJ20	20	0.75	44	36	4.8

El 85% de los suelos del área de estudio son de uso pecuario y se encuentran cubiertos por pastizales para ganadería, el resto se encuentra destinado para agricultura de temporal con cultivos de caña de azúcar (5%), vegetación secundaria de selva (5%) y selva baja espinosa (5%). Como se puede observar, los suelos dedicados a la ganadería ocupan la mayor parte del área de la zona de estudio.

El análisis de distribución espacial realizado con los resultados obtenidos del cálculo del IEE indicó que el 55% de los suelos estudiados se encuentran degradados, 25% presentan riesgo alto y el 20% restante riesgo moderado a la degradación física (Figura 2).

Como puede observarse, los municipios más afectados por la baja estabilidad estructural de sus suelos son Jonuta y Emiliano Zapata, pues presentan bajos índices de estabilidad estructural por suelos en su mayoría degradados y en menor cantidad suelos con riesgo alto a la degradación. En los municipios de Balancán y Tenosique se encuentran algunas zonas con riesgo moderado a la degradación, aunque en menor proporción a los sitios degradados y en riesgo alto a la degradación.

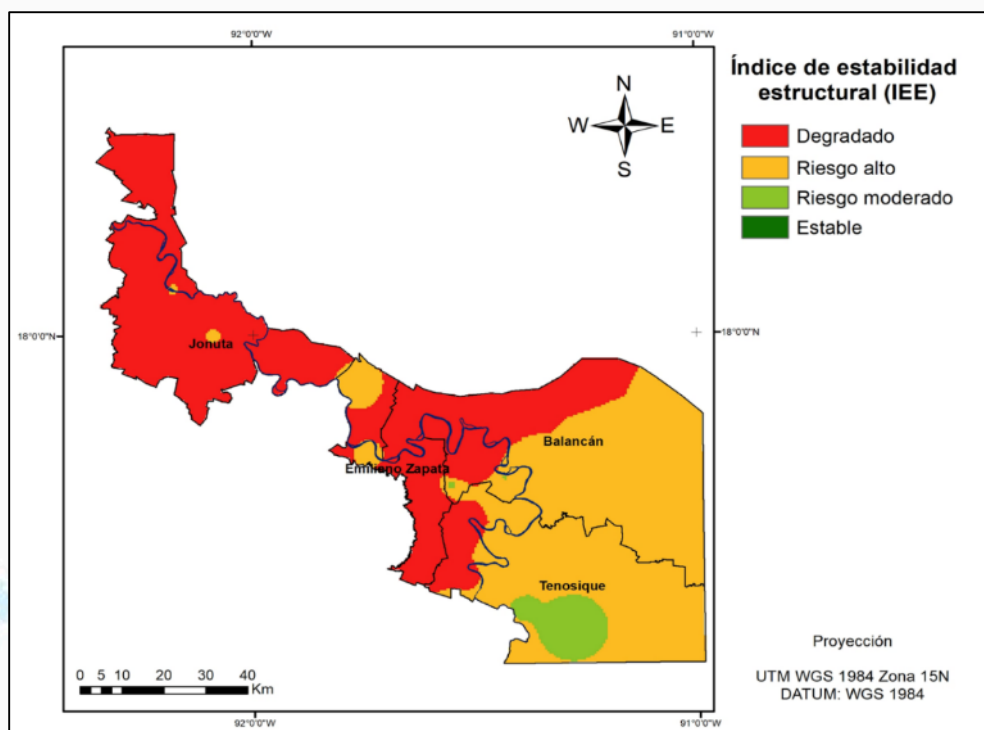


Figura 2. Estado de degradación física del suelo en la cuenca baja del río Usumacinta, Tab., de acuerdo con el IEE.

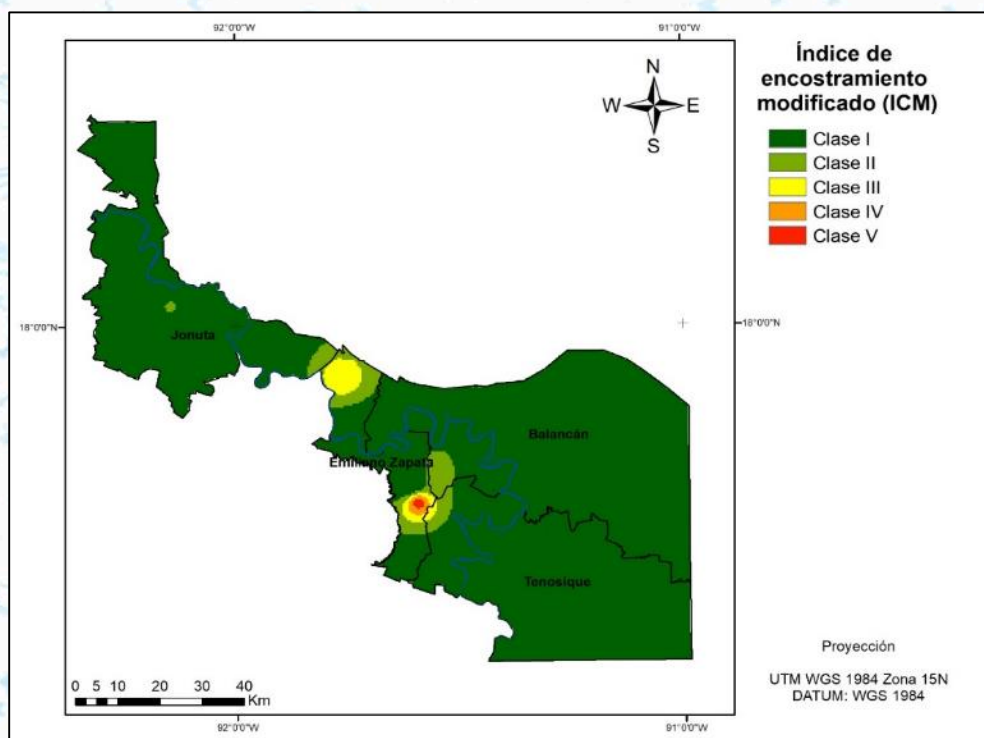


Figura 3. Estado de degradación física del suelo en la cuenca baja del río Usumacinta, Tab., de acuerdo con el ICM.



En lo que al ICM respecta, el 70% de los suelos de la cuenca baja del río Usumacinta pertenecen a la clase I, es decir, aquellos libres de formación de costra superficial, 5% presentan riesgo moderado de formación de costra superficial, 5% presentan riesgo alto de formación de costra superficial y, 20% de los suelos están encostrados (Figura 3).

De acuerdo con el análisis de distribución espacial, se puede observar que algunos de los suelos en los municipios de Jonuta y Emiliano Zapata presentan bajo y moderado riesgo a la formación de costra superficial. Únicamente algunos suelos del municipio de Emiliano Zapata se encuentran sometidos a un alto riesgo de formación de costra superficial y a una intensa formación de costra superficial.

#### **4 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES**

La alimentación del ganado en pastizales es una actividad con alto potencial contaminante debido a la cantidad de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) provenientes de la aplicación de fertilizantes que son transferidos al medio ambiente. Estudios han demostrado que las pérdidas de nitrógeno por infiltración del agua en profundidad y escorrentía son más altas por el pastoreo, debido al efecto de las manchas de orina y la destrucción del pastizal (Alfaro *et al.*, 2005).

Ramírez *et al.* (2008), encontraron que en suelos de uso pecuario existe mayor estabilidad estructural. Esto difiere con los resultados obtenidos, pues los suelos que presentan mayor degradación según el IEE son en su mayoría pastos mejorados para ganadería. Se sabe que la degradación puede ser provocada por la utilización de labranza inadecuada, que destruye la estructura del suelo, lo pulveriza y lo expone para ser transportado por agua de escorrentía, propiciando la formación de costra superficial (Martínez, 2006). Esto quiere decir que las partículas del suelo se colocan unas junto a otras sin mayor porosidad que la intergranular formando una costra que dificulta la infiltración del agua de lluvia (Solé & Cantón, 2005) y propicia la escorrentía.

Los cambios en la estructura interna del suelo influyen en el sellado, compactación, drenaje, escorrentía y erosión hídrica (Pla, 1983). Las consecuencias de estos factores se reflejan en la reducción de rendimientos, la baja competitividad de las actividades agropecuarias y la reducción del valor del suelo (Ramírez, *et al.*, 2008). Las tasas de escorrentía y erosión del suelo disminuyen en relación inversa a la cobertura, pues la vegetación disipa el impacto de las gotas de lluvia, retarda la velocidad de escurrimiento y aumenta la permeabilidad del suelo (Adema *et al.*, 2001).

Castillo-Ferat (2018), determinó altas concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en escorrentía superficial en la desembocadura del río San Pedro, uno de los principales afluentes del río Usumacinta en el municipio de Balancán. En el cual el IEE indica que el 60% de los suelos están degradados y el 40% restante presenta riesgo moderado a la degradación. En cuanto al ICM respecta, el 40% de los suelos de este municipio son de clase I, es decir, suelos encostrados y el 60% se encuentra libre de formación de costra superficial. Cabe mencionar que en Balancán se identificaron dos sitios de muestreo en la clase V, a diferencia de Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta. De acuerdo con la intensificación de las actividades pecuarias y superficie dedicada a esta actividad en el municipio de Balancán; se puede suponer que existe una relación entre el estado de degradación física del suelo y el nivel de aplicación de fertilizantes nitrogenados y fosfatados (INEGI, 2015).

#### **5 AGRADECIMIENTOS**

Al Fondo Sectorial CONAGUA-CONACYT por el financiamiento otorgado para la realización del proyecto general 0248265-2014 “Efecto de las fuentes difusas de contaminación en la calidad del agua del Río Usumacinta en el estado de Tabasco”. Al Tecnológico Nacional de México/ Instituto Tecnológico de Boca del Río, por las facilidades prestadas en la realización de este proyecto.

## 6 LITERATURA CITADA

- Adema, E. O., Babinec, F. J., & Peinemann, N. (2001). Pérdida de nutrientes por erosión hídrica en dos suelos del Caldenal Pampeano. *Ciencia del suelo*, 19(2), 144-154.
- Alfaro, M., & Salazar, F. (2005). Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica*, 65(3), 330-340.
- Bienes, R., Nieves, M., Rodríguez, C., Moscoso, J., & Del Olmo, A. (1994). Soil overcrusting index map of the Madrid community. In XV International Congress Science of Soil. Mexico (Vol. 5, pp. 58-59).
- Castillo-Ferat, M. A. (2018). Efecto de las escorrentías agropecuarias en la calidad del agua del río Usumacinta, Tabasco (tesis de maestría). Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Boca del Río.
- Castillo, J., & Amésquita, E. (2003). Erosión hídrica y degradación de suelos en laderas andinas. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 20(1), 79-89.
- Fernández De Andrade, L. (2014). Aplicación del índice de estabilidad estructural de Pieri (1995) a suelos montañosos de Venezuela. *Terra Nueva Etapa*, 30(48).
- INEGI (2015). Anuario estadístico y geográfico de Tabasco 2015. México.
- Lal, R., Hall, G., & Miller, F. (1989). Soil degradation: I. Basic processes. *Land Degradation & Development*, 1(1), 51-69.
- Martínez, Y. M., & Murillo, J. A. (2003). Políticas ambientales para el control de la contaminación difusa en el regadío. *Geographicalia*, (44), 103-121.
- Muñoz Iniestra, D. J., Ferreira Ramírez, M., Escalante Arriaga, I. B., & López García, J. (2013). Relación entre la cobertura del terreno y la degradación física y biológica de un suelo aluvial en una región semiárida. *Terra Latinoamericana*, 31(3), 201-210.
- Palma-López, D. J., Cisneros, D., Moreno, C., & Rincón-Ramírez, J. (2007). Suelos de Tabasco: su uso y manejo sustentable. Colegio de Postgraduados-ISPROTAB-FUPROTAB. Villahermosa, Tabasco, México, 195.
- Peregrina, F., López, D., Zaballa, O., Villar, M., González, G., & García-Escudero, E. (2010). Calidad de los suelos de viñedo en la Denominación de Origen Rioja: Índice de riesgo de encostramiento (FAOPNUMA), contenido de carbono orgánico y relación con la fertilidad del suelo. *Revista de Ciências Agrárias*, 33(1), 338-345.
- PLA, I. 1983. Metodología para la caracterización física con fines de diagnósticos de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. Alcance 32. *Revista de la Facultad de Agronomía. UCV. Maracay*. 91 p.
- Poesen, J. (1992). Mechanisms of overland-flow generation and sediment production on loamy and sandy soils with and without rock fragments.
- Ramírez, L., Alvarado, A., Pujol, R., MacHugh, A., & Brenes, L. G. (2008). Indicadores para estimar la sostenibilidad agrícola de la cuenca media del río Reventado, Cartago, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*.
- Solé, A., & Cantón, Y. (2005). Mejora de suelos salinos y control de la erosión en zonas áridas. Página de la Asociación Española de Parques y Jardines Públicos, [http://www.aepjp.com/ponencia2005\\_10.pdf](http://www.aepjp.com/ponencia2005_10.pdf), 28(09), 08.
- Zavala-Cruz, J., Palma-López, D. J., Fernández-Cabrera, C., López-Castañeda, A., & Shirma-Tórres, E. (2011). Degradación y conservación de suelos en la cuenca del río Grijalva, Tabasco. Colegio de Postgraduados-Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental-PEMEX. Villahermosa, Tabasco, México. 90p.

## **ID-103: CAMBIOS EN LA CUBIERTA DEL SUELO DE LA SUBCUENCA EMBALSE INFIERNILLO-BAJO BALSAS: ¿APROPIACIÓN O ABANDONO?**

CUEVAS GARCÍA\_Gabriela<sup>a</sup>, PÁEZ BISTRAIN\_Rosaura<sup>b</sup>, BURGOS\_Ana\_Laura<sup>c</sup>

*Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM Campus Morelia, <sup>a</sup>gcuevas@ciga.unam.mx, <sup>b</sup>rpaezb@ciga.unam.mx, <sup>c</sup>aburgos@ciga.unam.mx*

### **RESUMEN**

Los cambios en la cubierta del suelo son reflejo de la dinámica natural, social y económica de cada región (Showqi, 2014; Verburg, 2010). En este trabajo hacemos un análisis de estos procesos en la subcuenca Embalse Infiernillo - Bajo Balsas, relacionándolos con la dinámica poblacional. Utilizando los mapas de uso del suelo y vegetación de INEGI (2002 y 2014), así como datos de los censos de población de 2000 y 2010 se realizó un análisis espacial para determinar la relación entre el decremento/incremento poblacional y la revegetación/deforestación en la subcuenca. Con esta información se interpretaron las posibles condiciones y procesos subyacentes. Del total de localidades (699), prácticamente la mitad (351) se ubicaron cerca de áreas donde hubo deforestación y el resto (345) revegetación. En términos de superficie la revegetación fue de 779 km<sup>2</sup> y la deforestación de 504 km<sup>2</sup>. Una primera condición observada en el mayor número de localidades (233), fue la ganancia de bosques y selvas y la pérdida poblacional (-5,153 habitantes). Esto se relaciona con la mayor emigración que inmigración, y mayores defunciones que nacimientos; es indicativo del abandono de poblados, envejecimiento de la población, y por lo tanto de la reducción de las actividades agropecuarias, que puede explicar el incremento de áreas revegetadas. La segunda condición observada en 191 localidades fue la deforestación y decrecimiento poblacional (-6,188 habitantes). Ambos procesos sugieren la concentración de tierras en pocos pobladores muy activos, que han expandido su superficie productiva posiblemente por la compra de derechos ejidales a la población envejecida, o a herederos no interesados en el trabajo agropecuario. La tercera condición observada en 151 localidades es la deforestación, junto con crecimiento de la población (+ 3,672 habitantes). Ello plantea que la población joven o adulta joven ha crecido y permanecido en sus comunidades, y que se ha dedicado a actividades agropecuarias tradicionales. Como cuarta condición en 102 localidades, se observa revegetación con el incremento de población (+2,227 habitantes). Ello sugiere que la población que se ha mantenido, no se dedica a las actividades productivas primarias, sino que obtiene sus ingresos de las remesas, u otras actividades relacionadas con la delincuencia organizada.

**Palabras clave:** Embalse Infiernillo - Bajo Balsas, cuenca del Rio Balsas, cubierta del suelo, revegetación, deforestación, migración

### **1 INTRODUCCIÓN**

La subcuenca Embalse Infiernillo – Bajo Balsas (EI-BB) no sólo es una unidad hidrológica, sino también socioeconómica y cultural que se distingue de las subcuencas vecinas, y tiene una unidad en cuanto a la problemática que enfrenta. Es en ese contexto que se inserta el presente trabajo, el cual ha generado información confiable para la gestión de la subcuenca EI-BB, mediante la descripción de cuatro procesos demográficos y de cambio de cubierta del suelo.

Se trata de una subcuenca rural con un nivel alto de conflictividad social, alta migración y, con un proceso de despoblación importante, donde nos interesa conocer qué relación guardan estos aspectos con los cambios de cubierta del suelo que se observan.

Forman parte de la subcuenca el Puerto de Lázaro Cárdenas y la Presa Miguel Alemán, ambos elementos de un valor estratégico muy importante.

La subcuenca EI-BB forma parte de la región que describe Maldonado (2012) con una de difícil situación geográfica, política y social que ha sido terreno fértil para el cultivo y comercio de drogas, situación que se agrava ante la crisis económica de los años ochenta ya que se descapitaliza el campo y, ante la falta de oportunidades para mejorar la precaria situación de sus habitantes, se incrementa el flujo de personas hacia el cultivo y procesamiento de drogas en serranías y cañadas, a la vez que otras optan por la migración internacional.

La violencia se ha vivido de manera directa en las poblaciones rurales produciendo grandes desplazamientos poblacionales y aumentando la marginación social.

Muchas localidades se distinguen por un alto grado de migración y envío de remesas. Lo cual tiene efectos demográficos y económicos muy importantes (López, 2007).

Otro aspecto relevante en la región es el efecto de la reforma constitucional de 1994, ya que, los ejidatarios vendieron grandes extensiones en Tierra Caliente, en la Sierra y Costa michoacanas, a gente desconocida (Maldonado, 2012). El PROCEDA ha fomentado un proceso de despojo de tierras, ya sea a través del alquiler o la venta, mediante el cual las minorías locales o externas están ganando el control sobre las mejores tierras ejidales y privadas de las comunidades rurales, mientras que un número creciente de campesinos están perdiendo el acceso a la tierra. Los compradores tienden a ser élites ejidatarias, que aprovechan una situación de emergencia para comprar a precios bajos (De Ita, 2006).

En este difícil contexto, resulta importante generar información relevante para guiar la toma de decisiones, y así fortalecer la gestión de la subcuenca y aspirar a una subcuenca sostenible, sin migración y con respecto a las formas de vida de su población.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1) Cuenca de estudio

La subcuenca Embalse Infiernillo - Bajo Balsas (EI-BB) es una unidad hidrográfica ubicada en la última sección de la Cuenca del Río Balsas, en su desembocadura al Océano Pacífico (figura 1). Esta subcuenca está delimitada por los parteaguas que reconocen pequeñas microcuencas y áreas de captación que escurren directamente al cuerpo de agua del Embalse Infiernillo, el cual presenta una superficie aproximada de 755 km<sup>2</sup>. La subcuenca incluye el tramo final del Río Balsas, entre la localidad de El Infiernillo donde se ubica la cortina a cargo de la Comisión Federal de Electricidad, y la salida al mar en el Puerto de Lázaro Cárdenas. Esta delimitación excluye a las áreas que drenan a los ríos tributarios de gran magnitud: por el oriente el Río Balsas, y por el occidente, el Río Tepalcatepec. La cuenca abarca parte de los territorios de Michoacán y Guerrero; y sus coordenadas extremas son 17°55' y 19°09' de latitud norte y los meridianos 102°19' y 101°12' de longitud oeste. Su superficie es de 8221 km<sup>2</sup>, que representa el 7% de la cuenca del río Balsas.

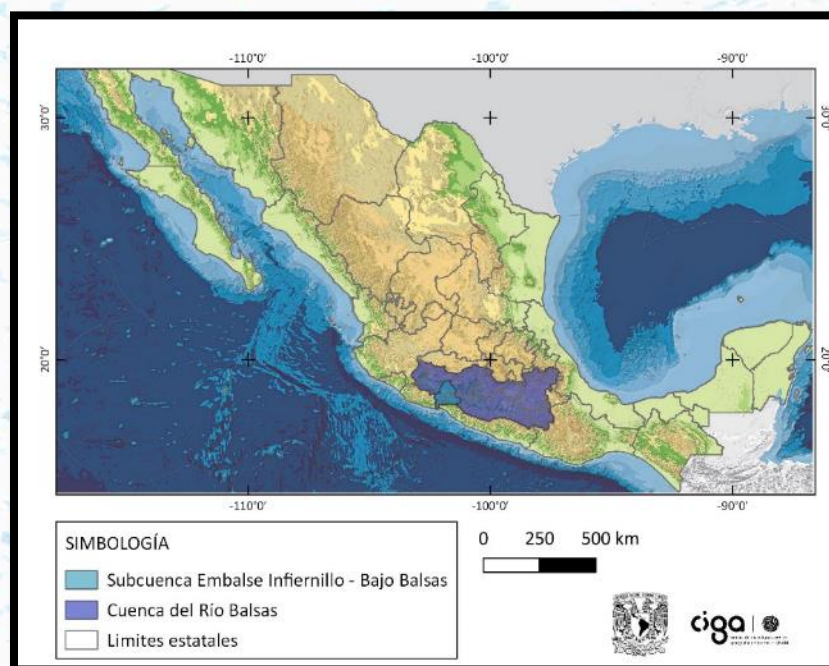


Figura 1. Ubicación de la subcuenca Embalse Infiernillo – Bajo Balsas

## 2.2) Procedimientos de análisis espacial

Para establecer relaciones espaciales entre cambios de cubierta del suelo y tendencias poblacionales por localidad se integró un sistema de información geográfica (SIG) en la plataforma ArcGis 10.5. La información espacial fue integrada sobre la capa de datos altitudinales del Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 con 15 metros de resolución, del INEGI (2013). La información de los Censos de Población y Vivienda de 2000 y 2010 tomada de los principales resultados por localidad (ITER) del INEGI, fue convertida a mapa digital (formato shape) y clasificada de acuerdo con la cantidad de población o de viviendas en 8 de las 14 categorías, de la clasificación propuesta por Burgos (2018) (cuadro 1).

Cuadro 1. Criterios de clasificación para el tamaño de localidades

Tipo de Localidad	Clave	Población		Viviendas	
		Límite inferior	Límite superior	Límite inferior	Límite superior
1 Caserío chico	C1	1	41	1	10
2 Caserío medio	C2	42	99	11	24
3 Poblado Rural muy chico	R1	100	249	25	61
4 Poblado Rural chico	R2	250	499	62	122
5 Poblado Rural medio	R3	500	999	123	244
6 Poblado Rural grande	R4	1,000	2,499	245	610
7 Poblado Rural muy grande	R5	2,500	4,999	611	1,219
8 Mixta-rural	MR	5,000	9,999	1,220	2,439

La población que habitaba en la subcuenca EI-BB en el año 2010 era de 218,025 habitantes, distribuidos en 699 localidades, tres de las cuales concentraban el 60% de la población (137,306 habitantes), cuyas dinámicas poblacionales responden a una situación totalmente diferente a la del resto de la subcuenca (se trata de las localidades urbanas que conforman la Ciudad de Lázaro Cárdenas y zonas aledañas). Es por ello que, de las 699 localidades de la subcuenca EI-BB, se excluyeron del análisis las 3 más grandes (Ciudad Lázaro Cárdenas, Las Guacamayas y La Orilla). En lo subsecuente, el análisis dará cuenta de las restantes 696 localidades, las cuales en 2010 albergaban 80,719 habitantes, y en conjunto observaron un decremento de -5,442 respecto al año 2000. Para el caso del análisis que involucra el incremento/decremento de población, el número de localidades se redujo a 677, debido a que 19 mantienen su población sin cambios en el periodo de estudio.

Por su parte, los datos utilizados para el análisis de cambio de cubierta del suelo (revegetación y deforestación), fueron derivados de las Cartas de Uso del Suelo y Vegetación Series III y VI del INEGI que corresponden a los años de 2002 y 2014, respectivamente. Los mapas de cubierta del suelo de las dos fechas fueron reclasificados como mapas binarios: forestal y no forestal a partir de la agrupación de los tipos de cubierta mostrados en el cuadro 2. Por medio del procedimiento de unión, en el SIG, de los mapas binarios de las dos fechas (2002 y 2014), se obtuvo un mapa que fue reclasificado en dos categorías: **Revegetación**, que incluye las áreas que en 2002 están clasificadas como No forestal y que, en 2014 se clasificaron como Forestal, y **Deforestación**, que consiste en las áreas que en 2002 eran Forestal y en 2014 se clasificaron como No forestal. La permanencia de cubiertas fue eliminada para el análisis.

Cuadro 2. Agrupación de cubiertas del suelo, para generar el mapa con dos categorías: Forestal y No forestal

FORESTAL	NO FORESTAL
Bosque de Pino	Agricultura de riego
Bosque de Pino-Encino	Agricultura de temporal
Bosque de Encino-Pino	Pastizal cultivado
Bosque de Encino	Actividad acuícola
Selva Baja Caducifolia	Vegetación inducida
Selva Baja Subperennifolia	Área desprovista de vegetación
Selva Mediana Subcaducifolia	Cuerpo de Agua
Vegetación hidrófila	Asentamiento Humano

Para cada localidad (punto) se calculó la distancia al área (polígono) más cercana de la capa de cambio de cubierta, utilizando la herramienta de proximidad *Near* (Cercanía) del software. Los datos de salida fueron distancias de cada localidad al área con cambios (deforestada o revegetada) más cercana. La tabla asociada al mapa resultante fue exportada a formato csv para realizar el análisis estadístico de los datos en una hoja de cálculo.

De las 696 localidades incluidas en el análisis, la mayoría (670) están a menos de 2.5 km de distancia del área de cambio, de las cuales 170 se localizan dentro de ellas y sólo 26 están más alejadas.

Para una mejor interpretación de la relación entre los cambios de cubierta y los procesos asociados, el Continuo de Elevaciones Mexicano se reclasificó en 5 rangos basados en el conocimiento de los pisos altitudinales de vegetación y el uso del suelo asociado en la cuenca (Kieffer y Burgos, 2015). Los rangos considerados para el análisis fueron: 0 a 350 m, 351 a 700 m, 701 a 1,200 m, 1,201 a 1,500 m y mayor a 1500m. Con apoyo del SIG las localidades (puntos) fueron intersectadas con el mapa de los rangos altitudinales y, la tabla derivada de este proceso también fue exportada y analizada estadísticamente.

### 2.3) Criterios de interpretación

Con base en el conocimiento de la situación de la subcuenca, y de la revisión bibliográfica, formulamos los siguientes criterios para explicar la relación entre cambios de población y cambios de cubierta del suelo.

- 1) La subcuenca experimenta una situación socioeconómica y ambiental muy difícil, cada vez son más frecuentes las sequías extremas, y dada la baja productividad agrícola y pecuaria como consecuencia de la falta del recurso hídrico y de la presencia de la delincuencia organizada, se reduce esta actividad y todo ello deviene en el abandono de los poblados y por lo tanto en menor actividad agropecuaria, lo que trae como consecuencia el incremento de las áreas revegetadas y la disminución de la población.
- 2) En algunos casos ésta difícil situación es aprovechada por actores con poder adquisitivo, a veces provenientes de otras regiones, quienes compran los derechos ejidales a la población envejecida o a los herederos que no están interesados en el trabajo agropecuario. Estos nuevos dueños concentran grandes extensiones de tierra donde realizan el desmonte para dedicarlas a actividades agropecuarias de manera intensiva. En este contexto predomina la deforestación y el despoblamiento.
- 3) Existen casos donde el arraigo a la tierra y condiciones menos desventajosas (áreas con mejor disponibilidad de humedad), han permitido que la población joven o adulta joven ha crecido y permanecido en sus comunidades, dedicándose a las actividades agropecuarias tradicionales, lo cual resulta en desmonte, aunque a menor escala que el caso anterior junto con crecimiento de la población.

- 4) Finalmente, parte de la población que se ha mantenido en la subcuenca no se dedica a actividades agropecuarias, y obtiene parte de sus ingresos por remesas o por actividades de la delincuencia organizada. Esta situación redundante en revegetación, ya que las tierras no son trabajadas, así como en aumento de población.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1) Cambio de cubiertas del suelo 2002-2014

Como es sabido, los procesos de cambio de uso del suelo representan un porcentaje pequeño frente a la permanencia de las coberturas (Pontius, 2004), en este caso la permanencia representa el 84% del área de la subcuenca y el cambio principal se observa en el sentido de la recuperación de las coberturas forestales (selvas y bosques) con el 9.5%, frente al 6.1% de la deforestación (cuadro 4). Por otro lado, para la subcuenca en su conjunto (cuadro 5), existe mayor decremento (-11,341 habitantes) que aumento de población (+5,899 habitantes). Tomado estos datos se puede concluir que la situación predominante en la subcuenca es la que se plantea como primer criterio de interpretación (sección 2.3). No obstante, cuando los datos se analizan desglosados, vemos que las cuatro situaciones propuestas ocurren y se distribuyen de manera más o menos homogénea en la subcuenca.

En el cuadro 3, se presentan las superficies de las cubiertas del suelo de la subcuenca EI-BB para los años 2002 y 2014. Como puede apreciarse hay un notorio predominio de la cubierta forestal (79%), la cual obtiene una ganancia de 3% en el periodo estudiado, mientras que la cubierta de usos agropecuarios pierde 332 km<sup>2</sup>.

Cuadro 3. Superficie ocupada por las cubiertas del suelo en la subcuenca Embalse Infiernillo-Bajo Balsas en 2002 y 2014

<b>Tipo de Cubierta del suelo</b>	<b>Superficie (km<sup>2</sup>) 2002</b>	<b>%</b>	<b>Superficie (km<sup>2</sup>) 2014</b>	<b>%</b>
Forestal	6194.4	75.3	6470.6	78.7
Agropecuario	1693.2	20.6	1361.5	16.6
Otros	333.5	4.1	389.0	4.7
Total	8221.2	100.0	8221.2	100.0

En la figura 2 se observa la distribución de las cubiertas del suelo, y se muestra de manera separada, las selvas con un notorio predominio, los bosques templados en las partes altas de la subcuenca y la actividad agropecuaria dispersa en toda la subcuenca.

En el cuadro 4 y la figura 3 observamos en términos de procesos de cambio de cubierta del suelo las dimensiones de la transformación ocurrida en el periodo. La mayor parte de la revegetación se ubica en el noreste y sureste de la subcuenca. Por su parte la deforestación tiene una distribución más amplia en toda la subcuenca, aunque las áreas (polígonos) son de menor dimensión en su mayoría. La mayor área deforestada se ubica al norte de Arteaga, cerca del parteaguas de la subcuenca.

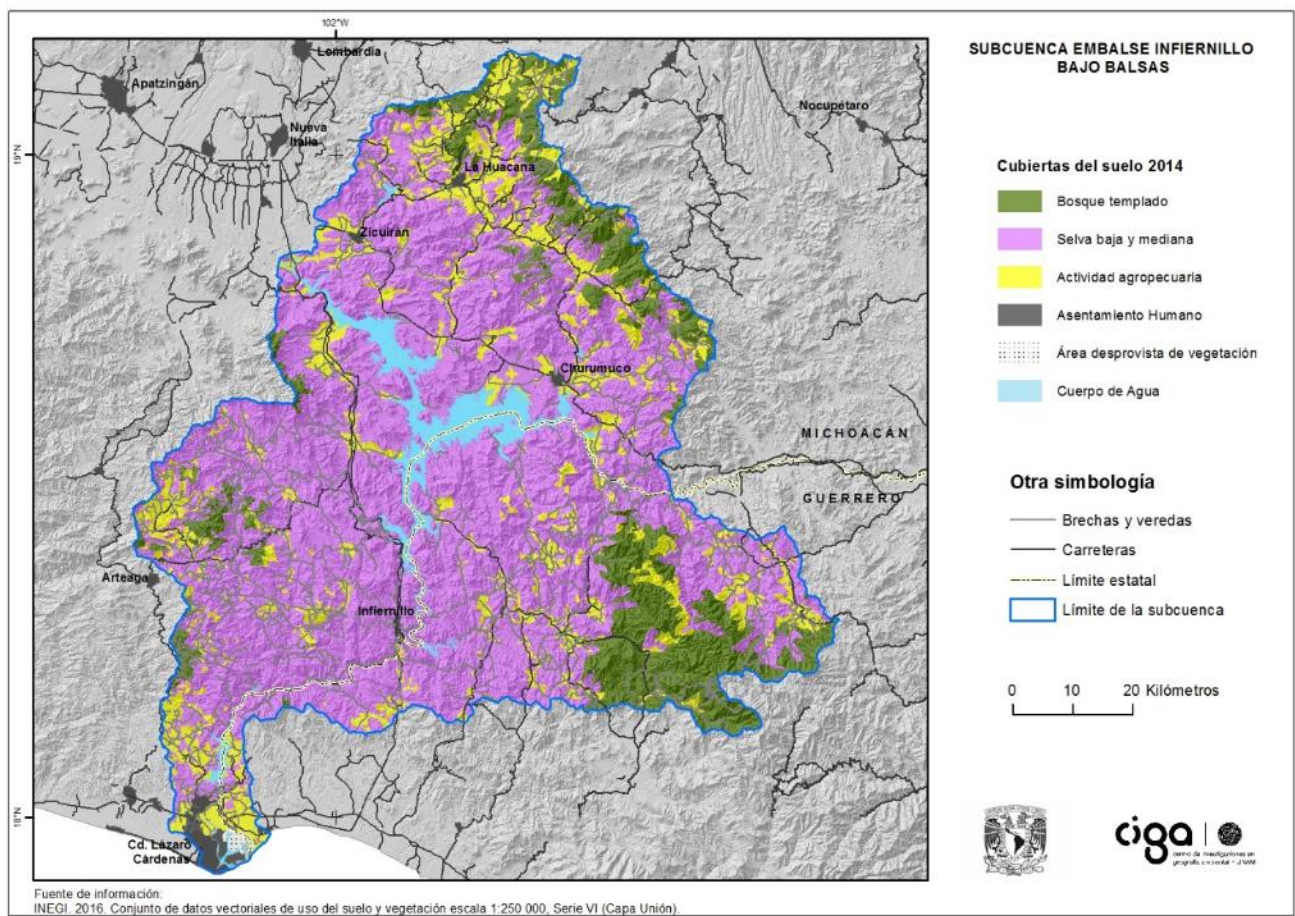


Figura 2. Cubiertas del suelo de la subcuenca Embalse Infiernillo – Bajo Balsas en 2014

Cuadro 4. Superficies por proceso de cambio de cubierta del suelo en el periodo 2002-2014 en la subcuenca EI'BB.

Proceso de cambio	Superficie	
	(km <sup>2</sup> )	%
Deforestación	504.4	6.1
Revegetación	778.9	9.5
Otro*	53.2	0.6
Permanencia	6885.2	83.7
<b>Total</b>	<b>8221.6</b>	<b>100.0</b>

\* Otro incluye el crecimiento de asentamientos humanos, así como errores (cambios improbables)



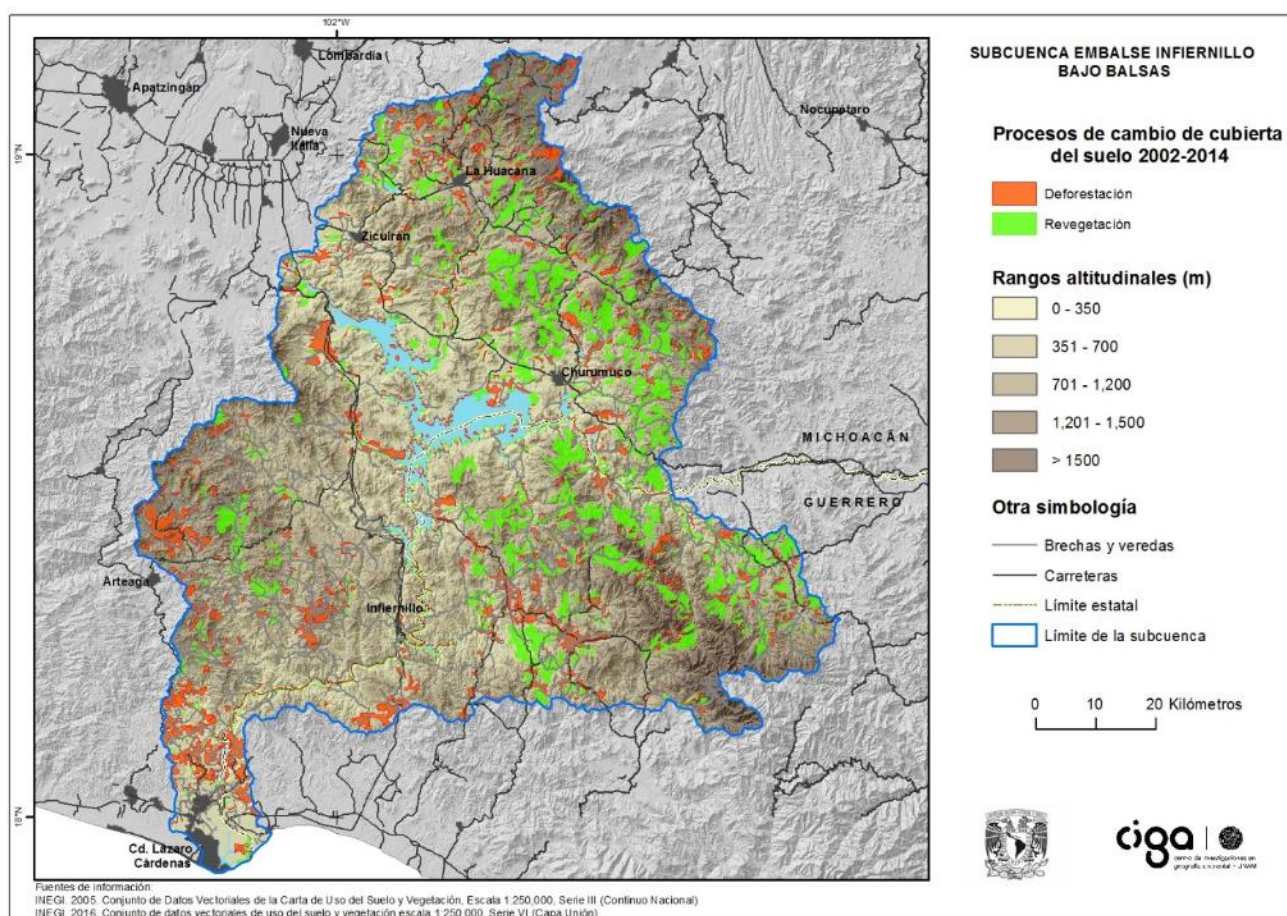


Figura 3. Procesos de cambio de cubierta del suelo de la subcuenca Embalse Infiernillo – Bajo Balsas en el periodo 2002-2014

### 3.2) Dinámica poblacional y cambio de cubierta del suelo

Analizando la dinámica de la población en su relación con la cercanía a las áreas que experimentaron cambios de cubierta del suelo y, correlacionado con los criterios establecidos en la sección 2.3, encontramos lo siguiente:

- 1) 233 localidades disminuyen su población y se relacionan con la revegetación (-5,153 habitantes),
- 2) 191 localidades disminuyeron su población se relacionan con la deforestación (-6,188 habitantes),
- 3) 151 localidades aumentan su población y están asociadas a la deforestación (con un crecimiento de 3,672 habitantes) y
- 4) 102 localidades aumentan su población y se asocian a la revegetación (con un crecimiento de 2,227 habitantes).

Cuadro 5. Resumen de localidades de la Subcuenca EI-BB, según su dinámica poblacional (incremento/decremento) y su cercanía a un área de Deforestación o Revegetación.

Dinámica poblacional	Deforestación		Revegetación		Total	
	localidades	habitantes	localidades	habitantes	localidades	habitantes
incremento	151	3,672	102	2,227	253	5,899
decremento	191	-6,188	233	-5,153	424	-11,341
sin cambio	9		10		19	
<b>Total</b>	<b>351</b>	<b>-2,516</b>	<b>345</b>	<b>-2,926</b>	<b>696</b>	<b>-5,442</b>

Como puede apreciarse en el cuadro 5, la mayoría de las localidades (424) experimentaron decremento de población, 2 en 53 localidades creció su población y, las restantes 19 localidades mantuvieron su población sin cambio.

### 3.3) Dinámica poblacional y rangos altitudinales

En términos de la relación de los cambios con los rangos altitudinales (cuadro 6) vemos que la revegetación y despoblamiento (criterio 1) es el predominante en los tres rangos altitudinales intermedios (351 a 700 m, 701 a 1200 m y 1201 a 1500 m) donde se concentra la superficie revegetada (625 km<sup>2</sup>) y la disminución de la población (-4,855). La deforestación con disminución de población (criterio 2) predomina en el primer rango altitudinal (0 a 350 m) con 201 km<sup>2</sup> de deforestación y -924 habitantes. La deforestación asociada al crecimiento de la población (criterio 3), predomina en el quinto rango altitudinal (> 1501 m) con 20 km<sup>2</sup> de deforestación y + 337 habitantes. La revegetación con aumento de población (criterio 4) no predomina en ningún rango altitudinal y sólo está presente en el último.

Cuadro 6. Superficie de cambio de cubierta de uso del suelo, número de localidades y dinámica poblacional por rangos altitudinales.

Rango Altitudinal (m)	Superficie (km <sup>2</sup> )	%	Deforestación (km <sup>2</sup> )	%	Revegetación (km <sup>2</sup> )	%	Número de localidades	Población 2000	Población 2010	Cambio de población 2000-2010
0 a 350	2,336.9	28.4	201.2	58.0	145.7	42.0	265	41,857	40,933	-924
351 a 700	3,032.4	36.9	149.1	33.3	299.0	66.7	266	32,738	29,384	-3,354
701 a 1200	2,055.9	25.0	115.5	28.8	285.7	71.2	112	8,159	6,682	-1,477
1201 a 1500	449.6	5.5	18.3	31.6	39.5	68.4	31	1,631	1,607	-24
> 1501	345.2	4.2	19.8	69.5	8.7	30.5	22	1,776	2,113	337
<b>TOTAL</b>	<b>8,220.0</b>	<b>100</b>	<b>503.9</b>		<b>778.5</b>		<b>696</b>	<b>86,161</b>	<b>80,719</b>	<b>-5,442</b>

El mayor número de habitantes se encuentra en el rango de altitud más bajo (0 a 350 m), es el que reporta más superficie deforestada y tuvo pérdida de población, es el rango con las condiciones más extremas en cuanto a déficit hídrico (sin incluir la zona de la desembocadura de la subcuenca), predominan las cactáceas columnares, y dada la incertidumbre climática no se siembra maíz, la actividad dominante es la ganadería extensiva y el nivel de pobreza es muy elevado. El segundo rango de altitud (351 a 700 m) es el que tiene más superficie revegetada y mayor número de localidades (266), sigue en número de habitantes y es el que tiene mayor decremento poblacional (-3,341 habitantes), este es el rango de altitudinal óptimo para la selva baja caducifolia, la cual suele transformarse a pastizal, pese a contar con un balance hídrico más favorable todavía no se siembra maíz. El tercer rango (701 a 1200 m) cuenta con una superficie revegetada importante y tuvo decremento poblacional (-1,477 habitantes), en este piso altitudinal empieza la transición de la selva baja al bosque de encino, ya se siembra maíz, Jamaica y huertos de traspatio, pero las pendientes son mayores. Los dos rangos altitudinales restantes, que son los que cuentan con mayor elevación, tienen superficies considerablemente menores y consecuentemente también albergan menor cantidad de localidades, respecto al resto. En el caso del rango que va de los 1,201 a 1500 m tiene una mayor revegetación (68.4%), es el que tiene menor cantidad de habitantes y en el periodo 2000-2010 tuvo un decremento de -24 habitantes, la vegetación natural son los bosques de pino-encino. En el último rango altitudinal (> 1500) se observa mayor deforestación (69.5%) respecto a la revegetación e incremento de su población (+337 habitantes), aquí se desarrollan los bosques de pino-encino.

### 3.4) Dinámica de la población según tipo de asentamiento humano

En el cuadro 7 se observa cómo en los primeros 4 tipos de asentamientos humanos (C1, C2, R1 y R2), que corresponden a los más pequeños, a medida que es más chico el asentamiento hay mayor número de localidades y mayor decremento de población. Los 7 Poblados Rural grande (R4) también presentan un importante despoblamiento.

Cuadro 7. Tipo de asentamiento humano y dinámica poblacional

Tipo de Asentamiento humano	Número de localidades	Población 2000	Población 2010	Cambio poblacional 2000 - 2010
C1	422	7549	5307	-2242
C2	112	8883	7409	-1474
R1	94	16314	15048	-1266
R2	46	15826	15667	-159
R3	11	6623	6987	364
R4	7	11237	10251	-986
R5	3	10619	10655	36
MR	1	9110	9395	285

En el cuadro 8 a la dinámica anterior se agrega su relación con el tipo de cambio de cubierta del suelo al que están asociados los asentamientos humanos.

Cuadro 8. Dinámica poblacional y proceso de cambio de uso del suelo, según tipo de asentamiento humano

Tipo de Asentamiento humano	Proceso de cambio de uso del suelo	Incremento poblacional				Decremento poblacional			
		Número de localidades	Población 2000	Población 2010	Cambio poblacional 2000 - 2010	Número de localidades	Población 2000	Población 2010	Cambio poblacional 2000 - 2010
		<b>CRITERIO 3</b>				<b>CRITERIO 2</b>			
C1	Deforestación	84	546	1077	531	113	2860	1404	-1456
C2		19	1022	1286	264	35	3355	2324	-1031
R1		14	1463	1948	485	27	5565	4390	-1175
R2		8	2490	2948	458	17	6820	5643	-1177
R3		5	2602	3141	539	3	2124	1937	-187
R4		1	1303	1473	170	2	3705	2939	-766
R5		2	7199	7940	741	1	3420	2715	-705
<b>Total</b>		<b>133</b>	<b>16625</b>	<b>19813</b>	<b>3188</b>	<b>198</b>	<b>27849</b>	<b>21352</b>	<b>-6497</b>
		<b>CRITERIO 4</b>				<b>CRITERIO 1</b>			
C1	Revegetación	71	462	974	512	138	3530	1701	-1829
C2		18	964	1220	256	38	3416	2453	-963
R1		18	2464	2968	504	34	6585	5505	-1080
R2		9	2500	3438	938	12	4016	3638	-378
R3		2	1161	1287	126	1	736	622	-114
R4		1	986	1076	90	3	5243	4763	-480
MR		1	9110	9395	285				
<b>Total</b>		<b>120</b>	<b>17647</b>	<b>20358</b>	<b>2711</b>	<b>226</b>	<b>23526</b>	<b>18682</b>	<b>-4844</b>

La figura 4 muestra un mapa que integra los diferentes criterios utilizados para analizar la información mencionados en esta sección y por lo tanto la sintetiza.

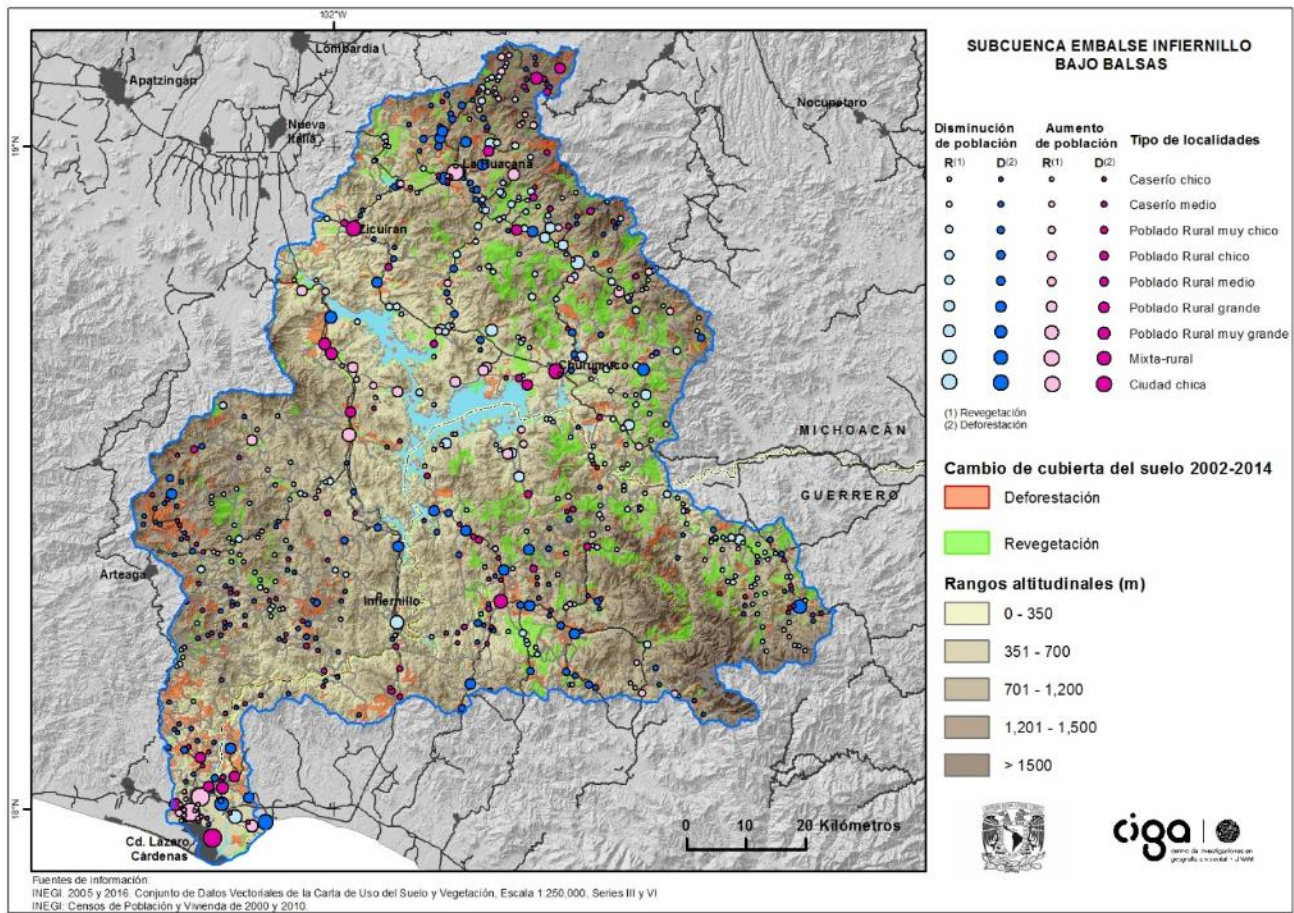


Figura 4. Dinámica poblacional relacionada con los cambios de cubierta del suelo y rangos altitudinales de la subcuenca Embalse Infiernillo Bajo Balsas.

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En los trabajos sobre gestión de cuencas que han vinculado la relación de la población con el cambio de cubierta del suelo (Showqi, 2014; Sánchez, 2013; Mendoza, 2011) no se ha analizado esta relación de manera espacialmente explícita, como se ha hecho en el presente trabajo.

Por la dimensión del despoblamiento y revegetación observados, podemos afirmar que el abandono de la subcuenca es una realidad, donde aunado a la conflictividad derivada de las actividades ilícitas, en una parte importante se sufren de manera recurrente sequías severas, ya que es parte de la llamada Tierra Caliente (región caliente y seca), donde los episodios de sequía extrema son verdaderas amenazas para las comunidades, ya que hace colapsar la producción agropecuaria, lo que pone en riesgo los modos de vida y sustento de las familias campesinas. Ante ello y dado que la población no cuenta con reservas suficientes para enfrentar situaciones inesperadas, muchas veces las familias se ven obligadas a resolver de cualquier manera su subsistencia, ya sea migrando, vendiendo o rentando tierras, entre otras acciones.

Es importante contar con más herramientas para caracterizar los procesos como el que aquí se ha descrito que ayuden a tomar mejores decisiones en aras de una mejor gestión de la subcuenca. Para ello será necesario contar con insumos de alta calidad, más detallados y actualizados.

## 5. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo es resultado del proyecto # 263006 del Fondo Sectorial de Investigación Ambiental (SEMARNAT) titulado “Prospección territorial ante escenarios de cambio climático en cuencas de alta vulnerabilidad: bases para el manejo de información y la integración inter-sectorial”.

## 6. LITERATURA CITADA

Burgos, A. 2018. Tipo de localidad. Criterios de clasificación de localidades por cantidad de población o de viviendas. Inédito.

De Ita, Ana. 2006. “Land Concentration in Mexico after PROCEDE.” In *Promised Land: Competing Visions of Agrarian Reform*, edited by Peter Rosset, Raj Patel, and Michael Courville, 148–64. Oakland, CA: Institute for Food and Development Policy.

ESRI. ArcGIS and ArcMap. Versión 10.5 Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, Inc., 2016.

INEGI. 2000. XII Censo General de Población y Vivienda 2000.

INEGI. 2005. Conjunto de Datos Vectoriales de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación, Escala 1:250,000, Serie III (Continuo Nacional). 1ª. Edición. Aguascalientes, México.

INEGI. 2010. Censo de Población de Vivienda 2010.

INEGI. 2016. Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000, Serie VI (Capa Unión). 1ª. Edición. Aguascalientes, México.

Kieffer, M., & Burgos, A. (2015). Productive identities and community conditions for rural tourism in Mexican tropical drylands. *Tourism Geographies*, 17(4), 561-585.

López Castro, Gustavo. 2007. Migración, desarrollo y regiones. En: Calva, José Luis (Coordinador) *Agenda para el desarrollo Vol. 13. Políticas de desarrollo Regional*. Porrúa-UNAM.

Maldonado Aranda, S. (2012). Drogas, violencia y militarización en el México rural: el caso de Michoacán. *Revista mexicana de sociología*, 74(1), 5-39.

Mendoza, M. E., Granados, E. L., Geneletti, D., Pérez-Salicrup, D. R., & Salinas, V. (2011). Analysing land cover and land use change processes at watershed level: a multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975–2003). *Applied Geography*, 31(1), 237-250.

Pontius Jr, R. G., Shusas, E., & McEachern, M. (2004). Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101(2-3), 251-268.

Sánchez Cohen, I., Oswald Spring, Ú., Díaz Padilla, G., Cerano Paredes, J., Inzunza Ibarra, M. A., López López, R., & Villanueva Díaz, J. (2013). Forced migration, climate change, mitigation and adaptive policies in Mexico: some functional relationships. *International Migration*, 51(4), 53-72.

Showqi, I., Rashid, I., & Romshoo, S. A. (2014). Land use land cover dynamics as a function of changing demography and hydrology. *GeoJournal*, 79(3), 297-307.

Verburg, P. H., van Berkel, D. B., van Doorn, A. M., van Eupen, M., & van den Heiligenberg, H. A. (2010). Trajectories of land use change in Europe: a model-based exploration of rural futures. *Landscape ecology*, 25(2), 217-232.

# **ID-106: VALORACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LA MICROCUENCA EL PUEBLITO-JOAQUÍN HERRERA**

Mitzi Citlalic Ochoa-Medrano <sup>a</sup>, Juan Alfredo Hernández-Guerrero <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Autónoma de Querétaro, Carretera a Chichimequillas s/n, Ejido Bolaños, Querétaro, Qro. ommc89@gmail.com y jadeicida@hotmail.com

## **RESUMEN**

Se refiere a la calidad ambiental, cuando la condición natural del medio es perturbada, generalmente por acciones antropogénicas, resultando un impacto negativo, provocando en ocasiones, repercusiones cuasi-irreversibles al medio natural y al paisaje mismo. En áreas urbanas estos procesos son más evidentes y acelerados, además en la periferia la susceptibilidad es mayor debido a la complejidad de la propia dinámica de ese sector, debido a los rápidos cambios de uso de suelo, fragmentación espacial o segregación.

La microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera, en el estado de Querétaro, presenta un acelerado crecimiento y expansión de mancha urbana, pese a esto, la microcuenca dispone de una considerable superficie natural que incluye una reserva ecológica llamada El Batán, estas características resaltan la dinámica, que la mayoría de las ciudades medias en México presentan, lo cual surge como un modelo conveniente para replicar en otras cuencas.

Por medio del uso de técnicas de percepción visual, índices adecuados para los diferentes sectores (urbanos, periurbano/rural y naturales), técnicas estadísticas y análisis espacial por medio de SIG, se valoró la calidad ambiental bajo un enfoque de cuenca. El resultado ofrece una imagen completa y exhaustiva de la situación en el territorio natural y modificado de la microcuenca, además zonas prioritarias de interés ambiental, lo cual es adecuado para integrarse en los procesos de reorganización espacial como la planeación territorial.

**Palabras clave:** Valoración visual, Cuenca, Urbano, Periurbano.

## **1 INTRODUCCIÓN**

En la historia ambiental humana, se ha visto de forma ineludible la intervención y modificación del medio como una acción inevitable del hombre (Cabrerizo y Rodríguez, 2010). Si bien la manipulación de los sistemas que constituyen el medio, incluye la interacción y alteración en su condición, estructura y función, también rompen el estado de equilibrio (Mora y Zuñiga, 2012; Valdés, 2017). Por lo mismo, la calidad ambiental del medio disminuye y tiene repercusiones negativas que, en ocasiones, son cuasi-irreversibles (RGPEIA, 2004; Observatorio Ambiental de la Unión Europea, 2010).

En el contexto anterior, la calidad ambiental tiene una relación intrínseca con la calidad de vida, y ellos a su vez están condicionados por diversas formas y estilos de vida, instituciones, políticas, actividades económicas y manifestaciones culturales y tecnológicas Celemin (2007). Al respecto, para mantener un equilibrio entre satisfactores de la sociedad y el ambiente, es fundamental que las actividades se realicen de forma sustentable y sostenible, es decir, de forma respetuosa y armónica, previniendo y aminorando impactos sustanciales que se reflejen en el tiempo (Mora y Zuñiga, 2012).

En áreas urbanas, especialmente las de acelerado crecimiento, el deterioro ambiental es más evidente por la velocidad con que se dispone y degradan los recursos naturales, ello se puede ver con altos niveles de contaminación, déficit hídrico, exceso de residuos sólidos y disminución de vegetación arbórea, entre otros (Grimmond, 2007 en Hernández, 2015). Además, conforme se lleva a cabo el distanciamiento entre el centro urbano respecto a la periferia, la calidad ambiental suele cambiar en tiempos relativamente cortos debido a la complejidad de la propia dinámica de ese sector, sea el rápido cambio de uso de suelo, ocupación de suelos

susceptibles, fragmentación espacial y segregación; todo ello coexiste a través de un mercado ambiental diferenciado (Hernández, 2015).

Es de reconocer que en la periferia se pueden utilizar barrios, fraccionamientos, localidades rurales, asentamientos irregulares o unidades censales (AGEB o manzana urbana), pero en algunos casos las unidades son muy específicas, y en otros están atomizadas, por ello en el presente trabajo se piensa que la unidad por cuenca hidrográfica puede apoyar a establecer una mejor evaluación ambiental del sistema natural contiguo con el área urbana (Cotler, et al., 2013; García, 2016; Luna, 2016).

A fin de evaluar la calidad ambiental de cuencas en espacios periurbanos, el uso índices de valoración visual para el análisis ambiental y urbano pueden ofrecer diagnósticos, evaluaciones y priorizar zonas, a la vez que los resultados detallan el problema (Hernández, 2015 y 2018; Briceño y Gil, 2003; Muñoz, 2004). Serrano (2015) propone que al definir una unidad de análisis territorial como la cuenca, no solo se puede valorar la calidad ambiental en esos sectores, sino que también son de utilidad en los programas de planeación territorial.

El presente trabajo se enfoca en la periferia urbana de la ciudad de Querétaro, México. En trabajos previos se menciona que la periferia presenta problemas de calidad ambiental en el sector norte y sur como grandes polos que direccionan la dinámica urbana (PNUMA, 2008; Hernández-Guerrero et al., 2016). La periferia norte ha sido estudiada y valorada con niveles de regular a mala calidad ambiental, donde sobresalen indicadores como desperdicio y contaminación de agua, residuos sólidos, escasez de vegetación arbórea y degradación de áreas naturales (Hernández, 2015, 2018; García, 2016). La calidad ambiental de la periferia sur no se ha estudiado, pero se han observado afectaciones debido a los desarrollos industriales y habitacionales (Hernández, 2015), por ello es importante responder los siguientes cuestionamientos, ¿qué nivel de calidad ambiental presenta el área natural de la cuenca?, ¿cuáles son los sitios prioritarios para atender?, y ¿cuáles serían los indicadores para atender?

Con base en los argumentos anteriores, se toma el caso de estudio de la cuenca El Pueblito-Joaquín Herrera con el objetivo de realizar la valoración visual de la calidad ambiental del área natural de la cuenca para determinar sitios prioritarios de atención ambiental. Con el fin de obtener los resultados deseados se utilizó un índice para determinar la calidad ambiental y diferenciar los principales impactos que está presentando en el área natural de ese sector de la periferia urbana de la ciudad.

La cuenca El Pueblito-Joaquín Herrera se localiza en la periferia sur de la ciudad de Querétaro, específicamente esa sección corresponde al municipio de Corregidora. La cuenca tiene una superficie de 65.34 Km<sup>2</sup> y forma parte de una cuenca mayor llamada El Batán (toma el nombre de la reserva ecológica decretada el 06 de junio de 2013 como) y ésta es seccionada por el río El Pueblito, afluente que nace en la presa El Batán y se une con el Río Querétaro en la zona conocida como Las Adjuntas.

Esta zona el ambiente presenta una importante presión que, entre otras, ejerce el acelerado crecimiento y expansión de la ciudad de Querétaro, siendo una de las ciudades con alta tasa de crecimiento, 2.5% en los últimos 35 años, representado por el aumento de 13,417 habitantes en 1980 a 91,235 habitantes en el 2015 (INEGI, 2015; Hernández, 2018; PDU Corregidora, 2014). En tanto la mancha urbana en el mismo periodo creció 10.7 veces, esto es, pasó de 2.57 Km<sup>2</sup> a 27.49 Km<sup>2</sup> (PDU Corregidora, 2014; CEI, 2015). Aun con los procesos acelerados, se dispone de una considerable superficie natural que incluye la reserva ecológica El Batán que beneficia la calidad ambiental de la cuenca.

La calidad ambiental del área natural de la cuenca pareciera estar condicionada por las actividades que se desarrollan en la zona baja y media principalmente. En la zona alta y media predomina el área natural con algunas actividades agrícolas y asentamientos rurales, pero ya se distinguen asentamientos irregulares y asentamientos de alto poder adquisitivo como resultado de lo que ocurre en la zona baja que al colindar con el municipio de Querétaro, presenta la mayor dinámica urbana que entremezcla asentamientos de diferente condición socioeconómica y tipología residencial, así como concentración de comercios y servicios, todo ello

ejerce una importante presión sobre la zona media y alta, y por ende, en la funcionalidad y calidad ambiental de las áreas naturales de la cuenca ( PMDU, 2015-2018; Göbel, 2015; Hernández, 2018).

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

La valoración visual es un elemento de análisis y diagnóstico (Hernández, 2015) que, autores como Montoya, *et.al.* (2003), han utilizado para determinar la calidad ambiental en espacios naturales. El índice utilizado es un método indirecto, que refiere a la percepción en una unidad de análisis territorial, desde un sentido funcional y estético, que incluye una combinación de formas particulares que componen cada unidad (Hernández, Covarrubias y Gutiérrez, 2019). Refiere a una base física y biológica que considera la evaluación desde la perspectiva de la calidad y fragilidad del paisaje visual, además busca, un análisis óptimo de los recursos naturales (Martínez, Martín y Romero, 2003). Con esta herramienta, el observador es capaz de apreciar en un determinado territorio la calidad ambiental y posibles patrones de antropización (Serrano, 2015).

Con base en lo anterior y a fin de contestar el objetivo, se establecieron tres etapas: 1) determinación de unidades de escurrimiento; 2) Definición de indicadores ambientales para obtener la calidad ambiental; y 3) elaboración del índice y cartografía temática.

Para la delimitación de las unidades de escurrimiento se realizó con un software de Sistemas de Información Geográfica (SIG) ARCGIS. La información requerida en cuanto al desnivel de suelo y la hidrografía se obtuvieron de INEGI (2015), a partir de un modelo digital de elevaciones (MDE), distinguiendo los cauces y parteaguas de cada unidad. Se delimitaron 6 unidades de escurrimiento con un cauce principal con salida en la misma microcuenca, en el cuerpo de agua “Presa El Batán”.

Posteriormente, se realizó la selección de indicadores y variables adecuadas y específicas para la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera, considerando integrar y reflejar la condición real de las zonas de transición o periurbanas. La calidad de ambiental de la microcuenca se define a través de la elaboración de dos índices, uno para zonas urbanas-periurbanas (IPVA-IPVU) y otro para zonas naturales (ICFVP). Estos índices se componen de indicadores, criterios y valoraciones, los cuales en esta etapa metodológica se seleccionaron con base de los estudios de Hernández (2015) y Montoya *et al.*, (2003).

Por medio de una ficha y recorrido piloto, se identificaron 13 indicadores correspondientes al ICFVP y 41 indicadores para los IPVA-IPVU, los cuales se dividen en dimensiones que contienen estos indicadores y sus variables para la valoración. El ICFVP se compone de dos partes calidad visual y fragilidad visual, cada uno posee dimensiones e indicadores. La calidad visual se compone de 4 dimensiones (fisiografía, cubierta vegetal, agua y grado de humanización) y sus indicadores son desnivel, complejidad de formas, diversidad de formaciones, calidad visual de las formaciones, presencia de cuerpos de agua, densidad de carreteras y densidad de población. En el caso de fragilidad visual se tiene 3 dimensiones (fisiografía, unidad y distancia de humanización que contienen 6 indicadores, topoformas, pendiente, vegetación y usos del suelo, forma y tamaño de la cuenca visual, distancia de carreteras y distancia de población.

Por su parte el IPVA contiene 3 dimensiones (agua, suelo y aire) siendo sus 17 indicadores: elementos hídricos, fugas de agua, alcantarillas y bocas de tormenta, color del agua, olor del agua, pendiente del terreno, vegetación arbórea, uso de suelo urbano, basura en las calles, fauna nociva (depósitos ilegales de basura), grafiti, fuentes contaminantes, topes en las calles (reductores de velocidad (trama, manzanas, calles, cruces y espacios abiertos) contienen 24 indicadores: adecuación formal, legibilidad, presencia y ubicación de hitos, estructura espacial, - Alineamiento de fachadas, tratamiento de fachadas, diversidad de usos, mobiliario urbano1, aceras, recubrimiento1, mobiliario urbano2, continuidad1, funcionalidad, mantenimiento1, continuidad2, mobiliario urbano3, diversidad de usos, escala humana, mantenimiento2, aceras y áreas peatonales, recubrimiento2, instalaciones y mobiliario, materiales y acabados, mantenimiento3.



Cada uno de los indicadores considerados ha sido puntuado del uno al cinco, donde uno corresponde a la valoración mínima y cinco a la valoración máxima. Los valores resultantes se han codificado en cinco clases de calidad: muy alta, alta, media, baja y muy baja de acuerdo a con los criterios para cada indicador.

El levantamiento de información se realizó en 59 puntos de observación que constituyen la totalidad de las zonas naturales y las zonas urbanas. Durante cuatro meses (mayo y septiembre del 2018) se llevó a cabo el levantamiento de 177 fichas de campo. Se requirieron 3 observadores por cada punto de observación para realizar el levantamiento de las fichas y evitar sesgos en la valoración de análisis perceptivo. En ese sentido, los trabajos con información cualitativa-cuantitativa deben contar con un mínimo de tres observadores (Stewart et al., 1983, en Hernández, 2018).

A partir de los resultados del levantamiento de la ficha de campo se elaboraron las bases de datos (en hojas de cálculo) de cada indicador por sección y se determinaron medidas de tendencia central y frecuencias. Posterior a ese ejercicio, las bases de datos se manipularon en un Sistema de Información Geográfica (SIG), se transformaron a datos de tipo vector de puntos. Después se transformaron en datos con formato raster, por medio de la opción de interpolación de distancia inversa (IDW por sus siglas en inglés *inverse distance weighted*). Esta herramienta es necesaria para genera la continuidad espacial respecto a la proximidad del valor, y este a su vez, con el punto más cercano por indicador, la en la que se basa esta herramienta es de tipo geostadística o probabilística, lo cual resulta adecuada para el objetivo de espacialidad en esta investigación (Hernández, 2018). De esta forma se obtienen un total de 54 capas, correspondiente a 54 indicadores aplicados.

Para identificar la zonificación de calidad ambiental para la microcuenca, se generó cartografía, a partir de análisis multicriterio, las capas raster de cada indicador se aplicó álgebra de mapas para sumar los indicadores según grupo temático, previamente reclasificada en cinco clases (1=Muy baja, 2=Baja, 3=Media, 4=Alta y 5=Muy Alta).

### **3 RESULTADOS**

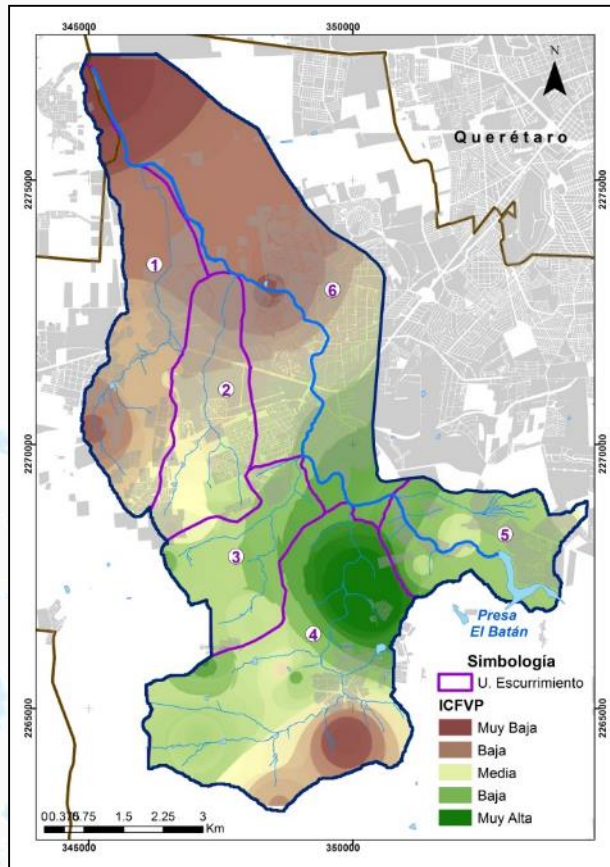
En general la microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera (EPJH) presentó una calidad ambiental de nivel media, mientras que resalta un resultado de fragilidad visual, el cual refleja de forma similar en todo el territorio, esto es, valores altos. Eso explica que la susceptibilidad del territorio a presentar transformaciones es independiente si la calidad es buena o mala. Como se mencionó en la metodología, la calidad de ambiental de la microcuenca se define a través de la elaboración de dos índices, uno para zonas urbanas-periurbanas (IPVA-IPVU) y otro para zonas naturales (ICFVP), de igual forma se reportan los resultados a continuación. De manera específica, los indicadores en las diferentes dimensiones se compararon entre las unidades de escurrimiento de esta forma se resaltan las atenciones necesarias para cada región.

#### *Calidad Ambiental en las zonas naturales*

A diferencia del trabajo de Montoya et al. (2003) en el cual la mayor parte del ejercicio se realizó en el SIG, el presente trabajo realizó la valoración de los indicadores in situ y posterior a ello en el SIG.

La Figura 1 muestra la cartografía de calidad y fragilidad visual del paisaje. En ella se señala la calidad visual, el valor estético del paisaje. La mayor parte del área en estudio ostenta valores de calidad baja y Muy baja, identificando a las unidades de escurrimiento 1, 2 y 6 como las dominantes para estos valores, la explicación se debe a la escasa cubierta forestal, las tierras de cultivo, áreas desprovistas de vegetación y la zona urbana ocupan la mayor parte de la microcuenca, de igual forma se observa un patrón de forma continua, importancia de los valores medios. Estas exposiciones de calidad media, son zonas de fácil accesibilidad visual y con elementos de valoración intermedia. Su distribución, hacia la mitad del área en estudio y rodeando las áreas de mejor calidad, asevera esta afirmación. Los valores altos; se encuentran aquellas superficies de calidad más elevada que aparecen en aquellos sectores de mayor altitud en el área norte y centro y con mejores muestras de

vegetación natural representando la calidad muy alta siendo la unidad 4 la que concentra la mayor superficie para este valor.



Figural. Distribución espacial de Calidad Ambiental de las zonas naturales en la Microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera. Fuente: Elaboración con base en la valoración visual.

En cuanto a una percepción de fragilidad visual del paisaje, es decir, aquellas porciones del territorio que muestran distintos grados de vulnerabilidad a transformaciones. Los valores medios figuran en concentración de la parte media de la microcuenca, de igual forma y en congruencia con la percepción de calidad visual rodena y protegen las áreas de menor fragilidad, zonas donde los elementos de fisiografía, relieve, vegetación, por mencionar algunos, proporcionan un valor de calidad ambiental elevada. Los valores entre calidad y fragilidad presentan correlación de forma inversa, es decir, para una baja calidad la relación contrapuesta es un valor alto en fragilidad visual.

En general por la combinación de valores bajos de pendiente (alta fragilidad) y valores elevados de cobertura vegetal (baja fragilidad). Por ende se visualiza el sector de muy baja fragilidad, internamente en el área natural protegida, mayormente en zonas con vertientes pronunciadas fáciles de ocultar visualmente y vegetación mejor conservada.

### *Calidad Ambiental en las zonas urbanas*

De manera conjunta ambas partes de este índice (IPVA-IPVU) muestran la calidad ambiental urbana, tomando en cuenta las variables meramente urbanas como las ambientales dentro de las zonas urbanas como se conjuntaron en las dimensiones agua, suelo y aire. Lo cual restringe las zonas en donde se cumplen las condiciones específicas para representar la mejor calidad ambiental de la microcuenca como se observen las

unidades de escurrimiento 1, 5 y 6 (Figura 2). Es el caso de las zonas donde se ubican fraccionamientos y colonias que se preocupa por proveer una ambiente natural a su estilo de vivienda, es decir ofrecen las necesidades urbanas como dotación de inmobiliario urbano en las manzanas, calles y cruces, como aceras en buen estado, calles amplias y con recubrimiento continuo, alumbrado público, botes de basura, además mantenimiento en buen estado de los mismos. Incluso la uniformidad de las fachadas de las casas y la traza legible del mismo fraccionamiento influye en una sensación de pulcritud. Además procuran un ambiente natural campestre, que en la actualidad la población refiere como una mejor calidad de vida, la densidad de vegetación y elementos naturales como cuerpos de agua, otorgan a estos espacios un mejor nivel calidad ambiental.

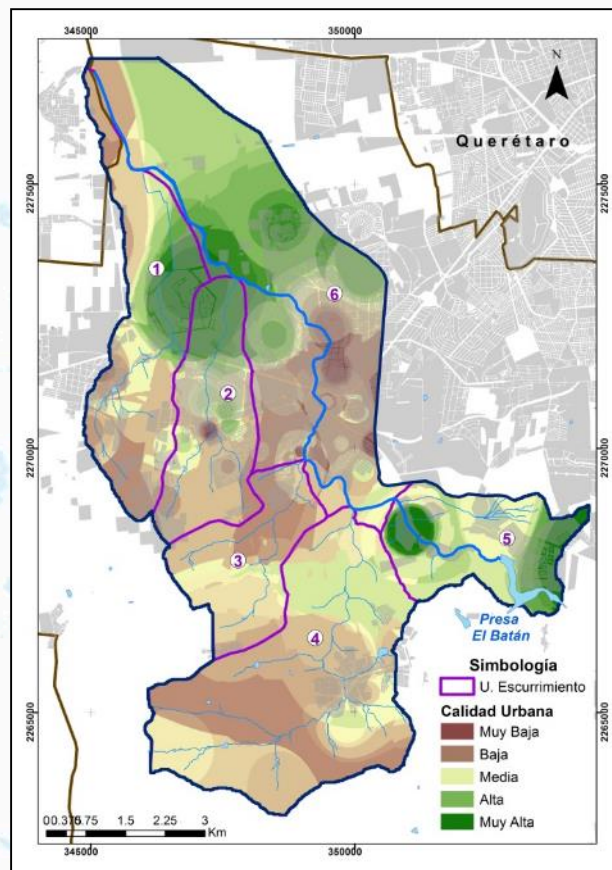


Figura 2. Distribución espacial de Calidad Ambiental de las zonas urbanas en la Microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera. Fuente: Elaboración con base en la valoración visual.

Sin embargo, las calidades ambientales urbanas que oscilan entre un rango medio a bajo, de igual forma se observan en las mismas unidades 1, 2 y 6, en donde de igual forma se asientan zonas de mayor densidad habitacional, comercial e industrial. A su vez la misma calidad ambiental baja urbana en combinación con rangos intermedios se observan de igual forma en las unidades 3 y 4, su explicación es distinta, esto es reflejo de una fragmentación de los usos de suelo con un gradiente del centro urbano a la periferia en cuanto a su calidad ambiental. Se refiere a las localidades rurales y semirurales en donde la desatención es algo constante por parte de los programas de mejoras urbanas.

Algo que se puede utilizar a favor de la microcuenca y su salud ecológica, ya que al mantener controlada el crecimiento de la mancha urbana y respetar las zonas en donde la calidad ambiental es muy buena, ya sea por su alto nivel de conservación o por las funciones ecológicas del área que benefician a todo el territorio incluyendo a sus habitantes, influyendo, así en su calidad de vida. Esto se explica mejor con la conjunción de las calidades ambientales, para zonas naturales y para zonas urbanas, dando lugar a zonas en donde se puede

recomendar, dirigir acciones y actividades pertinentes y necesarias tanto para la población como para el sistema natural, la microcuenca.

### Zonas Prioritarias

La Figura 3 es la síntesis de las dos cartografías anteriormente mencionadas, entre calidad y fragilidad de las zonas naturales como para los paisajes visuales urbanos. Aquí se representan aquellas localizaciones que, de acuerdo a sus valores, resultan más adecuadas para recibir nuevas actuaciones o de lo contrario, mantener intactas, para conservación y mejoramiento del sistema en general de la cuenca. Un porcentaje muy alto del territorio (42%) tiene una capacidad muy alta para recibir nuevas actuaciones ya que el territorio es muy susceptible o incluso, el impacto ya está generado por las actividades de las zonas contiguas, llamando a estas zonas como de “impacto” y “permutables”.

Por otro lado la menor superficie la obtienen las zonas de conservación 4.50 km<sup>2</sup>, que corresponde al 7%, sin embargo, las zonas subsiguientes, de moderación y transición ocupan en conjunto el 51% de superficie, específicamente, 16.12 y 16.87 km<sup>2</sup> respectivamente, lo que significa, que la el territorio presenta un especie de franja de amortiguamiento, es una superficie considerable para mantener una dirección de conservación o mitigación para preservarla.

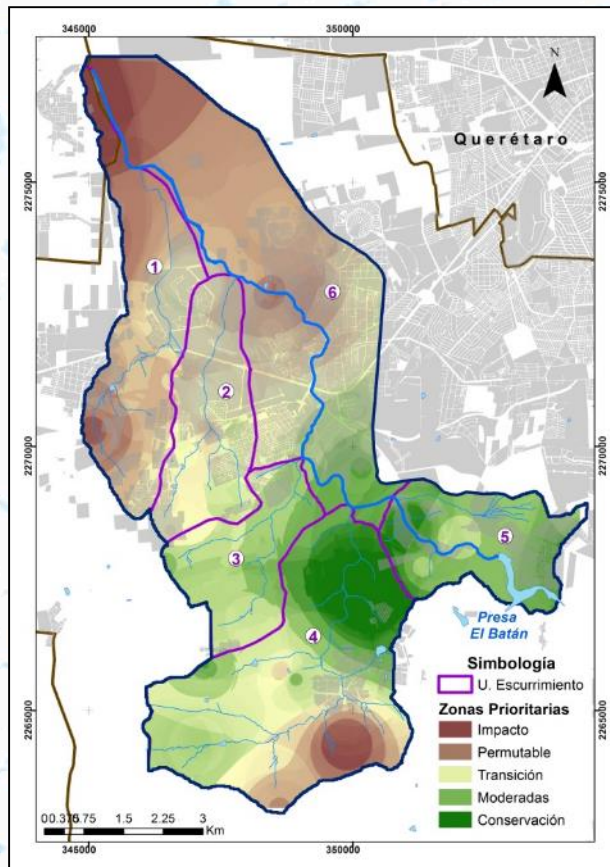


Figura 3. Distribución espacial de las zonas prioritarias en la Microcuenca El Pueblito-Joaquín Herrera.  
Fuente: Elaboración con base en la valoración visual.

La identificación, tanto de las mejores calidades y las altas fragilidades del territorio por zona funcional de la microcuenca, revela con mayor detalle posibles causas de deterioro y mal funcionamiento del sistema mismo,

de tal forma puntualizar las soluciones y acciones para remediar o aminorar problemáticas es más asequible por medio de análisis integrales.

Con acciones encaminadas a una organización o reorganización territorial con lineamientos para el resguardo ecológico y manejo de los recursos naturales de la microcuenca, mejoraran la calidad ambiental así como una posible recuperación del sistema por causa de acciones de una expansión urbana mal considerada.

#### **4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES**

La determinación de la calidad ambiental de la microcuenca EPJH, mediante la unión de dos índices, fue construida con base en estudios previos donde se condicionaban resultados a las condiciones del área de estudio, meramente urbano o natural, aun sin menos incidencia, espacios periurbanos. De esta forma al analizar las características que presenta la microcuenca, resalta que, precisamente, existen estas tres condiciones muy marcadas (urbano/periurbano/natural) por lo cual se creyó prudente reportar la calidad ambiental completa, como una imagen exhaustiva del territorio.

De igual forma se identificaron y analizaron las variables, que permitió focalizar problemas para ser tratados de manera particular a nivel de unidad de escurrimiento, sin dejar atrás que existe la relación con las zonas funcionales de la microcuenca, de este modo cada unidad de escurrimiento reflejara la consecuencia de las problemática según lo reportado en los índices, en la dinámica ecológica de la microcuenca. La identificación, tanto de las mejores calidades y las altas fragilidades del territorio por zona funcional de la microcuenca, revela posibles causas de deterioro y mal funcionamiento del sistema mismo, de tal forma puntualizar las soluciones y acciones para remediar o aminorar problemáticas es más asequible por medio de análisis integrales.

Sin embargo, la particularidad y detalle al identificar las problemáticas pudieran puntualizarse, llevando el análisis de valoración visual a unidades más pequeñas como las AGEB (Áreas Geo Estadísticas Básicas), es una división geográfica mínima empleada por el Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI) con fines estadísticos y censales. Esta unidad ha sido utilizada por Hernández (2015) para determinar calidad ambiental urbana de un sector de la ciudad de Querétaro. El uso de esta mínima unidad, le permitió cubrir por completo el área urbana otorgando un resultado con un nivel de detalle minucioso. Sin embargo para aplicar esta unidad de análisis para las zonas urbanas en la microcuenca EPJH, requeriría un mayor tiempo para la recolección de datos y para su proceso analítico estadístico y espacial.

Justamente por el tiempo de levantamiento de información, análisis y propuesta, la investigación recurrió, claramente, a complementar la valoración in situ con el uso de SIG, lo que ayudó a identificar y espacializar la distribución de las problemáticas de manera sencilla. Y con fines de mejorar los resultados obtenidos, se pudiera agregar una dimensión que responda al tema de seguridad y vacíos urbanos. Ya que al momento de llevar a cabo el levantamiento, se distinguían zonas con baldíos en estado de abandono donde incluso se ocupaban como basureros, esta variable me parece importante resaltar, ya que pudiera indicar donde pudiera haber espacios posibles para ocupación urbana y no generar mayor fragmentación, de igual forma estos espacios son ligados a un tema de seguridad ya que pudieran alojar pandillas o actividades ilícitas.

El reconocimiento de las zonas prioritarias, tanto para conservación como las que permitirían cierto impacto, enfatiza las estrategias a diferentes plazos, ya sea a corto plazo para el mejoramiento de las calidades ambientales en zonas donde no las presenta, pudieran referirse al mejoramiento y mantenimiento de infraestructura, equipamiento, servicios y mobiliario urbano, o disminuir el desperdicio de agua, cuidado de vegetación arbórea, limpieza de calles y mantenimiento de ríos y cuerpos de agua.

A mediano y largo plazo se amplía la estrategia hacia las acciones del crecimiento urbano, como su dirección o el permiso de las actividades productivas o el aumento de áreas para la conservación de los recursos naturales. Sin dejar de mencionar monitoreo para preservar la calidad urbano-ambiental.

De tal forma, para un instrumento de planeación territorial, lo anterior debería ser necesario para proponer cambios, o para la redireccionar el crecimiento del territorio, siendo indispensable conocer el estado del mismo, y de las variables que interactúan en él. Conjuntamente, con un enfoque de cuenca, se permite una visión holística y flexible que puede adaptarse perfectamente para el desarrollo de procesos de planeación.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Maestría en Gestión Integrada de cuencas de la Universidad Autónoma de Querétaro, que como parte de del programa se realizó una tesis de investigación de la cual se ramifica este trabajo, así como al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) por el apoyo brindado para la culminación de ambos trabajos.

## 6. LITERATURA CITADA

- Brenner N. y Theodore N. (2002). Cities and Geographies of “Actually Existing Neoliberalism” en *Spaces of Neoliberalism: Urban Restructuring in North America and Western Europe* (1-32) USA: Editorial Board of *Antipode*.
- Briceño, M., y Gil, B. (2003). Calidad Ambiental de la Imagen Urbana. *Fermentum. Revista Venezolana de Sociología y Antropología*, 13(38), 445–482. Disponible en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=70503804>
- Cabrerizo S.C. y Rodríguez C.I. (2010). Ciudad y territorio en clave de paisaje urbano contemporáneo en España y México. *Cuadernos de vivienda y urbanismo*. 3(6) 182-195.
- Celemín, J.P. (2007). El estudio de la calidad de vida ambiental: definiciones conceptuales, elaboración de índices y su aplicación en la ciudad de mar de la plata, Argentina. *Hologramática*, 7, 71-98.
- Comisión Estatal de Infraestructura (CEI) del Gobierno del Estado de Querétaro. (2015). Actualización del plan maestro pluvial de la cuencadel rio querétaro definida por los municipios de corregidora, querétaro, el marqués, colón y huimilpan 2015-2030.
- Cotler, H., Galindo, A., González, I., Pineda, R. y Ríos, E. (2013). *Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión*, (Cuaderno de divulgación ambiental. Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable). D.F. México: SEMARNAT/Red Mexicana de Cuencas Hidrográficas.
- García, H. M. (2016). *Valoración del paisaje para la planeación territorial de la microcuenca San José el Alto, Querétaro*. Universidad Autónoma de Querétaro.
- Hernández, G. J. (2018). Diferenciación socio-ambiental en paisajes periurbanos de las ciudades de Querétaro y Morelia. Proyecto FOFI-2015. Modalidad Ciencias Sociales. Línea de Investigación Geografía ambiental, procesos urbano-regionales (Calidad urbano-ambiental del paisaje).
- Hernández, J. (2015). Valoración visual de la calidad ambiental del área urbana de Querétaro, México: La compleja sencillez de valorar el entorno urbano. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2015(61), 45–64. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022015000200004>
- Hernández-García, G., Covarrubias Villa, F. y Gutiérrez Yurrita, P. J. (2019). El paisaje, un constructo subjetivo. *CIENCIA ergo-sum*, 26(1). Recuperado de: <https://doi.org/10.30878/ces.v26n1a2>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2015). Encuesta intercensal para el estado de Querétaro.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2015). Archivos Vectoriales de las Cartas Topográficas F14C55 y F14C65 Escala1: 50 000 Querétaro.
- Luna, M.M. (2016). *Análisis del impacto socio-ambiental provocado por la actividad minera en la microcuenca Maconí, Querétaro*. Universidad Autónoma de Querétaro.
- Martínez V. J.M., Martín I. y Romero C.R. (2003), Valoración del paisaje en la zona de especial protección de aves Carrizales y sotos de Aranjuez (Comunidad de Madrid)”, *GeoFocus*, núm. 3, pp. 1-21.
- Montoya A. R., Padilla, R.J., Stanford, C.S. (2003). Valoración de la calidad y fragilidad visual del paisaje en el valle de Zapotitlán de las salinas, Puebla (México). *Boletín de la A.G.E.*, 35, 123-136.
- Montoya, R. y J. Padilla (2001). Utilización de un SIG para la valoración de la calidad y fragilidad visual del paisaje. *Actas del XVII Congreso de Geógrafos Españoles*. Oviedo, Universidad de Oviedo-AGE. 181-184.
- Mora O. y Zuñiga R. (2012). *Gestión de la calidad ambiental*. Ministerio de Seguridad Pública. Costa Rica. Recuperado de: <http://www.seguridadpublica.go.cr/ministerio/gestion%20ambiental/aprendamos/buenas%20practicas%20ambientales/CALIDAD%20AMIBIENTAL.pdf>
- Muñoz-Pedrerros, A. (2004). La evaluación del paisaje: una herramienta de gestión ambiental. *Revista chilena de historia natural*, 77(1), 139-156. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2004000100011>
- Observatorio Ambiental De La Unión Europea (2010). *Concepto de Calidad Ambiental*. Recuperado de:

<http://www.observatorio-camaravalladolid.com/>

Plan Municipal de Desarrollo Urbano (PMDU), Corregidora 2015-2018. Secretaría de Desarrollo Urbano y Obras Públicas, Municipio de Corregidora.

Programa Municipal de Desarrollo Urbano Corregidora (PDU) (2014). Secretaria de Desarrollo y Obras Públicas del Municipio de corregidora.

Reglamento General de Procedimientos de Evaluación de Impacto Ambiental, (RGPEIA) (2004). Decreto Ejecutivo No. 31849, del 28 de junio del 2004.

Serrano G., D. (2015). Valoración escénica de paisaje periurbano con utilidad en planeamiento territorial.

Estudio de caso en la Región Metropolitana de Barcelona. *Boletín Investigaciones Geográficas*, 88,109-121, [dx.doi.org/10.14350/rig.45090](https://doi.org/10.14350/rig.45090).

Valdés, C. A.C. (2017). Diagnóstico integrado y participativo del paisaje en las zonas funcionales de la microcuenca potrero de la palmita, Nayarit. (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México.

# ID-119: IDENTIFICACIÓN DE LOS CONFLICTOS DE USO DE LA TIERRA EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RIO GUARAGUAÇU, LITORAL DE PARANÁ, BRASIL

Guadalupe VÁZQUEZ TORRES\_Autor1<sup>a</sup>, Liliani MARILIA TIEPOLO\_Autor2<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Universidade Federal do Paraná, Matinhos Paraná, Brasil, lupita.57.vt@gmail.com

<sup>b</sup> Universidade Federal do Paraná, Matinhos Paraná, Brasil, lilianitiepola@gmail.com

## RESUMEN

El litoral del estado de Paraná en Brasil, se caracteriza por integrar el bioma Mata Atlántica considerado hotspot de la biodiversidad mundial, sin embargo durante los últimos años han surgido problemas ambientales debido a la intensa presión antrópica; como el crecimiento poblacional, la expansión urbana, la contaminación, entre otros, lo cual ha deteriorado e fragilizado los ecosistemas causando un impacto en el ambiente. El área de estudio es la cuenca del río Guaraguaçu, el cual se encuentra dentro de este bioma e inmersa en esta problemática ambiental. El objetivo del estudio es presentar los principales conflictos de uso de la tierra generados por la presión antrópica en la cuenca del río Guaraguaçu, los cuales fueron identificados por medio del mapa de uso de la tierra del área de estudio, de la información disponible en el Departamento Nacional de Producción Mineral, de la fotointerpretación y de las observaciones in situ. Se realizó un mapa con el software ArcGis 10.5 donde se identificaron los conflictos de uso de la tierra de mayor relevancia dentro del área de estudio. Como resultado se identificaron los conflictos más notables relacionados al depósito de basura y relleno sanitario, a la ocupación para fines inmobiliarios e industriales, a la expansión de producción agropecuaria, las actividades de minería y aquellos que envuelven la creación de áreas naturales protegidas. Los cuales en caso de no ser tomados en cuenta, pueden provocar modificaciones y severas transformaciones en el paisaje. Reflejando directamente sobre la calidad e integridad de los servicios ecosistémicos promovidos por la cuenca y en consecuencia sobre la calidad de vida de la población humana.

**Palabras clave:** Mata Atlántica, impacto antrópico, problemática ambiental

## 1 INTRODUCCIÓN

El uso y ocupación desordenada de la tierra por el ser humano ha provocado cambios drásticos en el paisaje, por la actividad agrícola, pastos o por la urbanización. Se percibe que la acción humana en relación al ambiente ha sido cada vez más grave. Aunque la legislación ambiental brasileña sea considerada bastante amplia, algunos factores han contribuido para hacerla poco ágil y, ante este hecho, las metodologías posibles de ser implementadas por medio del geoprocésamiento se tornan alternativas viables para reducir de manera significativa las deficiencias relativas al cumplimiento de las leyes pertinentes (Nascimento et al., 2005).

Becker (2005) destaca que en la base de los conflictos de uso de la tierra están los diferentes padrones geopolíticos adoptados y los actores que los componen. Para el los conflictos de uso no deben ser considerados apenas como cuestiones ambientalistas, pero si como la garantía de los recursos para las nuevas generaciones.

En el litoral de Paraná, en lo últimos años, debido al crecimiento poblacional y a la expansión urbana e industrial generada, ocurrieron grandes cambios en el uso y ocupación de la tierra, especialmente relacionados con la actividad de puerto, lo que ha criado serios problemas para el ambiente costero de Paraná, configurado como una sensible región de vulnerabilidad socioambiental (Tiepolo, 2015; Sezerino y Tiepolo, 2016).

Estas dinámicas alteradas afectan los bienes y servicios naturales y generan un desequilibrio en las cuencas hidrográficas, resaltando que estas envuelven procesos físicos, biológicos, sociales y económicos (Tundisi, 2008). Además de caracterizarse como unidades que proporcionan espacio territorial propicio para implementar políticas orientadas para el manejo integral y sustentable de los ecosistemas (Chavarría et al., 2002).

La región del litoral de Paraná es de grande interés económico nacional e internacional para el establecimiento de servicios y estructuras que subsidian mercados globales, especialmente servicios industriales portuarios



relacionados al agronegocio y la industria del petróleo, actividades que generan especulación inmobiliaria, social y política (Tiepolo, 2015; Sezerino e Tiepolo, 2016). Sin embargo, es también un reducto de la Mata Atlántica y, del punto de vista de la conservación, se trata de un área considerada prioritaria para definir estrategias de protección y nuevas formas de desarrollo (Mittermeier et al., 1999; Myers et al. 2003; Ribeiro et al. 2009).

El objetivo del presente trabajo es presentar los conflictos de uso de suelo más visibles que ocurren en la cuenca hidrográfica del Rio Guaraguaçu, una de las más importantes de la porción centro-sur del litoral de Paraná, ya que es una región de suma importancia ambiental por encontrarse dentro de la Mata Atlántica.

## **2 MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Caracterización del área de estudio**

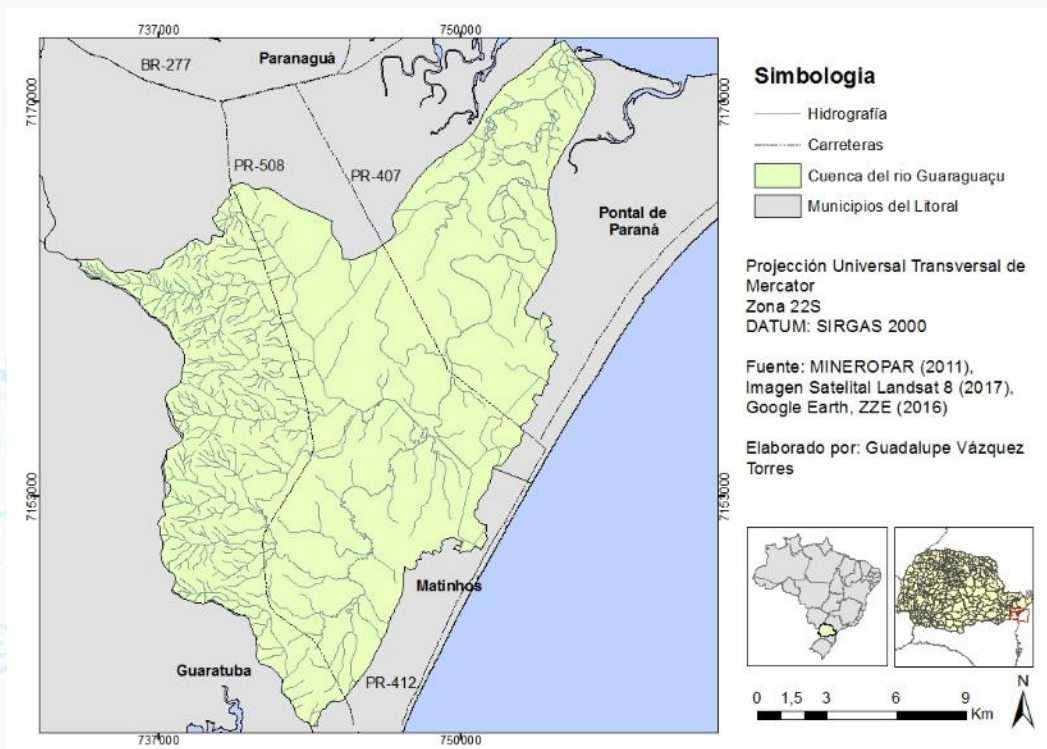
La región del litoral del estado de Paraná se desarrolla entre la Villa de Ararapira y la Barra del rio Saí- Guaçu, la planicie del litoral tiene de 10 a 20km de largura, alcanzando el máximo de 50km en la bahía de Paranaguá (Bigarella, 2009). Los municipios situados en la Sierra del Mar y Planicie Costera de acuerdo con Mueher (2006) son Guaraqueçaba, Antonina, Morretes, Paranaguá, Pontal de Paraná, Matinhos y Guaratuba y partes de los municipios de Quatro Barras, Piraquara, San José de los Pinhais y Tijucas del Sul, estos en la meseta. El área de estudio se encuentra inserida dentro de los municipios de Paranaguá que concentran una población según el último censo de 140,469 mil habitantes, Matinhos con una población de 29, 428 mil habitantes y Pontal de Paraná con 20, 920 mil habitantes (IBGE, 2010).

En relación al clima el mes más frío presenta una media máxima de 24°C en el verano y 17.9°C en el invierno, según Bigarella (1999). Según las análisis de Vanhoni & Mendonça (2008) en el litoral de Paraná, la lluvia se presenta de forma concentrada en los meses de verano, siendo las menores medias se destacan en los meses de invierno, no presentando ningún periodo seco durante el año, presentando una media pluviométrica anual de 2435,8 mm.

La cuenca hidrográfica del rio Guaraguaçu forma parte de la cuenca Atlántica que integra la sub cuenca hidrográfica de la Bahía de Paranaguá, tiene una área de aproximadamente 29,962.46 ha (cerca de 299km<sup>2</sup>) entre las coordenadas 25°32'30''S/48°28'05''O e 25°48'58''S/48°34'16''O, el rio Guaraguaçu es formado por la influencia de los ríos Pery, Indaial o Sertao Grande, de Medio, Cachoeirinha, Cambará, Colonia Pereira, Pombas, Brejatuba y Vermelho que nascen de la vertiente oriental de la Sierra de Prata y recorren la planicie costera por un trecho de aproximadamente 60km (Svolenski, 2000; IAP, 2006; Gazola-Silva, 2008).

La vegetación que compone la cuenca abarca principalmente el Bosque Ombrófila Denso de las Tierras Bajas, Sub Montaña e Montaña y Formaciones Pioneiras de Influencia Flúvio- Mariña con restingas entremeadas (Formaciones Pioneiras de Influencia Mariña) en el área de planicie (Roderjan et al. 2002).

FIGURA 1. MAPA DE LA LOCALIZACIÓN DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RIO GUARAGUAÇU



FUENTE: Elaborado por la autora (2018).

### Mapeo y Geoprocesamiento

Se utilizaron técnicas de geoprocesamiento como herramientas complementarias que facilitan la manipulación de los datos (Fernandes Neto y Robaina, 2005). Los mapas base que fueron utilizados están informados de acuerdo al cuadro 1.

CUADRO 1: ORGANIZACIÓN Y FONTES DE LOS DATOS ESPACIALES COLECTADOS.

Descripción del producto cartográfico	Año	Fuente	Escala/ Resolución espacial
Carta de vegetación de uso e ocupación de la tierra	2002	SEMA	1:50.000
División Política-Administrativa de Paraná	2015	ITCG	1:50.000
Procesos mineros disponibles em el Departamento Nacional de Producción Mineral	2019	SIGMINE	1:25000

FUENTE: La autora (2018)

Para la identificación de los conflictos de uso de la tierra serán considerados los mapas de uso de la tierra, a través de la fotointerpretación y las observaciones in situ donde se levantó información al respecto de los impactos que afectan a la cuenca.

Se realizaron tres salidas a campo en el periodo de mes de mayo a septiembre del año 2018, la primera fue en la parte este de la cuenca hidrográfica del río Guaraguaçu y fue realizada en el día 23 de mayo, la segunda fue realizada en la parte oeste en el día 21 de junio y la tercera ocurrió en el día 5 de septiembre también en la parte oeste, en las cuales fueron realizadas observaciones in situ en el área de estudio. Se anotó en un cuaderno de campo las informaciones y datos colectados, tales como el uso de la tierra, cobertura forestal, alteraciones causadas por actividades productivas, aspectos del medio físico, además de levantar los puntos en un aparato GPS y obtener registro fotográfico.

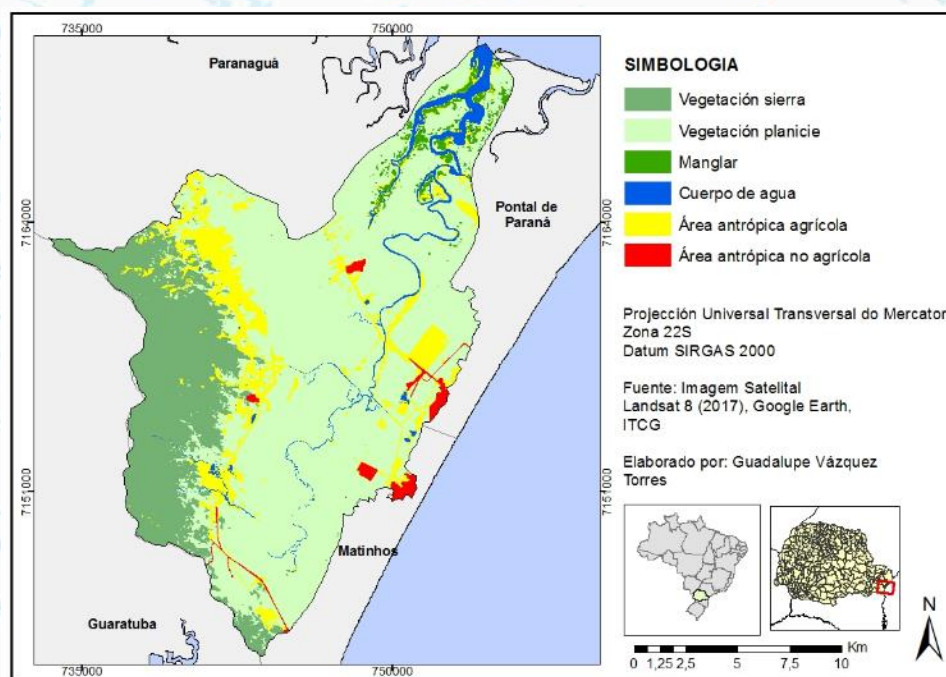
En el caso de las empresas mineras se utilizó el sitio de internet de la Agencia Nacional de Minería (ANM), donde se encuentra la base de datos geográficos en el Sistema de Información Geográfica de Minería, especificando las mineras vigentes, y otras en fase de licenciamiento y autorización de la pesquisa, actualizando con datos diariamente.

Se realizó un mapeo en el software ArcGIS 10.5, identificando los conflictos de mayor importancia dentro de la cuenca hidrográfica del río Guaraguaçu, así como también un mapeo de las mineras vigentes y las que están en fase de investigación, basándonos en los datos presentados del Sistema de Información Geográfica de Minería (SIGMINE), el cual tiene como objetivo ser un sistema de referencia en la búsqueda de informaciones actualizadas relativas a las áreas de los procesos mineros registrados en el Departamento Nacional de Producción Mineral (DNPM)

### 3 RESULTADOS

Los conflictos más notables fueron identificados de acuerdo con el mapa de uso de la tierra, a través de la fotointerpretación y por medio de levantamientos realizados en campo a lo largo de la cuenca en los dos últimos años como se describe a continuación. En la figura 2 se muestra el mapa de uso y cobertura de la tierra del área estudiada.

FIGURA 2. USO E COBERTURA DE LA TIERRA DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO GUARAGUAÇÚ



FUENTE: Elaborado por la autora (2018)

Conflictos inmobiliarios: son provocados por dos acciones, la primera se trata de invasiones de tierra sobre la planicie por parte de la población de baja renda o por personas que invaden para especular, muchas veces con apoyo político. Este tipo de problemas es más común en Paranaguá, Pontal de Paraná y Matinhos, estos dos últimos en sus barrios, a partir de la carretera en sentido a la cuenca del río Guaraguaçu y sus afluentes y en Matinhos, siguiendo la misma lógica. En este caso, particularmente en las carreteras PR-412 y PR-407 funcionan como vector de ocupación irregular sobre la cuenca del río Guaraguaçu. Estos puntos de conflictos se encuentran fuera de los límites de la cuenca, sin embargo, con tendencia de afectarla.

La segunda acción es provocada por presiones políticas y económicas en torno de legislaciones locales, en especial las leyes que definen el plano de Desarrollo integrado de estos municipios, o el Plano Director, pero no exclusivamente. Se tratan de flexibilizaciones en legislaciones que definen la zonificación de las ciudades, para beneficiar grupos políticos y económicos de interés. En el caso de Pontal de Paraná se trata de intereses del sector industrial portuario y objetivan la instalación de empresas e industrias nacionales e internacionales de prestación de servicios para la exploración del petróleo en mar profundo, el pré-sal brasileño. Pero afecta de forma indirecta el sector inmobiliario local en diferentes frentes, algunas de las cuales pueden generar especulación inmobiliaria, una vez que la propaganda en torno del crecimiento económico del municipio lo muestra como una región de oportunidades de empleo, lo que acaba atrayendo muchas personas de muchas regiones distintas, ampliando la ocupación territorial.

A partir de la planeación o la falta de ella en que se pesen las influencias políticas además de los gobiernos locales, los escenarios posibles de esta expansión industrial, especialmente en Paranaguá y Pontal de Paraná se reflejan directamente sobre el uso y ocupación de la tierra de la cuenca del río Guaraguaçu y su comprometimiento ecológico en cuanto principal cuenca de la planicie centro-sur costera. Numerosos emprendimientos están siendo licenciados o en proceso de licenciamiento (Góes, 2014; Pigosso, 2018), llamando la atención para las polémicas sobre los licenciamientos de proyectos de obras de mayor aporte, tales como el Terminal de Containers del Puerto de Pontal de Paraná, de la empresa Porto Pontal Paraná Importación y Exportación Ltda; la carretera de Infraestructura que pretende conectar la malla viaria a un acceso exclusivo a este proyecto por medio de un complejo de obras que van desde la abertura de canales de drenaje, líneas de transmisión de energía, oleoductos y ferrovías; la instalación de una base de soldaduras de tubos para exploración de petróleo en mar profundo, cuya licencia fue solicitada por la empresa noruega SusSea7; un terminal Multifuncional de la Melport Terminais Marítimos Ltda; al reajuste del muelle y obra de drenaje de la empresa Tenenge en Pontal de Paraná; la ampliación de los muelles de la empresa también en Pontal de Paraná, entre otros proyectos regionales conforme los estudios de Goés (2014) y Pigosso (2018) apuntan.

Las dinámicas territoriales regionales sufrieron impactos directos e indirectos sobre toda la cuenca del río Guaraguaçu en una dimensión en que los Estudios de Impacto Ambiental no fueron capaces de evaluar, como resalta Pigosso (2018) en su estudio sobre los términos de referencia y la relación con la evaluación de impactos ambientales de estos emprendimientos en el que se refiere a la conservación de la naturaleza, en que queda claro que este documento base no ha proporcionado una evaluación de impacto ambiental de las complejas dimensiones territoriales, en especial de los aspectos sinérgicos entre los diferentes emprendimientos, hecho que hace que las empresas realicen evaluaciones con numerosas fallas, lo que compromete directamente en la definición de impactos y medidas preventivas, mitigadoras y compensatorias. Ya en Matinhos los impactos son de naturaleza diferente, las flexibilizaciones buscan expandir las áreas para desarrollo urbano, especialmente para edificaciones verticalizadas en los barrios, en dirección a la cuenca del río Guaraguaçu, lo que podrá traer consecuencias directas sobre la cobertura original de la vegetación. Además, con la ampliación industrial de

Pontal de Paraná y Paranaguá, es real la posibilidad del municipio pasar a prestar servicios para el sector de logística de puerto, perjudicando la planicie costera.

Expansión de la producción agropecuaria: Este tipo de uso de suelo es el más perceptible en el entorno de la carretera Alexandra Marinhos (PR-405), con tres tipos de producción y dos de ellas en expansión. Estas actividades afectan en mayor escala la parte de la cuenca del río Guaraguaçu localizadas en el municipio de Paranaguá y en menor escala Matinhos y puntualmente en Pontal de Paraná. La primera se da por la abertura de áreas para pastos de ganado para la producción pecuaria. En muchas micro cuencas que componen el río Guaraguaçu, esta actividad afecta directamente la vegetación ciliar de los ríos, haciendo el río completamente desprotegido. El cultivo de Popunha es el factor que ha alterado el paisaje de las áreas de sierra y la cultura se encuentra en expansión desde el año 2000. De manera muy visible el cultivo del arroz en sistemas de monocultivos provoca significativas alteraciones en el paisaje de planicie.

Este tipo de producción es realizada en tierras de planicie, una vez que estas tienen naturalmente un suelo hidrófilo. Se usan tanto en áreas de Bosques Ombrófilos de Tierras bajas cuanto en áreas de Formaciones Pioneras de Influencia lacustre y fluvial, conocidos como pantanos. Este tipo de uso de suelo ha provocado el desaparecimiento de estos tipos de ambientes que componen formaciones fitogeográficas de la Mata Atlántica y su biota, incluyendo especies endémicas como el pájaro recién descubierto bicudinho do brejo (*Formicivora acutirostris*) (Luiza et al, 2007).

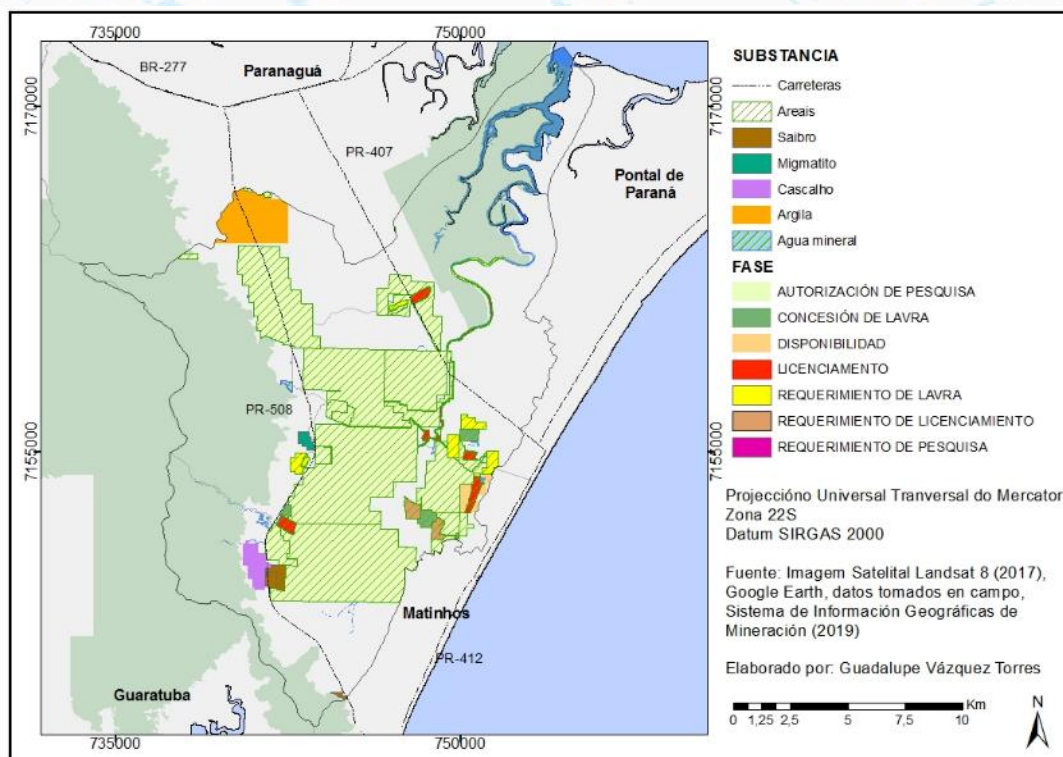
La tercera modalidad de uso relacionada a la alteración del paisaje se encuentra relacionada a la producción animal, a la creación de peces, o piscicultura, que, así como se da con el arroz, se beneficia de las tierras de planicie para modificar el paisaje con la construcción de tanques. Las principales problemáticas que involucran este tipo de producción se relacionan a tres aspectos: en gran medida a las especies de peces utilizadas son exóticas, tales como tilapias y bagres africanos; estos peces, debido al sistema de drenaje, la manutención de los tanques y también debido al transbordamiento de los mismos en periodos de intensas lluvias, comunes en la región, hacen con que estas especies colonicen los ríos afluentes y el río Guaraguaçu, causando impactos en la comunidad de especies nativas. Otro problema directo de estas creaciones se refiere al uso de alimento industrial para alimentación de los peces criados, cuyos componentes contienen numerosos contaminantes ambientales que llegan invariablemente en los ríos que componen la cuenca, conforme apuntan los estudios de Cavallini (2018) sobre la contaminación ambiental por Cadmio, Manganeso y Plomo en la cuenca.

Depósitos de basura y rellenos sanitarios: hasta tiempos recientes los desechos producidos en las ciudades del litoral de Paraná eran depositados en locales sin infraestructura de relleno sanitario. Apenas con la promulgación de la Política Nacional de Residuos es que los municipios comenzaron a dar el correcto destino a los residuos producidos. Por lo tanto hay algunos depósitos de basura abandonados en diversos puntos de la cuenca del río Guaraguaçu, como la entrada de la carretera que da acceso a la localidad de Parati en la carretera Alejandra-Matinhos. Otro deposito está localizado dentro de los límites del Parque Estadual de Rio da Onça, en Matinhos, Ya a partir de 2002 fue instalado en Pontal de Paraná un relleno sanitario que atiende los municipios de Pontal de Paraná y Matinhos por medio de un Consorcio Intermunicipal. El área en cuestión está localizado en la porción oeste del municipio de Pontal de Paraná. Según Rassolin (2002) el relleno sanitario posee un área total de 242,595.82 m<sup>2</sup>. La mayor preocupación relacionada a este relleno es que el ya sobrepaso su capacidad, teniendo en vista que comenzó a funcionar en febrero de 2000 y según su memoria descriptiva tiene una vida útil de mínimo quince años. También preocupa su gestión, ya actuada por el órgano ambiental debido a las irregularidades en la disposición de residuos finos y por irregularidades en sus afluentes.

Minería: en este aspecto, son dos las principales fuentes de modificación del paisaje en relación al uso de suelo, la primera es limitada a las actividades de una única Pedreira llamada Nueva Prata, fundada en 1991, que posee actividad de minería en el kilómetro 16 de la carretera Alejandra- Matinhos, en la localidad conocida como Colonia Pereira, municipio de Paranaguá, cuyos principales productos son arena artificial, pedrisco, bica corrida, piedra brita, rachao, saibro britado, piedra graduada y massa de asfalto. Aunque la empresa resalte que trabaja dentro de un Sistema de Gestión Ambiental, donde todos los residuos son monitoreados y destinados para empresas especializadas y que todos los procedimientos sean realizados de acuerdo con normas técnicas y ambientales, es notable que se trata de emprendimientos de significativo impacto ambiental en la región.

La otra actividad de exploración mineral es la extracción de arena, tales actividades se dan a lo largo de la carretera Alexandra-Matinhos. Actualmente en el sitio de la Agencia Nacional de Minería cuenta con una base de datos actualizados en el cual muestra la información sobre los procesos mineros, actualmente dentro de la cuenca hidrográfica del río Guaraguaçu se encuentra actualmente en fase de licenciamiento 6 arenales, en fase de concesión de actividad minera son tres arenales y una pedrera, en fase de requerimiento de actividad minera son siete, en fase de requerimiento de licenciamiento son tres y una en fase de requerimiento de pesquisa, totalizando 21 procesos, como se muestra en la figura 3.

FIGURA 3. MAPA DE LA MINERIA DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RIO GUARAGUAÇU



FUENTE: La autora (2019)

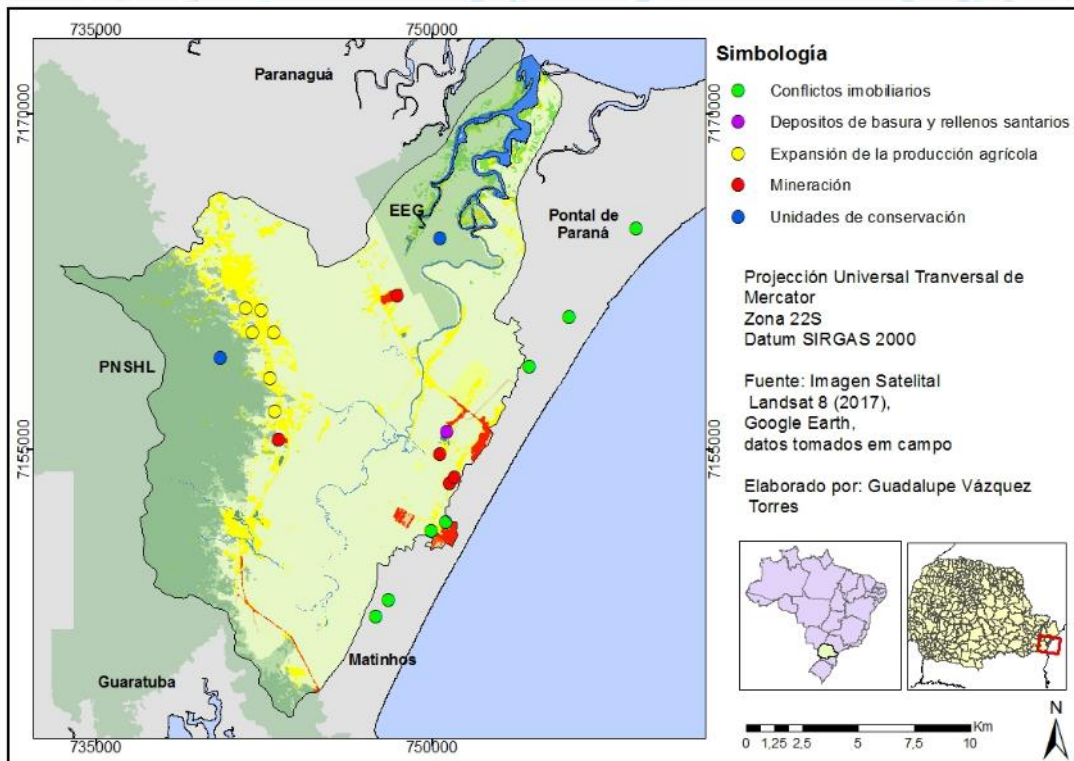
Unidades de conservación: las áreas naturales protegidas tienen un papel fundamental en la cuenca hidrográfica del río Guaraguaçu, desde 1981 se han realizado en el litoral de Paraná estrategias de conservación de la naturaleza por medio del establecimiento de unidades de conservación. Tiepolo (2015) apunta que existen 14 unidades estatales, 8 federales y 11 privadas, totalizando 33 áreas naturales protegidas en el litoral de Paraná,

distribuidas entre protección integral y uso sustentable conforme a la legislación brasileña determina. Ya Paula et al. (2018) incluyen unidades municipales, pasando a 44 el número de Unidades de Conservación en el litoral de Paraná.

En la cuenca del río Guaraguaçu existen tres unidades de conservación: Parque Nacional Saint-Hilaire/Lange, el Parque Estadual Rio da Onça, la Estación Ecológica de Guaraguaçu y el área de Protección Ambiental de Guaratuba. Debido a las restricciones de uso de suelo, bien como de acceso a bienes de uso común, estas áreas protegidas al mismo tiempo en que protegen la dimensión territorial, provocan numerosos conflictos con moradores locales, pero principalmente con gestores municipales, gobiernos estatales y empresarios, una vez que frecuentemente son ellas las responsables por impedir emprendimientos que causan impacto ambiental.

En la figura 3, se muestran los cinco conflictos presentes en la región, conflictos inmobiliarios, depósitos de desecho y rellenos sanitarios, expansión de la producción agrícola, minería y unidades de conservación.

FIGURA 4 - CONFLICTOS DE USO DE LA TIERRA EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RIO GUARAGUAÇU



FUENTE: Elaborado por la autora (2018).

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los conflictos de uso de la tierra encontrados reflejan directamente sobre la calidad e integridad de los servicios ecosistémicos promovidos por la cuenca y consecuentemente sobre la calidad de vida de la población humana que en ella vive. Los mayores problemas están relacionados con: la deforestación de la Mata Atlántica en una porción que aún posee gran cobertura forestal como muestra el trabajo de Rezende et. Al. (2018) que realizaron el mapeo de la cobertura forestal mostrando que apenas el 30% de la cobertura forestal se encuentra inserida dentro de las Unidades de Conservación, dejando 70% de la cobertura en otras áreas donde se puede permitir la

intervención para la deforestación, colocando en gran riesgo la pérdida de este bioma, la contaminación ambiental por fuentes contaminantes diversas, desde aquellas provenientes de la agricultura y producción animal hasta aquellas de origen industrial y que traen consecuencias directas sobre la salud ambiental regional. El compromiso del abastecimiento público por las actividades estar siendo realizadas en áreas de zona de protección de manantiales, según la Zonificación Ecológica Económica del Litoral de Paraná (ZEE, 2016; UFPR, 2018). El mapeo de las unidades de conservación nos permite concluir que las mismas no son suficientes para garantizar la integridad de los ecosistemas que representan y protegen, bien como continuar proporcionando esta porción del litoral de Paraná por medio de servicios ecosistémicos, como indica Daily et. al. (2009) donde señala que la valoración de bienes y servicios ambientales se tornó una herramienta para garantizar análisis más consistentes de los *trade-offs* esperados con los cambios en el uso y cobertura del suelo. En caso de no criar nuevas áreas, la resiliencia ecosistémica promovida por la Mata Atlántica comprometerá significativamente la calidad de vida de los habitantes de la región.

Se puede percibir que los conflictos ambientales son intensificados en países especializados en la producción de *commodities*, como Brasil. Estos países presentan contextos vulnerables, marcado por las desigualdades, injusticias e insostenibilidad (PORTO, 2012).

## 5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de la tesis de maestría titulada “Dinámica de la ocupación de la tierra y transformación del paisaje de la cuenca hidrográfica del río Guaraguaçu, litoral de Paraná”, defendida el día 27 de marzo de 2019, de la maestría de Desarrollo Territorial Sustentable, de la Universidad Federal de Paraná en Brasil. Se agradece la orientación de la tesis a la Dra. Liliani Marília Tiepolo, y las contribuciones de la misma por parte del comité examinador a Paulo Henrique Carneiro Marques, Eduardo Vedor de Paula y Juliana Quadros. A la Organización de los Estados Americanos por la beca otorgada por parte de la Coordinación de Perfeccionamiento de Personal de Nivel Superior (CAPES).

## 6. LITERATURA CITADA

- Agencia Nacional da Mineração (ANM). *Sistema de Informações Geográficas da Mineração*. Disponível em: <http://www.anm.gov.br/assuntos/ao-minerador/sigmine>. Acesso em: 11/02/2019
- Becker, B. K. (2005). Geopolítica da Amazônia. *Estudos Avançados*, v. 19, n. 53, p. 71-86.
- Bigarella, J. J. 1999. *Matinhos: homem e terra reminiscências...* 2. Ed. Matinhos: Prefeitura Municipal de Matinhos /Fundação Joao José Bigarella para Estudos e Conservação da Natureza.
- Bigarella J.J. Klein R., Loyola y Silva J. A., Passos E. 2009. *A serra do Mar e ao Planície Costeira do Paraná: Um problema de segurança ambiental e nacional*. GCN/CFH/UFSC. 391 p. Florianópolis
- Cavallini, N. G. 2018. *Contaminação ambiental na Bacia do Rio Guaraguaçu: determinação quantitativa de contaminantes inorgânicos e diagnóstico a partir de bioindicador*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Matinhos, 156 páginas.
- Chavarría, H., Rojas, P., Sepúlveda S. *Competitividad: Cadenas Agroalimentarias y Territorios Rurales*. San José Costa Rica: Serie Documentos Técnicos / IICA, 2002. Disponível em: <http://orton.catie.ac.cr/reprodoc/A9931e/A9931e.pdf> Acesso em 15 julho 2017
- Daily, G.D., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 7, n. 1, p. 21-28
- Fernandes Neto, S.; Robaina, L.E. 2005. *Conflitos de Uso da Terra – Oeste do RS*. In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 11, São Paulo. Anais... São Paulo: US, p. 2728-2741.
- Gazola-Silva, F. F. 2008. *Composição e distribuição da ictiofauna do Rio Guaraguaçu (Paranaguá, Paraná-BR) e biologia alimentar de três espécies*. Dissertação de Mestrado Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba



Goés, I. M. 2014. *Conservação e grandes empreendimentos de infraestrutura no litoral do Paraná: a ferrovia Lapa-Paranaguá*. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento da Universidade Federal do Paraná. Curitiba

Instituto Ambiental do Paraná, IAP. 2006. Plano de Manejo - Estação Ecológica do Guaraguaçu, Curitiba

Instituto Ambiental do Paraná, IAP. 2006. Plano de Manejo- Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, Curitiba, 2006

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE. 2010. Censo Demográfico

Luiza B. R., Ricardo B. M., Firkowski C. 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(04): 493-519

Mittlemeier R.A., Myers N., Mittlemeier C.G., Gil P. R., da Fonseca G. A. B., Konstant W. R, Mast R.B., Thonsen J.B., Bowles I. A., Olivieri S., Aires J. M. C., Hannah L. 1999. Hotspots and Global Biodiversity Conservation. En R. A. MITTEMEIER, N. MYERS, P. ROBLES Gil & CG Mittlemeier (Ed.). *Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. CEMEX, Mexico City

Mueher, D (Org.) 2006. En: Angulo, R.J., Soares, C. R., Marone, E., Souza, M. C. de., Odreski, L. L. R., Noerberg, M. A. *Erosão e progradação no litoral brasileiro*. Brasília: MMA, p. 347-400.

Nascimento, M. C.; Soares, V. P.; Ribeiro, C. A. A. S.; Silva, E. 2005. *Delimitação automática de Áreas de Preservação Permanente (APP) e identificação de conflito de uso da terra na bacia hidrográfica do rio Alegre*. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, INPE. **Anais...** 2289-2296

Paula, E.V., Pigosso, A.M.B., Wroblewski, A.C. 2018, Unidades de conservação no litoral do paraná: evolução territorial e grau de implementação. In: Sulzbach, M., Archanjo, D., Quadros, J. *Litoral do Paraná: território e perspectivas. Volumen III: Dimensões de desenvolvimento*. 1 ed. Rio de Janeiro: Autografia, 41-92.

Porto, M. F. S. 2012. *Uma ecologia política dos riscos: princípios para integrarmos o local e o global na promoção da saúde e da justiça ambiental*. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz

Pigosso, A. M. B. 2018. *A Abordagem da Conservação da Natureza na Avaliação de Impactos Ambientais no Litoral do Paraná - PR*. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Rassolin, P. 2002. *Proposta de um modelo de manejo de resíduos sólidos no litoral paranaense: estudo de caso consórcio intermunicipal aterro sanitário*. Monografia de Conclusão de Curso em Ciências biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Rezende, C.L., Scarano, F.R., Assad, E.D., Joly, C.A., Metzger, J.P., Strassburg, B.B.N., Tabarelli, M., Fonseca, G.A., Mittermeier, R.A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, v.16, n.4, p. 208-214

Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martenses, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n.6, p. 1141- 1153,

Roderjan, C. V.; Galvão, F.; Kuniyoshi, Y. S. & Hatschbach, G. G. 2002. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil, *Ciência & Ambiente*, 13:75-92.

Sezerino, F.S. 2016. *Entre a floresta e a periferia: vulnerabilização humana e projeção de cenários para o entorno de Unidades de Conservação da Mata Atlântica de Paranaguá*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná. Matinhos.

Svolenski, A. C. 2000. *Aspectos fitossociológicos e pedológicos de três superfícies de agradação do rio Guaraguaçu, litoral do Paraná*. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Tiepolo L. M. 2015. A inquietude da mata atlântica; reflexões sobre a política do abandono em uma terra cobiçada. *Guaju*, vol 1. n.2 . pp. 96-109.

Tundisi, J. G. 2008. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. *Estudos Avançados*, 22 (63).

Universidade Federal do Paraná UFPR. 2018. Parecer técnico sobre o licenciamento ambiental da faixa de infraestrutura no município de Pontal do Paraná. Conselho do Litoral, Pontal do Paraná.

Vanhoni, F.; Mendonça, F. 2008. O clima do litoral do estado do Paraná. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 3/4, p. 49 – 63.

Zoneamento Ecológico Econômico do Litoral do Paraná (ZEE). Decreto Estadual N° 4.996 de 05 set. 2016.

# **ID-127: CUANTIFICACIÓN Y EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA CUENCA DE LA PAZ: AUMENTO DE LA COBERTURA VEGETAL Y LA DIVERSIDAD EN EL PREDIO DON MARIANO**

Alejandro RAMOS-RODRÍGUEZ<sup>a</sup>, María Z. FLORES-LÓPEZ<sup>a</sup>, Víctor SEVILLA-UNDA<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Universidad Autónoma de Baja California Sur, Departamento Académico de Ciencias de la Tierra. Carretera al Sur KM 5.5., C.P. 23080, La Paz Baja California Sur, México, email: ja.ramos@uabcs.mx

## **RESUMEN**

La parte alta de la cuenca La Paz observa una alta erosión hídrica derivada del libre pastoreo bovino y caprino, así como pérdida de la vegetación por tala por parte de los pobladores locales. En esta región, la mayoría de la precipitación ocurre mayormente por sistemas convectivos o huracanes, resultando en una elevada precipitación en periodos cortos que provoca la erosión mencionada y poca infiltración de agua hacia el subsuelo. Ambos factores, redundan en una gran pérdida de la cobertura vegetal y la diversidad del área. Recientemente se comenzó a implementar un programa de restauración que incluye un cercado para evitar el pastoreo, mampostería y reforestación. Con ello se pretende frenar la erosión y promover un aumento de la vegetación que estabilice el suelo e incremente la infiltración. Sin embargo, rara vez se considera que dichas medidas traen consigo otros beneficios ecológicos a nivel de comunidad o ecosistema, como es recuperar las especies vegetales que componían originalmente la comunidad. Asimismo, al recuperar la vegetación se esperaría un incremento de las especies animales asociadas y que pueden utilizar la zona, ya sea como refugio, zona de alimentación, etc. Por ello el presente trabajo muestra resultados que sientan una línea base para comparar si, en efecto, las medidas aplicadas en la zona, traen consigo un aumento de la cobertura vegetal y un aumento en la diversidad. Para estimar la cobertura vegetal se están utilizando ortomosaicos generados mediante drones. En el caso de la diversidad se están realizando censos de vegetación y el uso de fototrampeo. Los resultados del primer año indican que la cobertura vegetal presenta valores entre el 4% y el 60% dependiendo del área y la zona, así como una moderada diversidad vegetal con dominio de pocas especies, y una riqueza para el área de solo 20 especies. Mientras que, para el fototrampeo, se presentan riquezas entre 5 y 14 especies, observando solo 4 especies silvestres de mamíferos con abundancias relativas muy bajas.

**Palabras clave:** ortomosaico, drone, censos de vegetación, fototrampeo, cuenca de La Paz

## **1 INTRODUCCIÓN**

Los ecosistemas áridos y semiáridos son muy heterogéneos, tanto en tiempo como en espacio, debido de una variación considerable en los factores bióticos y abióticos relacionados a las propiedades del suelo y la vegetación (Peters et al., 2006; García-Palacios et al., 2011). Dicha heterogeneidad es esencial para proveer múltiples funciones ecosistémicas y servicios como biodiversidad, hábitats y estabilidad ecológica. (Peters et al., 2006; Wang and Shao, 2013). Así pues, el mantener los patrones espaciales de vegetación y la heterogeneidad del suelo deben de ser los objetivos primarios para el manejo sustentable de los ecosistemas de estas regiones (Herrick et al., 2005).

En los últimos 20 años se han realizado una gran cantidad de estudios para comprender las relaciones entre la erosión y los cambios en la vegetación (Morgan and Rickson, 1995; Guerrero-Campo. y Montserrat-Martí, 1996). La mayoría de estos estudios se han orientado a modelar el efecto de la vegetación sobre la erosión (Almorox et al., 1994; Thornes, 1990), con un menor esfuerzo a investigar los efectos inversos, es decir de la erosión sobre las comunidades vegetales (Hodgson et al., 1994). Se ha determinado que la degradación de la comunidad por erosión del suelo conduce a una reducción de la riqueza vegetal y a la pérdida de especies características (Chiarucci et al., 1995; Guerrero-Campo. y Montserrat-Martí, 1996). En un contexto ecológico, la disminución de diversidad vegetal asociada a la pérdida de suelo, es consecuencia de la perturbación implicada en el proceso erosivo y del estrés que provoca en las plantas un suelo con menor capacidad para retener agua y nutrientes (Grime, 1979).

Asimismo, el pastoreo por ungulados ha tenido un gran efecto sobre la vegetación a escalas evolutivas, sobre todo como una fuerza que dicta adaptaciones, evolución de las especies de plantas-paisaje y aparición de estructuras de defensa como son espinas y sustancias químicas (Lindroth, 1988). Sin embargo, en dicho sentido, cuando se introducen especies domesticadas y la región se ve sometida a un sobrepastoreo, diversos estudios han reportado que la heterogeneidad del suelo y la diversidad vegetal decrecen, cambiando de una distribución por parches a homogenizar la zona en cuanto a su estructura vegetal, reduciendo la cubierta vegetal total y modificando las propiedades del suelo (Zhao et al., 2011; Wang et al., 2016).

La zona de estudio se localiza en la parte sur de la cuenca de la Paz, B.C.S. (ver ilustración 1). Es una zona importante de recarga del acuífero que abastece a la ciudad, y que, sin embargo, presenta gran cantidad de zonas con gran pérdida de suelo derivada de la erosión hídrica provocada por lluvias torrenciales y sobrepastoreo.



**Ilustración 1.** Zona de estudio. Esta se ubica al sur de la ciudad de la Paz, en la porción sur de la Sierra del Novillo. En azul, polígono denominado CONAFOR, en verde, polígono denominado Niparajá. Notése la erosión, sobre todo en el polígono menor.

En la región llueve entre 170 y 250 mm de lluvia anualmente. Sin embargo, la mayor parte de este aporte ocurre durante eventos torrenciales, como lo son tormentas tropicales o huracanes, y tormentas convectivas. Lo que conlleva una elevada precipitación en periodos de tiempo muy reducidos. Ello trae como consecuencia una enorme pérdida de suelo y que la mayoría de esta lluvia no se infiltre, sino se pierda por escorrentía.

El ganado en la región, dadas las condiciones climáticas y la idiosincrasia regional, suele dejarse libre para que ramonee en la vegetación sin que nadie restrinja las zonas donde los animales puedan alimentarse. Resultando en una remoción de la vegetación y daño por el continuo paso del ganado

Con dicha problemática en mente, los pobladores buscaron una solución en la zona, y como resultado se acercaron a la Universidad Autónoma de Baja California Sur, para solventar el problema de la erosión e incrementar la infiltración. A partir de 2018, se han llevado a cabo obras de mitigación y restauración (mampostería, cercado para evitar el ingreso de ganado y reforestación), en dos polígonos del área. Uno denominado CONAFOR (25.84 ha) y el otro Niparajá (4.64 ha) (ilustración 1), dados los fondos para la generación de las obras y cercado. El primero incluye todas las acciones mencionadas y el segundo solo cercado.

Por tanto, aunque el proyecto contempla tres programas dedicados a monitorear aspectos como el suelo, la hidrología y la diversidad; en el presente estudio se muestran solo los resultados relacionados con la diversidad y la cobertura vegetal. El principal objetivo es cuantificar los cambios en la cobertura vegetal y la diversidad (vegetal y animal) en el área de estudio en el tiempo.

Se parte de la hipótesis de que, si una zona con alta erosión es restaurada, se espera un aumento en la cobertura vegetal y en consecuencia, devolver la comunidad ecológica de la zona, aunado a su diversidad vegetal y animal original, con el tiempo.

Se presenta la metodología y los resultados para el primer año de estudio, es decir la línea base que servirá para comparar en el tiempo las obras de mitigación y remediación. Asimismo, puede servir para el monitoreo inter-anual y poder modificar o introducir acciones en el proyecto si fuese necesario.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Estimación del cambio de la cobertura vegetal

Durante el año 2018 se realizaron tres vuelos mediante dron para captura fotográfica con el objetivo de crear ortomosaicos y modelos digitales de elevación para un comparativo en el tiempo. Por ello, y considerando la estacionalidad los 3 vuelos correspondieron a las siguientes etapas de un ciclo anual:

- **Secas.** Que atañe teóricamente el nivel mínimo de vegetación en el predio. El año pasado se realizó a principios de junio. Sin embargo, siempre se considerará realizarse a cabo entre finales de mayo y principios de junio, justo antes del inicio de las precipitaciones.
- **Lluvias.** Este vuelo se llevó a cabo a finales de septiembre. Para ello se asume que las mayores precipitaciones ya ocurrieron y la vegetación debe de estar a un nivel máximo. Se realizará siempre en el mismo periodo.
- **Transición.** En caso del año pasado se realizó en diciembre. El objetivo es cuantificar la vegetación previo a los niveles mínimos, pero posterior a lluvias. Ya debería de observarse plantas con estrés hídrico, pero aún deberían observarse gran cantidad de plantas con buenos niveles fotosintéticos.

El patrón de vuelo comprende poco más de 58 hectáreas, e incluye 2 polígonos cercados cuyo nombre se relacionará con las instituciones que proveyeron los fondos para su construcción: CONAFOR (25.84 ha) y Niparajá (4.64 ha). En el caso del primero, además del cerco, contempla obras de mitigación y reforestación; mientras que el segundo no contempla obras de mitigación salvo el cercado. Esto nos permitirá comparar entre 3 diferentes “ambientes”: *una zona con obras y cercado; otra sin obras y cercado; y una parte sin intervención antropogénica alguna.*

Los vuelos han sido realizados mediante un dron DJI Phantom 4 Pro, con una cámara de 20 MP y la proporción de la fotografía se mantuvo en 4:3 para utilizar todos los pixels activos del sensor de la cámara y un solapamiento entre imágenes de 75% en la vertical y 65% en la horizontal. El patrón de vuelo está programado en la aplicación DJI Ground Station Pro para cubrir siempre la misma área y ruta. En este caso, el dron siempre se despegó del mismo punto y vuela siempre a la misma altura (100m) para evitar cambios en resolución de pixel y la geometría del lugar. Asimismo, siempre se realizaron los vuelos entre las 11 y 12 horas para reducir la mayor cantidad de sombra posible y tener la luz solar incidente lo más perpendicularmente posible.

Para generar el ortomosaico se sigue la técnica de fotogrametría conocida como estructura a partir del movimiento (Structure from Motion, SfM), expuesto en los trabajos de Furukawa et al; (2010) y Carrivick et

al; (2016). Los algoritmos del método están implementados en el software Agisoft Metashape Pro (ver. 1.5.1), el cual se utilizará en el presente estudio.

Una vez con las fotografías, se genera un ortomosaico y un modelo digital de elevación de cada vuelo. Al modelo digital se le remueve la vegetación mediante un proceso de clasificación de los puntos generados en el proceso, resultando en una superficie libre de vegetación que se utilizará en otras partes del proyecto.

Para el estudio y cuantificación de la cobertura vegetal, así como para estimar un aproximado de la clorofila y concentración de nitrógeno de la vegetación, a partir del ortomosaico completo se recortan y separan los dos polígonos mencionados de la ortofotografía para realizar cálculos individualmente. A cada región y para cada vuelo, se le aplica la estimación de clorofila a través del Triangular Greenness Index (TGI, Hunt et al; 2013) modificado para cámaras de drones por McKinnon y Hoff (2017). Dicho índice se define como el área del triángulo definido por las señales de reflectancia del rojo, verde y azul.

Con dicha información se selecciona lo que se considerará una planta sana y en plena actividad fotosintética mediante un valor designado *a priori*, el cual en este caso será de 20 unidades cuadradas de reflectancia entre las esquinas del azul, rojo y verde (acorde a Hunt et al; 2013, guarda una equivalencia lineal a  $\mu\text{g cm}^{-2}$  de clorofila). Se espera que dicho valor refleje solo plantas sanas o bien, que estén realizando fotosíntesis en un umbral mayor al mantenimiento basal. Ello se realizó mediante un SIG, creando una imagen lógica binaria (0 y 1) donde cada pixel que cumpla con el umbral  $\geq 20$  unidades se le asignará un 1, mientras que si no cumple con la condición se asignará un 0. El resultado será una imagen raster lógica de las mismas dimensiones del polígono en cuestión. Con ello se estimará la cobertura vegetal mediante un conteo de los pixels que contengan el umbral de clorofila considerado. Finalmente se compararán los periodos considerados para cada polígono considerando la cobertura total y el porcentaje.

## **2.2 Diversidad de la comunidad vegetal asociada a cada polígono**

Durante el presente estudio se estimará la comunidad vegetal en los dos polígonos de estudio. Para ello se censarán 4 puntos aleatorios en el polígono de CONAFOR y 1 en el de NIPARAJÁ dos veces al año: uno en el mes de mayo (secas) y otro a finales de septiembre, posterior a las lluvias. La selección de los puntos se realizará aleatoriamente generando un enmallado de puntos separados 50 mts entre sí para el área de estudio. Posteriormente, considerando solo los puntos que estén dentro de los polígonos se seleccionarán los mismos, los cuales serán diferentes en cada muestreo.

Una vez seleccionados los puntos se llegará a ellos empleando un GPS y usando un flexómetro se establecerá un círculo con un radio de 17.85 mts. Resultando en un área total del círculo de 1000 mts<sup>2</sup>. Se contabilizarán todas las especies vegetales encontradas dentro del círculo. Con ello se estimará la dominancia de alguna especie y se calculará la riqueza, y los índices de diversidad de Shannon-Wiener, y Simpson (Begon et al; 2006; Smith y Smith, 2012).

Con estos resultados se espera observar el cambio en la comunidad vegetal en el predio derivado de la restauración paulatina del suelo

## **2.3 Estimación del efecto antropogénico y de la comunidad animal mediante fototrampeo**

A principios del año se colocaron tres cámaras “trampa”, es decir, cámaras con sensores de movimiento y leds de visión nocturna que toman una foto cada que un animal se detecta por movimiento dentro de un campo de visión.

Una cámara se colocó en las inmediaciones del polígono de NIPARAJÁ (E1C1), mientras que dos se colocaron en el polígono de CONAFOR: una cámara dentro (E2C1) y otra en la parte más externa al norte (E2C2), en una zona que es frecuentada como zona de paso por animales. Se muestran los resultados de los primeros 3 meses los cuales se analizaron acorde a los trabajos publicados por Mesa-Zavala et al. (2012), Díaz-

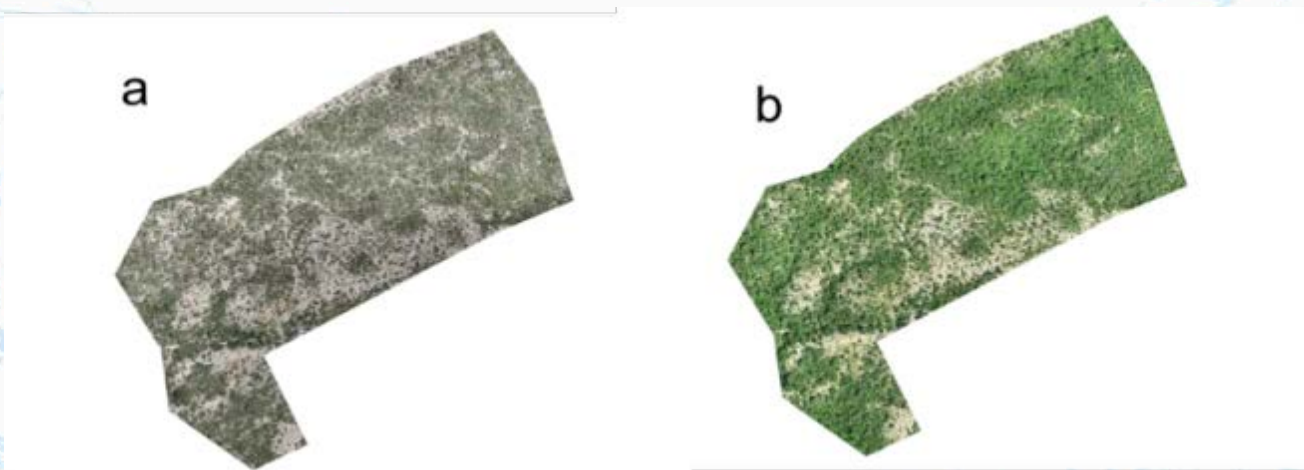
Pulido y Payán-Garrido (2012) y Rovero y Zimmerman (2016), estableciendo riqueza de especies, abundancias y patrones de actividad.

También se estimará el daño potencial por ganado que seguiría sufriendo la zona de no haber sido cercada, y que especies silvestres se encuentran o frecuentan el área. Al igual que en el caso anterior, una vez que la zona comience a recuperarse, deberían de registrarse más especies silvestres en el predio.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1.- Cobertura vegetal mediante ortomosaicos

Como se mencionó, a partir de un vuelo se toman una serie de fotos para generar una ortofoto georeferenciada de un área y de ahí se divide en dos polígonos, uno que incluye cerco, obras y reforestación (CONAFOR, polígono de ~25.8 ha), mientras que un segundo solo observa obras (Niparajá, ~4.6 ha). En la ilustración 2 se muestran dos ortofotografías para el polígono mayor: una de secas y una de lluvias; mientras que en la ilustración 4 se muestran dos del polígono menor.

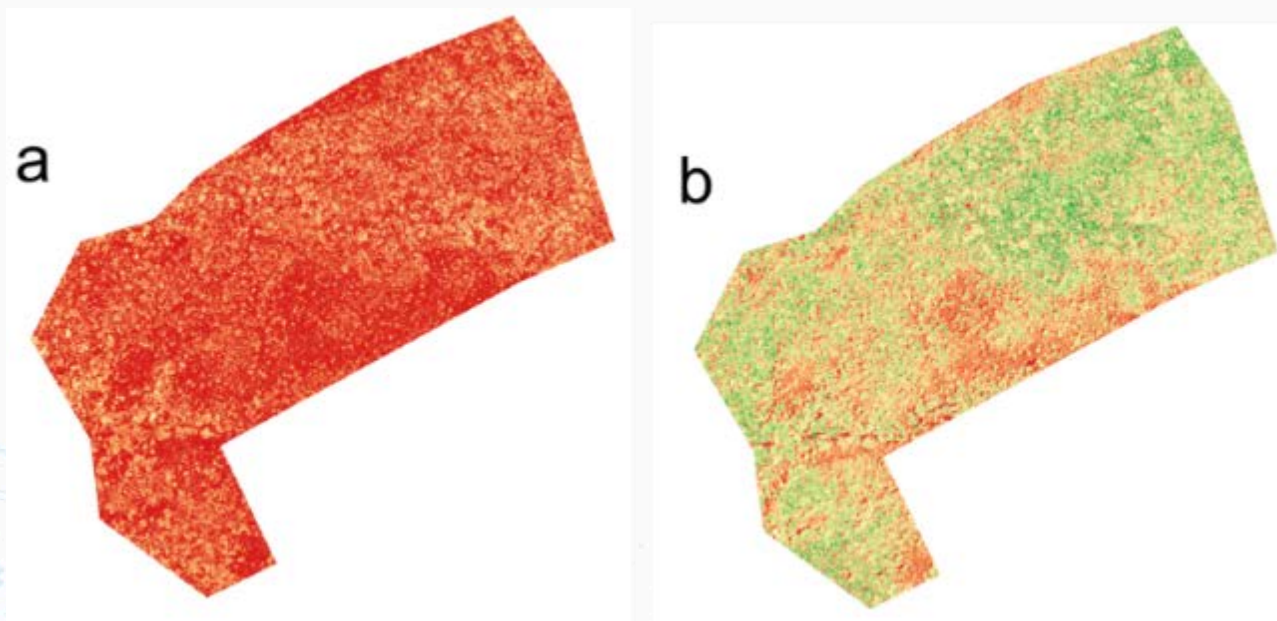


**Ilustración 2.** Área comprendida en el polígono de CONAFOR para secas (a) y lluvias (b) de 2018. Obsérvese tanto el color de la vegetación como la cobertura vegetal.

Como es de notar hay un cambio marcado en la vegetación tanto en la extensión de la cobertura vegetal como en el color, entre los periodos observados en el presente estudio, con el periodo de transición quedando en un intermedio entre la vegetación observada en secas y lluvias. Cada imagen nos indica también, las zonas con mayor erosión y menor cobertura vegetal, proveyendo un indicador de zonas que requieren un mayor esfuerzo en las obras de mitigación y reforestación.

#### 3.2.- Estimación de clorofila mediante TGI y cobertura vegetal

Aplicando el cálculo del TGI a cada ortomosaico, se obtiene un valor de área que representa la clorofila e indirectamente el nitrógeno en la hoja (ilustración 3). Para el presente estudio, dicho valor de área va de 0 (suelo, materia muerta) hasta un valor máximo registrado de 79.8 unidades cuadradas (acorde a los autores, puede interpretarse como un equivalente de  $\mu\text{g cm}^{-2}$  de clorofila) en lluvias. Dicho valor máximo cambia para cada periodo: en secas el valor máximo registrado es 40.1, mientras que en la época de transición se registra un máximo de 43.



**Ilustración 3.** Triangular Greenness Index (TGI) o Índice Triangular de Verdor, estimado a partir de las bandas de la ortofotografía del polígono de CONAFOR para secas (a) y lluvias (b) de 2018. Obsérvese el cambio en los valores del índice entre estaciones.

Empleando el criterio mencionado para la determinación de plantas sanas ( $\geq 20$  unidades), tenemos como resultante una imagen raster lógica, donde utilizando estadística zonal mediante un SIG, tenemos como resultado el área de cobertura de plantas en metros cuadrados que cumplan dicha condición. En la tabla 1 se muestra la cobertura en metros cuadrados y el porcentaje tanto de suelo como de vegetación, para cada polígono de estudio y para cada época o periodo de muestreo.

**Tabla 1.** Área de suelo desnudo, de vegetación y su porcentaje proporcional para ambos polígonos para los tres periodos considerados para el estudio.

	CONAFOR			
	Área Suelo	Área Veget.	% Suelo	% Veget.
<b>Secas</b>	215713.6	42757.1	83.5	16.5
<b>Lluvias</b>	55312.7	203158.0	21.4	78.6
<b>Transición</b>	194886.9	63583.8	75.4	24.6

	NIPARAJÁ, A.C.			
	Área Suelo	Área Veget.	% Suelo	% Veget.
<b>Secas</b>	44776.8	1673.0	96.4	3.6
<b>Lluvias</b>	24571.9	21877.9	52.9	47.1
<b>Transición</b>	41247.4	5202.4	88.8	11.2

### 3.3 Comunidad vegetal

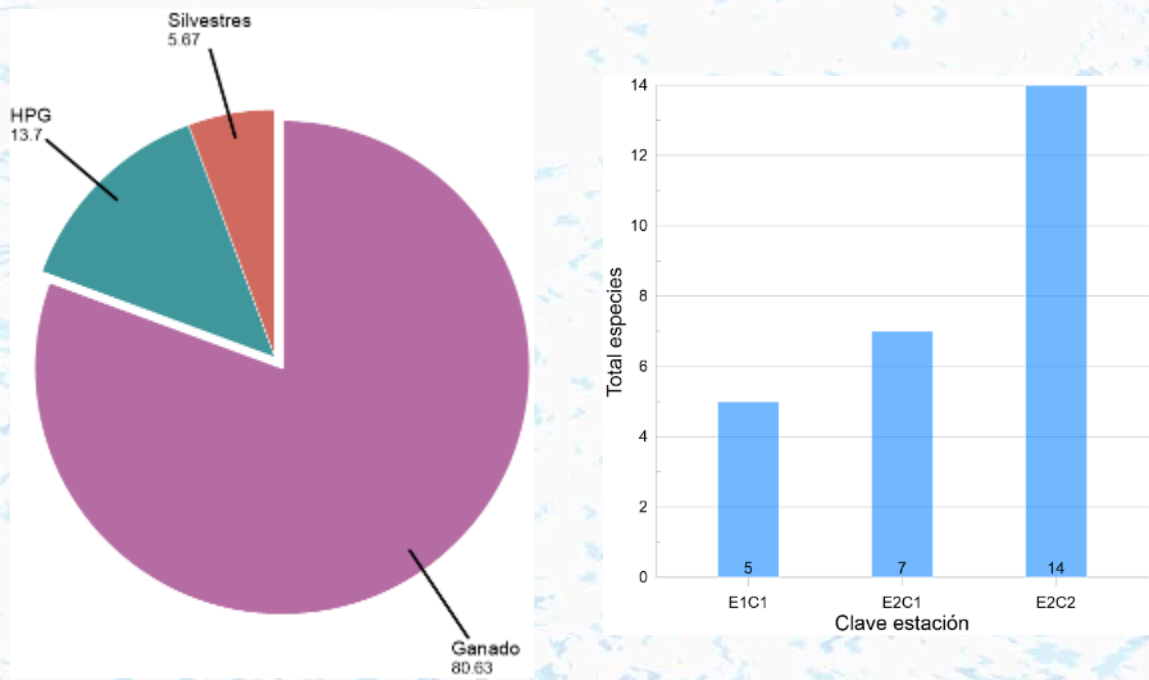
Como se mencionó, se seleccionaron 4 puntos de muestreo aleatoriamente en el polígono de CONAFOR (4,000 m<sup>2</sup>) y uno dentro del polígono NIPARAJÁ (1,000 m<sup>2</sup>) identificando las especies y número

de individuos de cada una. La riqueza de especies dentro del polígono menor es de 10, mientras que para el mayor es de 17. El índice de Simpson fue de 0.18 y 0.16 respectivamente, mientras que el de Shannon-Wiener fue de 2.17 y 3.16. Ello indica que el polígono menor presenta menos especies y una diversidad ligeramente menor. Ello debido a que esta zona presenta mayor alteración y menor cobertura vegetal.

### 3.4 Estimación del efecto antropogénico y de la comunidad animal mediante fototrampeo

Como se mencionó previamente, se usaron 3 cámaras a partir de este marzo de este año, una se instaló en el polígono menor (E1C1), y dos en el polígono mayor (E2C1 y E2C2). Durante el periodo de marzo a mayo de 2019 se tomaron un total de 6724 fotografías. Las mismas pasan por un proceso de selección y eliminado de fotos que no contengan especies, ya que se activaron por el movimiento de ramas, caída de hojas, etc., resultando en 1358 fotos válidas (20.1%). Una vez terminado el proceso se capturaron los detalles e información de cada imagen en una base de datos para su análisis estadístico.

El ganado se registró en el 80.63% de las fotos, mientras que para humanos y animales asociados (perros, gatos) su porcentaje de registros fue de 13.7%. Las especies silvestres, se registraron solo en el 5.67% de las fotos. Estos resultados y la riqueza de especies por estación se muestran en la ilustración 4. En general, el fototrampeo indica una mayor incidencia de especies invasoras (hasta el 90% de las fotografías de una estación) y solo 4 especies silvestres de mamíferos y 4 de aves con abundancias relativas muy bajas. Asimismo, las zonas con mayor influencia de ganado y humanos presentan las riquezas más bajas (5 y 7 especies), contra 14 especies en la zona con menor daño antropogénico y por pastoreo. El ganado caprino aún entra a la zona de estudio, presentándose hasta en el 34% de las fotos dentro del área de estudio, y entre el 5 y 12% en las zonas fuera del polígono.



**Ilustración 4.** Proporción de ganado (bovino y caprino), humanos y animales de compañía (HPG, humanos, perros, gatos), y vida silvestre en las fotografías (panel izquierdo). En el panel derecho se observa la cantidad de especies por estación.



#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados expuestos anteriormente sientan la línea base que servirá para definir si, en el tiempo, las medidas aplicadas en el predio están funcionando o es necesario una o más acciones adicionales. Cada método empleado es perfectible y deben tenerse en cuenta algunos aspectos previo a sacar conclusiones. Por ejemplo, en el mapeo con el drone, es menester considerar la precipitación previa, como fue en el caso de la ilustración 2, donde si la comparamos con la del presente año, este último observa más vegetación. Durante el presente año, no hubo precipitación desde enero, y la cobertura está a niveles todavía menores de los que se muestran en la figura. Durante el 2018, hubo alguna precipitación adicional en febrero, y un poco de lluvia dos semanas antes del vuelo. Así que ello debe considerarse en el análisis.

Asimismo, la nube de puntos y el modelo digital de elevación pueden emplearse para la cuantificación de la acreción o erosión dado el caso. Ello, está supeditado al vuelo donde la vegetación está en su mínimo dado que debe de removerse la cobertura vegetal del modelo. Pero deben de considerarse como herramienta adicional para la estimación de erosión o acreción.

Se espera que la diversidad de la zona comience a aumentar con el tiempo y la comunidad llegue lo más cerca a lo que en ecología se conoce como “comunidad clímax”. Sin embargo, el polígono menor tomará más tiempo si no se realizan obras que ayuden a detener la erosión y reforestación.

El fototrampeo ha probado ser una gran herramienta que proporciona gran cantidad de información. Por ejemplo, nos ha indicado que el ganado caprino sigue entrando al predio y es menester considerar alguna acción adicional al respecto. Asimismo, indica patrones de actividad y de conducta que pueden considerarse para el manejo de alguna especie en la zona. Finalmente, como se mencionó, la zona con menor daño por erosión presenta la mayor riqueza de especies (14 contra 7 y 5 especies). Se espera que una vez que la zona se recupere se logre algo similar en las zonas con alta erosión.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo otorgado al proyecto por Alejandra Campos y Adriana Nava del Programa Agua y Ciudad de la Sociedad de Historia Natural Niparáj, A.C. Así como a Fermín Flores por su invaluable ayuda en campo y los ejidatarios del predio Don Mariano, ubicado en la Sierra del Novillo, cuenca de La Paz, B.C.S.

#### 6. LITERATURA CITADA

- Almorox, J., De Antonio, R., Saa, A., Cruz Díaz, M. y Gascó, J.M. 1994. *Métodos de estimación de la erosión hídrica*. Editorial Agrícola Española. Madrid.
- Begon, M., Townsend, C.R. y Harper, J. 2006. *Ecology: From individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Carrivick, J.L., Smith, M.W. y Quincey, D.J. 2016. Structure from motion in the Geosciences. Wiley-Blackwell
- Chiarucci, A., De Dominicis, V., Ristori, J. y Calzolari, C. 1995. Biancana badland vegetation in relation to morphology and soil in Orcia valley, central Italy. *Phytocoenologia*, 6:69-87.
- Díaz-Pulido, A. y Payán-Garrido, E. 2012. *Manual de fototrampeo: una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia
- Furukawa, Y., Curless, B., Seitz, S.M. y Szeliski, R. 2010. *Towards internet-scale Multi-View Stereo*. In: IEEE Conference, Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR), pp. 1434–1441
- García-Palacios, P., Maestre, F. T., y Gallardo, A. 2011. Soil nutrient heterogeneity modulates ecosystem responses to changes in the identity and richness of plant functional groups, *J. Ecol.*, 99, 551– 562, 2011.

- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley. Chichester, 222 pp.
- Herrick, J. E., Van Zee, J. W., Havstad, K. M., Burkett, L. M. y Whitford, W. G. 2005. *Monitoring manual for grassland, shrubland and savanna ecosystems, Volume II: Design, supplementary methods and interpretation*. USDA-ARS Jornada Experimental Range, Las Cruces, NM, University of Arizona Press: Tucson, AZ.
- Hodgson, J., Montserrat, G., Alberto, F., García Ruiz, J.M., Guerrero, J. y Colasanti, R. 1994. A comparison of the functional characteristics of plants from sedimenting and eroded areas with particular reference to the gypsum hills of the Ebro Depression. En: Arnáez, J., García Ruiz, J. M. y Gómez Villar, A. (eds.). *Geomorfología en España*. Sociedad Española de Geomorfología. Logroño, 239-251.
- Hunt, E.R., Doraiswamy, P.C., McMurtrey, J.E., Daughtry, C.S.T., Perry, E.M. y Akhmedov, B. 2013. A visible band index for remote sensing leaf chlorophyll content at the canopy scale. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21:103-112. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.07.020>.
- Lindroth, R.L. 1988. Molecular Mechanisms of Insect Responses to Plants. *Ecology*, 69: 301-301. doi:10.2307/1943195
- McKinnon, T. y Hoff, P. 2017. Comparing RGB-Based Vegetation Indices with NDVI For Drone Based Agricultural Sensing. *Agrobotix*, 21:1-8.
- Mesa-Zavala, E., Álvarez-Cárdenas, S., Galina-Tessaro, P., Troyo-Diéguez, E. y Guerrero-Cárdenas, I. 2012. Vertebrados Terrestres registrados mediante fototrampeo en arroyos estacionales y cañadas con agua superficial en un hábitat semiárido de Baja California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83:235-245.
- Morgan, R.P.C. y Rickson, R.J., eds. 1995. *Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach*. E y FN Spon. London.
- Peters, D. P. C., Bestelmeyer, B. T., Herrick, J. E., Fredrickson, E. L., Monger, H. C. y Havstad, K. M. 2006. Disentangling complex landscapes: New insights into arid and semiarid system dynamics, *BioScience*, 56, 491–501.
- Rovero, F. y Zimmermann, F. 2016. *Camera Trapping for Wildlife Research*. Exeter: Pelagic Publishing, UK
- Smith, T.M. y Smith, R.L. 2007. *Ecología*. Pearson/Addison Wesley. México.
- Thornes, J.B., ed. 1990. *Vegetation and erosion*. British Geomorphological Research Group. Symposia Series. John Wiley y Sons. Chichester.
- Wang, Y. Q. y Shao, M. A. 2013. Spatial variability of soil physical properties in a region of the Loess Plateau of PR China subject to wind and water erosion, *Land Degrad. Dev.*, 24, 296–304.
- Wang, Z., Johnson, D.A., Rong, Y., K. y Wang, K. 2016. Grazing effects on soil characteristics and vegetation of grassland in northern China. *Solid Earth*, 7, 55–65, doi:10.5194/se-7-55-2016
- Zhao, Y., Peth, S., Hallett, P., Wang, X., Giese, M. y Gao, Y. 2011. Factors controlling the spatial patterns of soil moisture in a grazed semi-arid steppe investigated by multivariate geostatistics, *Ecohydrology*, 4, 36–48.

## **ID-132: ESCORRENTÍA SUPERFICIAL Y ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA DEL RÍO LA ANTIGUA.**

Linda Rosiles Barrios <sup>a</sup>, Claudio Hoyos Reyes <sup>a</sup>, Uriel Antonio Filobello Niño <sup>a</sup>, Daniela Paola Lunagomez Cruz <sup>a</sup>.

<sup>a</sup>Licenciatura en Ciencias Atmosféricas, Facultad de Instrumentación Electrónica, Universidad Veracruzana, Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán S/N, 91000 Xalapa, Veracruz, México.

e-mail: rosileslinda@gmail.com; choyos@uv.mx; ufilobello@uv.mx; dani-pao28@hotmail.com

### **RESUMEN**

La escorrentía del río La Antigua, Veracruz involucra bienes y servicios que proporcionan a la sociedad veracruzana, sobre todo, en abastecimiento de agua. Por lo que se estimó el volumen de la escorrentía generada por eventos de precipitación en el periodo 2010-2016, con ello se realizó la proyección de escenarios de cambio climático. Para llevar a cabo lo anterior, se utilizó un Sistema de Modelado Hidrológico del Centro de Ingeniería de la Armada de los Estados Unidos de América. La finalidad fue obtener este volumen de escorrentía en dicha cuenca, llamándolo escenario actual. Las simulaciones, mostraron una estimación aceptable de escorrentía respecto al observado, con un coeficiente de determinación de 77.81%. Posteriormente se obtuvo la proyección de escorrentía en escenarios de cambio climático de los Modelos de Circulación General a una resolución de 30" X 30". Se concluye que los eventos aislados de precipitación podrían ser catastróficos dado que los resultados en la variación de la precipitación diaria habría un aumento del 19.88% o un decremento del 49.84%.

**Palabras clave:** escorrentía, precipitación, modelación hidrológica, cambio climático.

### **1 INTRODUCCIÓN**

El estado de Veracruz es característico de diversos fenómenos atmosféricos que afectan de manera negativa en el desarrollo económico, social y ambiental, un ejemplo son las precipitaciones extremas que ocurren normalmente a escala diaria, con efectos regional o local notables. Los eventos de precipitación pueden provocar desbordamientos en cauces e inundaciones en zonas bajas en donde la pendiente orográfica es casi nula. Lo anterior conlleva a una estimación del escurrimiento por métodos indirectos que implica utilizar técnicas y herramientas evaluadas y ajustadas e incluir las características físicas de la cuenca tal como: tipo de suelo, uso de suelo y vegetación, pendiente de la cuenca, área entre otros, que determinan en gran medida los procesos del ciclo hidrológico. Las técnicas que se utilizan para estimar el escurrimiento, tenemos los modelos numéricos considerados una herramienta valiosa, por la obtención de resultados favorables (Fernández *et al.*, 1999). El modelo numérico semi-distribuido Hydrologic Engineering Center-Hidrologic Model System (HEC-HMS) permite simular el proceso lluvia-escurrimiento en una cuenca hidrológica. Este modelo numérico tiene gran aceptación en diversas partes del mundo con el cual se han hecho diversos estudios hidrológicos (Chu y Stenman, 2009; Rodríguez, 2010; Oloche y Zhi-jia, 2010; Yener *et al.*, 2012; Arekhi, 2012 y Halwatura y Najjim, 2013).

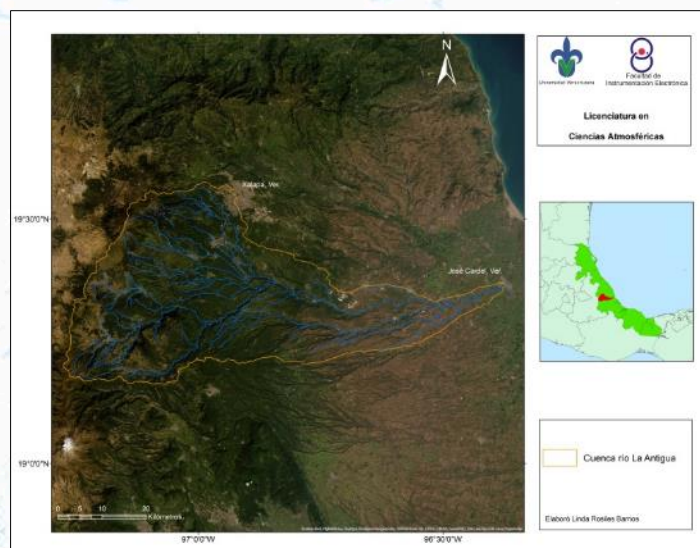
Por otro lado, en cuanto al cambio climático según el IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change 2013) en áreas tropicales (entre los 10° N y 10° S), es muy probable que la precipitación se haya incrementado entre 0.2 y 0.3% por década. Para México las observaciones instrumentales de los últimos 38 años (1941-2008) muestran que la precipitación, hasta julio del 2008 se había observado un déficit de 18% en promedio para el país (Pereyra *et al.*, 2011). Mendoza *et al.*, (1997) mencionan que unos de los principales efectos del cambio climático global podría ser un alteración del ciclo termo-hidrológico regional, acompañado de cambios en la escorrentía. En este sentido Velázquez *et al.*, (2015) analizaron el impacto potencial del Cambio Climático en los escurrimientos medio mensuales de la cuenca del río Tapaón, México para el período 2041-2070, usando el modelo hidrológico SWAT y GR4J y determinaron que el escurrimiento disminuirá fuertemente para los meses de Junio a septiembre de ese período. House *et al.*, (2016), señala que, los cambios previstos en el clima son propensos a tener efectos sustanciales en las condiciones hidrológicas de los humedales que a su vez tendrán

implicaciones para la ecología de los humedales. La evaluación de los impactos del cambio climático ecohidrológicos requiere modelos que pueden simular con precisión los niveles de agua en la resolución a escala fina a la que responden las especies y las comunidades. Por lo expuesto, este trabajo tuvo como objetivo verificar la adecuación y confiabilidad del modelo semidistribuido de transformación lluvia-escorrentamiento, basado en las ecuaciones dinámicas en conjunto con el método del Hidrograma Unitarios del Uso de Conservación de Suelos HEC-HMS. Se buscó estimar el escurrimiento en las cuencas hidrológicas de la zona central de estado de Veracruz, ajustándolo con eventos de precipitación registrados en el período de 2010-2016, posteriormente se realizaron las proyecciones con los nuevos escenarios de cambio climático, con la finalidad de obtener la disponibilidad del volumen de agua con las proyecciones de cambio climático a un horizonte cercano 2015-2039 y a un horizonte medio 2045-2069. Con la disponibilidad de agua, se beneficiaran principalmente la agricultura de riego a base de cultivos semipermanentes que presentan en las cuencas del río La Antigua, así como también dicha información es una de las principales prioridades de los hidrólogos y administradores del agua, como por ejemplo para la planeación y en el manejo del recurso hídrico.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

### *Zona en estudio*

Se trabajó en la zona centro del estado de Veracruz, con la cuenca hidrológica del río La Antigua, la cual tiene un área de 2827 Km<sup>2</sup>, se encuentran en la región RH-28 Papaloapan entre los 19° 05' y 19° 34' de latitud norte, 96° 06' y 97° 16' de longitud oeste<sup>11</sup>. Esta cuenca es una de las más importantes de Veracruz (Figura 1) por la agricultura, en ella se cultiva el café, caña de azúcar, maíz, mango, entre otros; pero además es la fuente de agua en las ciudades de Xalapa y Coatepec.



**Figura 1.** Zona en estudio, cuenca del río La Antigua, Veracruz.

### *Sistema de Modelado Hidrológico*

El modelo numérico hidrológico denominado HEC-HMS es un programa de simulación hidrológica, lineal y semidistribuido, diseñado para simular los procesos de lluvia-escorrentamiento en los sistemas de cuencas dendríticas, desarrollado en Estados Unidos de América por Army Corps of Engineers; estima hidrogramas de salida de una cuenca o varias cuencas (escorrentía máxima y tiempo pico). Para ello, se aplican algunos de los métodos de cálculo de hietogramas (precipitación total y de exceso), pérdidas por infiltración, escorrentía base, entre otros, obtenidos a partir de condiciones extremas de eventos de precipitación. Estas estimaciones se realizan a partir de la introducción de variables conocidas, como son: la precipitación media, área de la cuenca, uso de suelo y vegetación, tipo de suelo, así como el área que corresponde a cada región edafológica, entre otros. HEC-HMS, ofrece una amplia gama de posibilidades en cuanto al análisis hidrológico se refiere; dado

<sup>11</sup> [http://antares.inegi.org.mx/analisis/red\\_hidro/siatl/#](http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/#)

que utiliza diversos métodos de pérdida, transformación y flujo base, como el hidrograma unitario de Clark, el hidrograma unitario de Snyder, el método ModClark y el hidrograma unitario del SCS (Arlen, 2000).

### *Precipitación acumulada diaria*

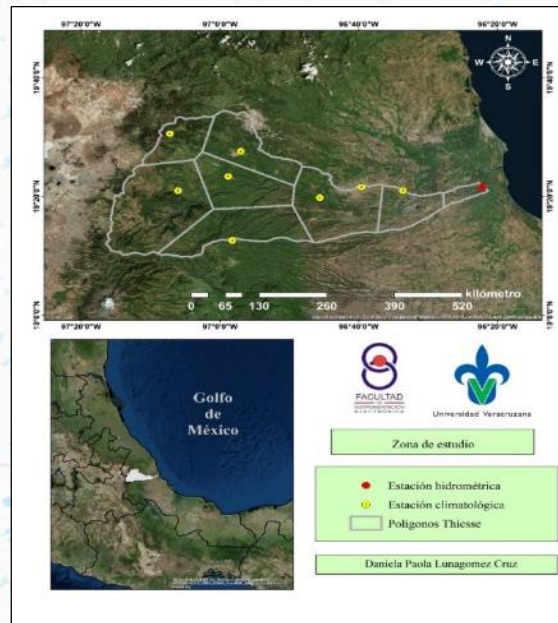
Los datos de precipitación diaria con que se alimentó HEC-HMS fueron extraídos de la base de datos CliCom-2016 (clima computarizado) que está disponible en el Servicio Meteorológico Nacional, tomando los datos del período 1997 al 2016, mientras que los valores de escorrentía se obtuvieron de las estaciones hidrométricas extraídas del Banco Nacional de Aguas Superficiales (Bandas-2015) del portal de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). Para ajustar el modelo se tomaron en cuenta eventos de precipitación y su escorrentía.

En el proceso de transformación lluvia-escorrentía fue necesario el valor de la precipitación promedio diaria de la cuenca, por ello, se utilizó la técnica de polígonos de Thiessen (Aparicio, 2010; Figura 2), esta técnica toma en cuenta el área de influencia de cada pluviómetro de la estación climatológica para obtener el valor promedio ponderado de cada evento de precipitación.

### *Otros datos necesarios*

Otros datos necesario que se utilizan para la ejecución del modelo numérico HEC-HMS son los que de cierta forma caracterizan una cuenca hidrológica como: área, pendiente, escorrentía inicial, tiempo de concentración y retardo y el número de curva hidrológico. Este último está en función del uso de suelo y vegetación, tipo de suelo y del antecedente de la humedad de las cuencas, para ello fue necesario los conjuntos de datos vectoriales disponibles en el portal web del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Por otro lado, para la realización de mapas y álgebra de mapas se utilizó el sistema de información geográfica ArcGis (Esri, 2012), mientras que para hojas de cálculo y el manejo estadístico se utilizaron Microsoft Excel y Statistica (Statsoft, 2004).



**Figura 2.** Estaciones climatológicas y su área de influencia calculada por el método de polígonos de Thiessen.

### *Nuevos escenarios de cambio climático*

Para este estudio y por su característica regional de la zona en estudio se tomó la base de datos de una muy alta resolución espacial de 30" X 30" (aproximadamente de 926 m X 926 m) de los Modelos de Circulación General (MCG) que se muestran en la tabla 1, también se indican nombre, institución y país donde se generaron. Esto modelos fueron estructurados para dos forzamientos radiativos de: 4.5 y 8.5 watts/m<sup>2</sup> (con tendencia para el año

2100 creciente) y con tres horizontes futuro cercano (2015-2039), futuro medio (2045-2069) y un futuro lejano (2075-2099).

**Tabla 1.** Modelos de Circulación General de cambio climático utilizados.

Modelo	Institución que lo desarrolló	País
CNRMCM5	Centre National de Recherches Météorologiques	Francia
GFDL_CM3	Geophysical Fluid Dynamic Laboratory	Estados Unidos
HADGEM2_ES	Met Office Hadley Centre	Reino Unido
MPI_ESM_LR RCP	Max Planck Institute for Meteorology	Alemania

### 3 RESULTADOS

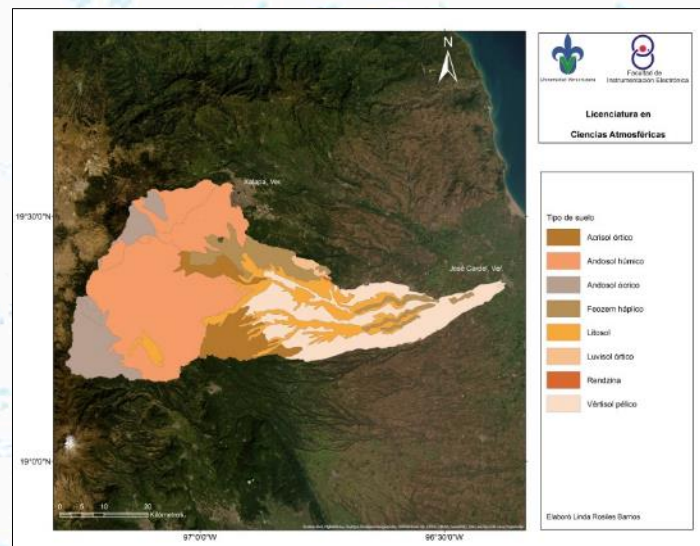
En la depuración de datos de precipitación diaria se obtuvieron 13 eventos (tormentas) en el período 2010-2016. En la caracterización física de la cuenca los resultados se muestran en la tabla 2.

**Tabla 2.** Caracterización fisiográfica de la cuenca del río La Antigua.

Área* 2143 km <sup>2</sup>	Altura máxima 4,169 msnm
Longitud cauce principal 140.7 km	Número de curva 75
Longitud de la cuenca 82.4 km	Tiempo de concentración 9.48 h.
Altura mínima 28 msnm	Tiempo de retraso 341 min

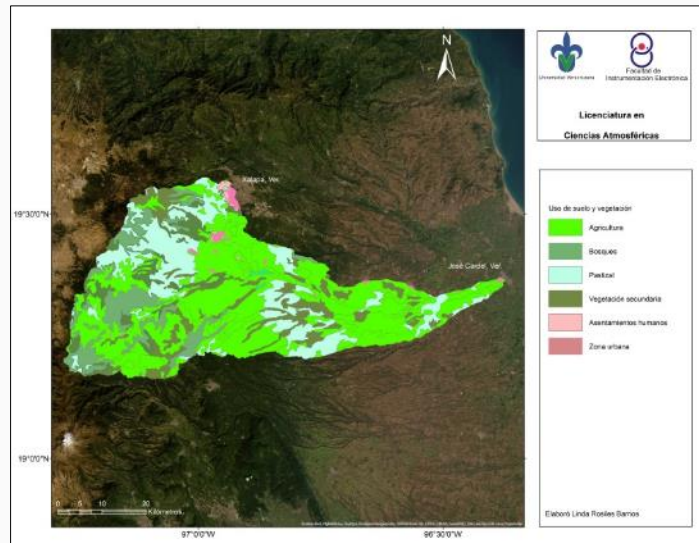
\* Área modificada a partir de aguas arriba de la estación hidrométrica Cardel

Con los conjuntos de datos vectoriales de la carta edafológica serie II con una escala de 1:250,000 tomada del portal de Inegi (2014). En la cuenca del río La Antigua se encontraron 8 tipos de suelo (Figura 3).



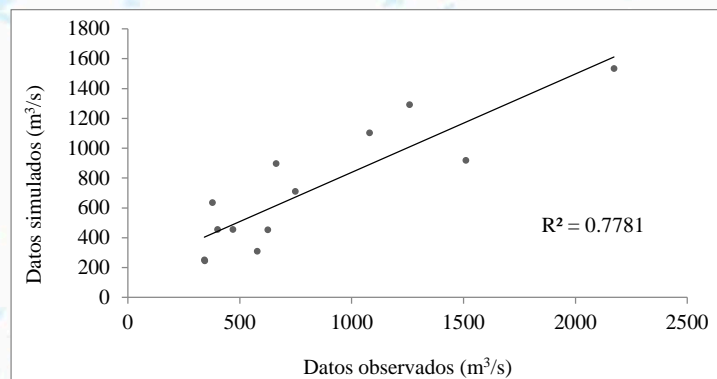
**Figura 3.** Mapa edafológico de la cuenca del río La Antigua.

Con los conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación de la series V a una escala de 1:250,000 (Inegi, 2013) la vegetación y usos de suelo de la cuenca del río La Antigua se ilustran en figura 4.



**Figura 4.** Mapa de uso de suelo y vegetación para la cuenca del río La Antigua.

Con los datos de entrada anteriormente expuestos, se ejecutó HEC-HMS para 13 eventos de precipitación. Este mostró un coeficiente de determinación de 77.81% (Figura 5).



**Figura 5.** Relación de gasto máximo observado y máximo simulado.

La estimación del volumen de agua que dejaron fluir los 13 eventos de precipitación a la parte baja de la cuenca, punto de referencia estación hidrométrica Cardel, se muestra en la tabla 3.

**Tabla 3.** Volumen de agua que se originaron de 13 eventos de precipitación en la cuenca del río La Antigua.

Tormenta	Volumen 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Jul 22-28 de 2010	2,819.52
Sep 16-20 de 2010	2,222.14
Jun 30-03 de 2011	2,311.45
Ago 09-12 de 2012	3,219.77
Jun 20-24 de 2013	2,446.32
Jul 05-08 de 2013	595.20
Ago 25-29 de 2013	1,194.24
Ago 30-01 de 2013	111.49
Sep 08-12 de 2013	1,298.35
Sep 14-17 de 2013	157.08
Sep 19-21 de 2013	900.20
Sep 22-24 de 2013	158.86

*Escenarios de volumen de agua con MCG de cambio climático.*

El volumen de agua de la tabla 3 se consideró como volumen actual y con los MCG se crearon los escenarios de cambio climático a futuro cercano (2015-2039), futuro medio (2045-2069) y un futuro lejano (2075-2099) (Tabla 4).

El MCG CNRMCM5 con un forzamiento radiativo de 4.5 watts/m<sup>2</sup>, de los 13 eventos indica 12 escenarios de decrementos en un futuro cercano, mismo indicativo para el futuro lejano, mientras que para el futuro medio siete de 13 eventos indica un escenario de decremento. Sucesivamente para el resto de los MCG, indicando que del total de eventos analizados en su mayoría muestran escenarios de decremento.

**Tabla 4.** Volumen de agua con escenarios de cambio climático (Volumen 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>).

<b>Evento registrado Jul 22-28 de 2010</b>									
<b>Cuenca</b>	Escenario base	CNRMCM5_4.5	CNRMCM5_8.5	GFDL_C3_4.5	GFDL_C3_8.5	HADGEM2_ES_4.5	HADGEM2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	2819.52	2620.11	3045.79	2709.13	2557.51	3065.57	2685.65	2774.45	2724.77
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	2819.52	2564.55	27.43	2709.80	2655.33	2648.40	2685.65	2555.46	2602.71
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	2819.52	2486.68	2614.26	2536.50	2598.71	3057.17	2597.73	2618.80	2626.07
<b>Evento registrado Sep 16-20 de 2010</b>									
<b>Cuenca</b>	Escenario base	CNRMCM5_4.5	CNRMCM5_8.5	GFDL_C3_4.5	GFDL_C3_8.5	HADGEM2_ES_4.5	HADGEM2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	2222.14	1995.82	2412.91	2128.23	2134.51	2225.46	2379.43	2224.90	2306.84
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	2222.14	2314.17	2375.52	1957.39	2046.53	2225.46	2379.43	2212.93	2109.84
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	2222.14	2172.03	2210.93	2032.92	1597.59	1957.96	1946.95	2243.14	2190.60
<b>Evento registrado Jun 30-03 de 2011</b>									
<b>Cuenca</b>	Escenario base	CNRMCM5_4.5	CNRMCM5_8.5	GFDL_C3_4.5	GFDL_C3_8.5	HADGEM2_ES_4.5	HADGEM2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	2311.45	2163.53	2503.14	2225.87	2121.31	2505.58	2200.33	2310.49	2261.53
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	2311.45	2123.83	2261.94	2223.32	2174.33	2201.03	2200.33	2143.06	2226.53
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	2311.45	2088.17	2173.32	2100.41	2133.14	2498.04	2163.75	2195.19	2236.64
<b>Evento registrado Ago 09-12 de 2012</b>									
<b>Cuenca</b>	Escenario base	CNRMCM5_4.5	CNRMCM5_8.5	GFDL_C3_4.5	GFDL_C3_8.5	HADGEM2_ES_4.5	HADGEM2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	3219.77	2884.59	3030.58	2790.68	2562.62	2410.56	2399.10	2811.46	2819.46
		Escenario horizonte medio							



Río La Antigua	3219.77	2451.19	2560.61	2545.99	2387.89	2303.67	2394.09	2649.76	2669.95
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	3219.77	2581.62	2366.19	2536.63	2274.27	1900.33	1904.14	2697.08	2271.04
<b>Evento registrado Jun 20-24 de 2013</b>									
<b>Cuenca</b>	Escenario base	CNRMC M5_4.5	CNRMC M5_8.5	GFDL_C M3_4.5	GFDL_C M3_8.5	HADGEM 2_ES_4.5	HADGEM 2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	2446.32	2419.13	2635.12	2427.16	2437.18	2538.53	2320.46	2654.85	2556.07
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	2446.32	2313.51	2412.07	2436.85	2417.84	2492.56	2320.46	2599.29	2932.69
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	2446.32	2492.34	2431.57	2446.32	2337.15	2503.43	2376.75	2600.28	2728.79
<b>Evento registrado Jul 05-08 de 2013</b>									
<b>Cuenca</b>	Escenario base	CNRMC M5_4.5	CNRMC M5_8.5	GFDL_C M3_4.5	GFDL_C M3_8.5	HADGEM 2_ES_4.5	HADGEM 2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	595.20	540.56	662.52	564.58	522.20	666.15	559.25	583.21	570.55
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	595.20	529.02	576.50	561.41	545.73	552.93	559.25	523.20	535.29
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	595.20	507.79	541.40	516.56	534.13	663.75	544.32	541.31	545.15
<b>Evento registrado Ago 25-29 de 2013</b>									
<b>Cuenca</b>	Escenario base	CNRMC M5_4.5	CNRMC M5_8.5	GFDL_C M3_4.5	GFDL_C M3_8.5	HADGEM 2_ES_4.5	HADGEM 2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	1194.24	1194.24	1264.78	1146.99	1038.22	963.01	958.08	1160.18	1163.90
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	1194.24	984.54	1035.75	1029.15	955.16	920.71	958.08	1080.33	1092.08
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	1194.24	1061.82	942.22	1023.15	901.36	732.15	728.59	1105.79	908.09
<b>Evento registrado Ago 30-01 de 2013</b>									
<b>Cuenca</b>	Escenario base	CNRMC M5_4.5	CNRMC M5_8.5	GFDL_C M3_4.5	GFDL_C M3_8.5	HADGEM 2_ES_4.5	HADGEM 2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	111.49	107.33	123.64	104.61	90.61	86.53	88.72	107.35	109.99
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	111.49	90.47	97.83	89.17	82.12	80.53	88.72	96.74	97.15
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	111.49	95.83	83.98	89.45	69.67	57.32	55.92	101.15	77.63
<b>Evento registrado Sep 08-12 de 2013</b>									
<b>Cuenca</b>	Escenario base	CNRMC M5_4.5	CNRMC M5_8.5	GFDL_C M3_4.5	GFDL_C M3_8.5	HADGEM 2_ES_4.5	HADGEM 2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	1298.35	1165.26	1407.34	1242.72	1247.31	1301.02	1389.62	1300.85	1350.38

		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	1298.35	1352.80	1386.07	1145.81	1196.50	1301.02	1389.62	1296.80	1233.93
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	1298.35	1268.62	1294.31	1186.51	936.94	1146.14	1142.25	1311.29	1284.23
Evento registrado Sep 14-17 de 2013									
Cuenca	Escenario base	CNRMCM5_4.5	CNRMCM5_8.5	GFDL_C M3_4.5	GFDL_C M3_8.5	HADGEM 2_ES_4.5	HADGEM 2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	157.08	132.43	176.87	146.67	147.96	158.13	174.55	158.13	167.48
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	157.08	167.66	173.36	130.42	138.96	158.13	174.55	157.79	146.94
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	157.08	151.24	156.77	136.32	94.60	130.70	130.38	160.83	156.86
Evento registrado Sep 19-21 de 2013									
Cuenca	Escenario base	CNRMCM5_4.5	CNRMCM5_8.5	GFDL_C M3_4.5	GFDL_C M3_8.5	HADGEM 2_ES_4.5	HADGEM 2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	900.20	798.81	985.47	858.00	861.14	902.23	971.02	902.07	939.23
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	900.20	941.98	968.60	786.50	822.20	902.23	971.02	898.22	850.43
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	900.20	878.19	896.34	815.09	625.55	783.01	779.28	910.30	887.84
Evento registrado Sep 22-24 de 2013									
Cuenca	Escenario base	CNRMCM5_4.5	CNRMCM5_8.5	GFDL_C M3_4.5	GFDL_C M3_8.5	HADGEM 2_ES_4.5	HADGEM 2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	158.86	135.59	178.17	149.19	149.72	159.24	174.57	159.20	168.52
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	158.86	168.66	174.10	132.09	140.75	159.24	174.57	158.78	146.63
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	158.86	153.55	158.48	139.40	97.65	132.10	131.87	160.41	156.04
Evento registrado Sep 25-27 de 2013									
Cuenca	Escenario base	CNRMCM5_4.5	CNRMCM5_8.5	GFDL_C M3_4.5	GFDL_C M3_8.5	HADGEM 2_ES_4.5	HADGEM 2_ES_8.5	MPI_ESM_LR_4.5	MPI_ESM_LR_8.5
		Escenario horizonte cercano							
Río La Antigua	151.62	126.29	172.93	140.97	141.95	152.48	169.92	152.44	161.91
		Escenario horizonte medio							
Río La Antigua	151.62	162.36	168.97	123.18	132.52	152.44	169.92	151.82	140.28
		Escenario horizonte lejano							
Río La Antigua	151.62	145.79	151.00	130.10	86.46	123.52	122.78	154.88	150.10

Los resultados de los escenarios del volumen de agua muestran variación (tabla 4), es decir algunos modelos indican incrementos considerables, mientras que en su mayoría MCG presentan un decremento (marcados en rojo).

#### 4. CONCLUSIONES

La base de datos que se trabajó presenta muchas deficiencias en el sentido de falta de datos e inconsistencia de valores, con el resultado de la depuración de las estaciones climatológicas quedaron pocas y en algunos casos están muy separadas una de la otra. En cuando al volumen de agua no se debe dejar fluir por el cauce principal en temporadas de lluvia a la zonas bajas, dado que es un desperdicio, se podría retener en cuerpos de agua en las partes medias y altas para mitigar efectos de una sequía, dado que algunos MCG mostraron decrementos considerables de hasta un 49.84%. Este trabajo servirá de antecedente en futuros estudios realizados a cuencas hidrológicas para la planeación de obras hidráulicas y/o la administración del recurso hídrico, así como de referencia para el estudio de la escorrentía generada con escenarios de cambio climático una vez que éstos hayan sido actualizados para décadas recientes.

#### 5. LITERATURA CITADA

Aparicio, F. J., 2015. Fundamentos de Hidrología de Superficie. Limusa México, 303p.

Arekhi, S., 2012. Runoff modeling by HEC-HMS Model (Case Study: Kan watershed, Iran), International Journal of Agriculture and Crop Sciences, 4(23), 1807-1811pp.

Arlen, R. D. 2000. Hydrologic Modeling System HEC-HMS, Technical Reference Manual. US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, 149. En [https://www.hec.usace.army.mil/software/hechms/documentation/HEC-HMS\\_Technical%20Reference%20Manual\\_\(CPD-74B\).pdf](https://www.hec.usace.army.mil/software/hechms/documentation/HEC-HMS_Technical%20Reference%20Manual_(CPD-74B).pdf).

Chu, X. and Steinman, A., 2009. Event and Continuous Hydrologic Modeling with HEC-HMS. J. Irrig. Drain Eng., 10.1061/(ASCE)0733-9437(2009)135:1(119), 119-124pp.

Esri, 2012. ArcGIS, 10.1 ed. Environmental Scientific Research Institute, Redlands, USA.

Fernández, D. S, J. L. Oropeza, M. Martínez, B. Figueroa y O. L. Palacios, 1999. Aplicación del modelo hidrológico SWRRB en la cuenca “El Tejocote, Atlacomulco, Estado de México”, Agrociencia, 33:1-9pp.

Halwatura, D. and Najjim, M. M. M., 2013. Application of the HEC-HMS model for runoff simulation in a tropical catchment, Environmental Modeling and Software 46, 155-162pp.

House AR, JR Thompson y MC Acreman, 2016. “Projecting impacts of climate change on hydrological conditions and biotic responses in a chalk valley riparian wetland”. Journal of Hydrology, USA, vol. 534, pp. 178-192.

Inegi, 2013. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación escala 1:250,000, serie V, escala: 1:250000, edición: 2a. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Aguascalientes. En <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/ntm/> consultado en marzo 2018.

Inegi, 2014. Conjunto de datos vectoriales edafológico, escala 1:250,000 serie II. (Continuo Nacional), escala: 1:250000, edición: 2. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Ags., México. En <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/ntm/> consultado en marzo 2018.

IPCC, 2014: Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 157p.

Mendoza, V. M., E. E. Villanueva and J. Adem, 1997. Vulnerability of basins and watersheds in Mexico to global climate change, Climate Research, no. 9, 139-145pp.

Oloche O. J. and Zhi-jia L., 2010. Application of HEC-HMS for flood forecasting in Misai and Wan'an catchments in China. *Water Science and Engineering*. 3(1), 14–22pp. doi:10.3882/j.issn.1674-2370.2010.01.002.

Pereyra D, Cruz-Torres DG y Pérez-Sesma JAA, 2011. La Evapotranspiración Real (ETR) en la cuenca del río La Antigua, Veracruz: estado actual y ante escenarios de cambio climático”, *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, México*, vol. 75, 37-50pp.

Rodríguez, Y., N. Marrero de León, y Laura Gil, 2010. Rainfall-runoff model for Reno's river basin. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*. 19(2):31-37pp.

StatSoft, Inc., 2004. Statistica (data analysis software system) version 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).

Velázquez, J. A., Troin M. y Caya, D., 2015. Hydrological Modeling of the Tampaon River in the Context of Climate Change. *Tecnología Ciencia del Agua*. vol. 6(5), 17-30 pp.

Yener, M. K., Sorman, A. U., Sorman, A. A., Sensoy, A. and Gezgin, T., 2012. Modeling Studies with HEC-HMS and Runoff Scenarios in Yuvacik Basin, Turkiye, *International Congress on River Basin Management*, 621-634pp.

## **ID-136: VALORACIÓN DE LA EXPORTACIÓN DE N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> DE LAS ESCORRENTÍAS HACIA AGUAS SUPERFICIALES EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO USUMACINTA, TABASCO.**

Yajaira CRUZ ALCUDIA<sup>a</sup>, Itzel, GALAVIZ-VILLA<sup>a</sup>, Adán, CABAL PRIETO<sup>b</sup>,  
Cinthia A, SOSA-VILLALOBOS<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Tecnológico Nacional de México/ Instituto Tecnológico de Boca del Río.  
Boca del Río, Ver. México, [yajaira.cruz.alcudia@outlook.es](mailto:yajaira.cruz.alcudia@outlook.es)

<sup>b</sup>Tecnológico Nacional de México/ Instituto Tecnológico Superior de Huatusco  
Huatusco, Veracruz, México, [adan1975@hotmail.com](mailto:adan1975@hotmail.com)

### **RESUMEN**

Las cuencas hidrográficas son un cuerpo receptor de exportación de nutrientes; reciben de manera directa e indirecta altas concentraciones de compuestos orgánicos e inorgánicos, producto de las actividades agropecuarias; la exportación de nutrientes hacia aguas superficiales se ve favorecida por la escorrentía superficial que transporta compuestos del suelo al agua; lo que representa, actualmente, un problema de contaminación en ecosistemas acuáticos. La exportación desencadena efectos negativos, tales como; la proliferación acelerada de algas, eutrofización, deficiencia de oxígeno, anoxia y pérdida de biota que altera la calidad del agua. El objetivo de esta investigación fue valorar la exportación N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de las escorrentías hacia aguas superficiales, en la cuenca baja del río Usumacinta, en Tabasco. Se empleó el método colorimétrico automatizado de la EPA 353.2 – 1993 para el análisis químico; y se obtuvieron los valores de exportación mediante la fórmula propuesta por Oyarzún y Cárdenas, se obtuvo la distribución de la exportación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en la cuenca baja mediante el software ArcGIS versión 13.3 utilizando el método de interpolación Bayesian Kriging. Los resultados obtenidos muestran concentraciones de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> desde 0.0061 mg L<sup>-1</sup> en Tenosique; 0.9139 y 1.08 mg L<sup>-1</sup> en Jonuta y Emiliano Zapata, respectivamente; valores que se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles (10 mg L<sup>-1</sup>) de acuerdo con los criterios ecológicos de calidad del agua en México. Las exportaciones de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> obtenidas por municipio fueron: 0.083, 0.069 y 0.17 mg m<sup>-2</sup> mes<sup>-1</sup> en Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta, respectivamente. La distribución espacial de este compuesto (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) en el área de estudio es de 0.13 mg m<sup>-2</sup> mes<sup>-1</sup>, el cual ingresa a aguas superficiales de la cuenca baja del río Usumacinta, Tabasco. Se observó que los altos niveles de precipitación, escurrimiento superficial, tipo de suelo (gleysol y vertisol), actividades agrícolas (de temporal) y pecuarias (pastizales cultivados); son factores que incrementan los valores de exportación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> hacia aguas superficiales.

**Palabras clave:** Calidad del agua, nutrientes, actividades agropecuarias, fuentes difusas de contaminación

## 1 INTRODUCCIÓN

La cuenca del Río Usumacinta cuenta con una superficie territorial de 7,245.47 km<sup>2</sup> y un caudal de aproximadamente 1,700 m<sup>3</sup>S<sup>-1</sup> (Benassini, 1972); el 58% de superficie de la cuenca pertenece a Guatemala y el resto a Belice y México (March y Castro, 2016).

La cuenca del Usumacinta se origina en las montañas de Chamá y los Cuchumatanes donde drena el río Chixoy del altiplano guatemalteco (Soares y García 2017). Éste continua su recorrido en la parte media de la cuenca en Belice hasta drenar a la parte baja en territorio mexicano, donde se une con los ríos La Pasión, Salinas y Lacantún, para formar el río Usumacinta (García y Kauffer, 2011). El río Usumacinta es el cauce principal de la cuenca baja, este riega los municipios de Tenosique, Balancan, Emiliano Zapata, Jonuta y Centla pertenecientes al estado de Tabasco; y por último, desemboca en el Golfo de México (García y Kauffer, 2011).

La cuenca se encuentra entre las seis cuencas fronterizas con mayor impacto ambiental por el cambio de uso de suelo y adaptaciones de tierra para la agricultura y la ganadería (García y Kauffer, 2009). La topografía y la pendiente de los terrenos agropecuarios son factores que favorecen la escorrentía y transporte de nitrógeno del suelo hacia los cuerpos de agua (Collado, 2008). La determinación de la exportación de compuestos inorgánicos hacia aguas superficiales, en áreas con alta actividad agropecuaria, permite evaluar el impacto de las fuentes difusas de contaminación sobre la calidad del agua (Lin, 2004). Esto permite la planificación de estrategias para la mitigación y control del impacto de éstas sobre el ecosistema. Por lo anterior, el objetivo de este proyecto fue evaluar la variación de la exportación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de las escorrentías hacia aguas superficiales en distintos tipos y usos de suelo en zonas agropecuarias de la cuenca baja del río Usumacinta, Tabasco.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La presente investigación se realizó en la cuenca baja del río Usumacinta localizada en el estado de Tabasco entre los paralelos 14° 50' y 18° 45' de latitud Norte y los meridianos 89° 20' y 92° 40' de longitud al Oeste; con una superficie total de aproximadamente 7,245.47 km<sup>2</sup> (March y Castro, 2010). Interactúa con las subregiones los Ríos y Pantanos en el estado de Tabasco y pertenece a la región hidrográfica del Río Usumacinta. Los municipios involucrados en el estudio fueron, Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta pertenecientes al estado de Tabasco (Figura 1).

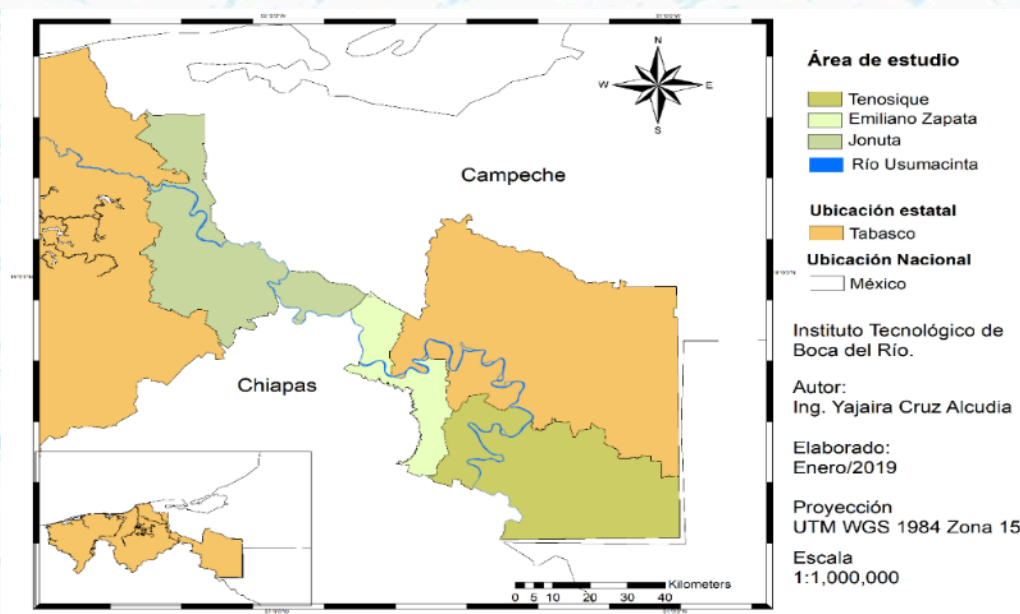


Figura 1. Área de estudio.

El clima en la cuenca baja del río Usumacinta es cálido y húmedo con lluvias todo el año y transición a semicálido en regiones montañosas (Carabias *et al.*, 2015). De acuerdo con los valores reportados por el CICESE (2015) en el periodo 2011-2015 la cuenca baja de río Usumacinta presentó una temperatura promedio anual de 27.4 °C; con una mínima de 26 °C y una máxima de 32 °C; y una precipitación entre 1421 y 1885 mm. De acuerdo con la carta edafológica 1:600,000 del INEGI, el suelo con mayor extensión territorial es el gleysol (eutrico, húmico, molico y vertico) seguido del vertisol pelico. Los suelos gleysoles presentan grietas superiores a 1 cm de ancho en los primeros 50 cm, y un contenido de arcilla superior al 35% en temporada de estiaje. Es rico en nutrientes y se encuentra en condición de inundación casi permanente. Estas características permiten el crecimiento de vegetación acuática como popal-tular, así como sabana y pastizales cultivados e inducidos (INEGI,2016). De acuerdo con la carta de uso de suelo y vegetación del INEGI (2016), el uso de suelo con mayor extensión territorial en el área de estudio es la actividad pecuaria (pastizal cultivado e inducido) y agricultura (semi temporal y temporal).

### Muestreo

Los criterios de selección para la toma de muestras de escorrentías y aguas superficiales fueron; vías de acceso, tipo y uso de suelo, y fuentes puntuales de contaminación. Los sitios de muestreo de agua superficial se ubicaron en Boca del Cerro, Puente Chablé y puente Jonuta y los sitios de muestreo de escorrentía superficial fueron ubicados en los municipios de Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta, pertenecientes al estado de Tabasco (Figura 2).

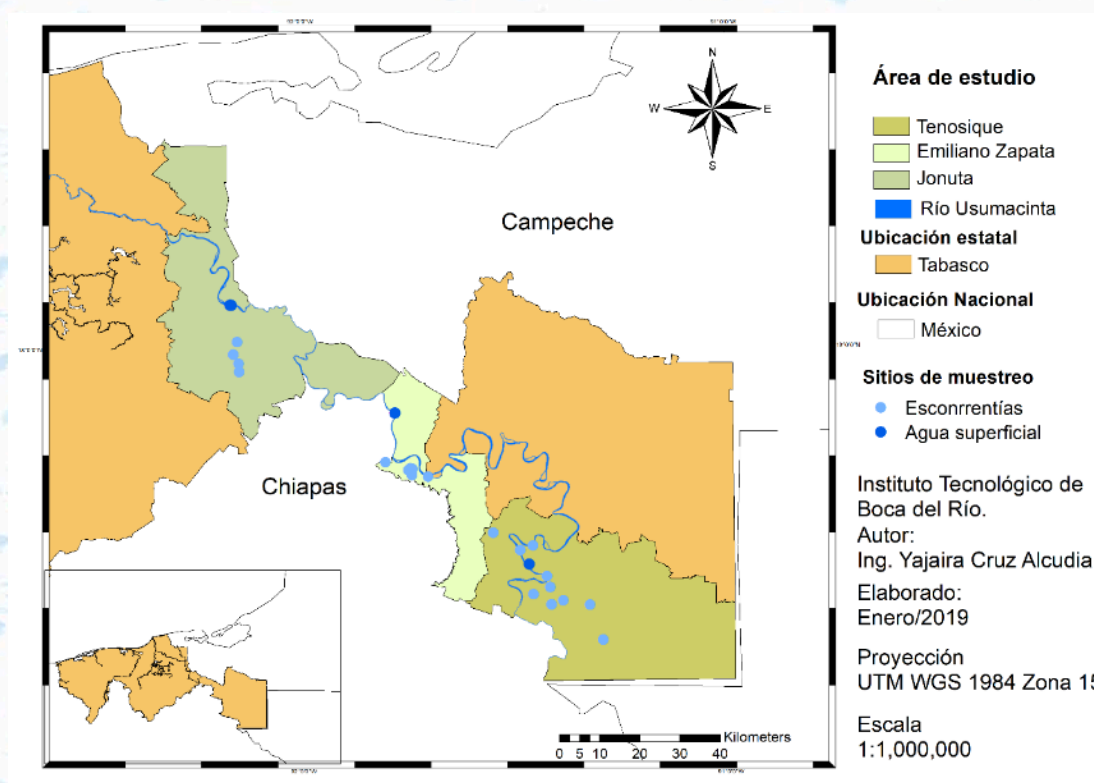


Figura 2. Ubicación de sitios de muestreo en el área de estudio.

Las muestras de agua superficial fueron recolectadas durante un periodo anual (mayo 2017 - mayo 2018); mediante doce campañas de muestreo de las que se obtuvieron 12 muestras. Las muestras de agua fueron recolectadas en envases de plástico de 500 ml, el manejo y transporte fue realizado de acuerdo a lo establecido por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA, 2017). Las muestras de escorrentía fueron recolectadas durante la temporada de lluvias dentro de las campañas de muestreo y se obtuvieron 21 muestras.

El procedimiento consistió en colocar tres dispositivos *Storm Water Sampler* por punto de muestreo, cada uno con una botella muestreadora; una vez registradas las primeras lluvias, los dispositivos fueron recolectados de acuerdo con los lineamientos propuestos para el manejo y transporte de muestras que establece el IMTA (2017). Durante las campañas de muestreo se empleó un transductor de montaje espejo Airman P66, con el cual se obtuvieron datos de profundidad y velocidad del agua, para determinar el caudal del río.

#### Análisis de laboratorio

El método para la determinación de nitrógeno total (NTK) y nitrógeno de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en aguas superficiales está establecido en la Norma Mexicana AA-079-SCFI-2001 y AA-026-SCFI-2010, respectivamente. Para el análisis de escorrentías se aplicó el método EPA 353.2-1993, el cual permite la simplificación, automatización, confiabilidad y certeza de los resultados (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Métodos de análisis químico de nitrógeno de nitratos.

Muestra	Parámetro	Método de análisis
Agua Superficial	Nitrógeno de nitratos	Reducción con cadmio cuperizado y de sulfato de brucina.
Escorrentías	Nitrógeno de nitratos	Colorimétrico automatizado

#### Método de exportación

La exportación de  $\text{N-NO}_3^-$  se obtuvo con las concentraciones del compuesto en la escorrentía y el caudal del Río Usumacinta en temporada de lluvias ( $\partial^*Q$ ). Donde  $\partial$  es la concentración de nitrógeno de nitratos ( $\text{mg l}^{-1}$ ),  $Q$  el caudal ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ).

#### Método de distribución espacial

La distribución de  $\text{N-NO}_3^-$  se realizó por el método de interpolación Empirical Bayesian Kriging mediante el software ArcMap 10.3.

#### Análisis estadístico

Las concentraciones de nitrógeno de nitratos ( $\text{N-NO}_3^-$ ) en la escorrentía de las zonas agropecuarias y aguas superficiales del río Usumacinta, fueron interpretadas mediante estadística descriptiva y se compararon con los criterios establecidos en la normatividad. Los valores obtenidos del caudal del río Usumacinta se clasificaron por temporadas y se emplearon aquellos correspondientes a la temporada de lluvias. Los valores de exportación de  $\text{N-NO}_3^-$  fueron interpretados de acuerdo a la superficie de uso de suelo por municipio del área de estudio. Se aplicó la geoestadística para identificar la distribución espacial de las zonas de riesgo por contaminación de  $\text{N-NO}_3^-$ . Finalmente, se realizó de correlación ( $\sigma$ , 05) entre la exportación de  $\text{N-NO}_3^-$  y las concentraciones de este compuesto en aguas superficiales.

### 3 RESULTADOS

Las concentraciones de nitrógeno de nitratos ( $\text{N-NO}_3^-$ ) están representadas por los valores máximos 0.50, 0.63 y 0.54  $\text{mg l}^{-1}$  en los sitios de Boca del cerro, Puente Chablé y Puente Jonuta, respectivamente (Cuadro 2). Las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  en escorrentías, están representadas por los valores máximos de 1.85, 2.90 y 2.22  $\text{mg l}^{-1}$  en los sitios de Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta, respectivamente (Cuadro 3).



**Cuadro 2.** Concentraciones de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Agua superficial.

Clave	Sitio	Concentración máxima (mg l <sup>-1</sup> )	Promedio / Desviación estándar
R <sub>1</sub>	Boca del cerro	0.50	0.31±0.10
R <sub>2</sub>	Puente Chablé	0.63	0.25±0.16
R <sub>3</sub>	Puente Jonuta	0.54	0.24±0.13

**Cuadro 3.** Concentraciones de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> escorrentías.

Clave	Sitio	Concentración máxima (mg l <sup>-1</sup> )	Promedio / Desviación estándar
ESC	Tenosique	1.85	0.43±0.61
ESC	Emiliano Z.	2.90	0.83±1.08
ESC	Jonuta	2.22	1.62±0.91

La exportación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se representó por los valores; 0.083, 0.069 y 0.17 mg m<sup>-2</sup> mes<sup>-1</sup> en Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta, respectivamente; la exportación obtenida en áreas con uso de suelo pecuario y agrícola se representó por los valores 10013, 1738 y 11206 mg m<sup>-2</sup>mes en Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta, respectivamente (Cuadro 4).

**Cuadro 4.** Exportación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> con uso de suelo pecuario y agricultura.

Sitio	Uso de suelo (m <sup>2</sup> )	Exportación N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg m <sup>-2</sup> mes)
Tenosique	1194479400	10013
Emiliano Zapata	251564300	1738
Jonuta	651359200	11206

La evaluación de la distribución espacial de la exportación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> permitió identificar las zonas donde se concentraron los mayores aportes de este compuesto, y Jonuta es el municipio más impactado por el transporte de este mismo, seguido de Emiliano Zapata y Tenosique. La interpolación presentó valores máximos 0.13 mg m<sup>-2</sup> mes<sup>-1</sup> de distribución de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Figura 3).

El análisis de correlación ( $\alpha$ , 0.05) entre la exportación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y las concentraciones de este compuesto en aguas superficiales determina que no existe una relación estrecha entre las variables estudiadas ( $R^2= 0.006$ ).

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las concentraciones de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en aguas superficiales no rebasaron los 5 mg L<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89). No se identificó una normativa aplicable a las concentraciones de los compuestos estudiados en escorrentías superficiales. Por tanto, no se obtuvo evidencia suficiente para atribuir que las concentraciones de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en las escorrentías modifiquen significativamente la calidad del agua de la cuenca baja del Río Usumacinta. Sin embargo, pese a que las concentraciones reportadas de este compuesto fueron bajas, no se puede despreciar que el aporte es constante y el impacto existente. Los contaminantes de procedencia no localizada (difusa) se infiltran en el suelo y contaminan las aguas tanto subterráneas como superficiales (Hernández *et al.*, 2013).

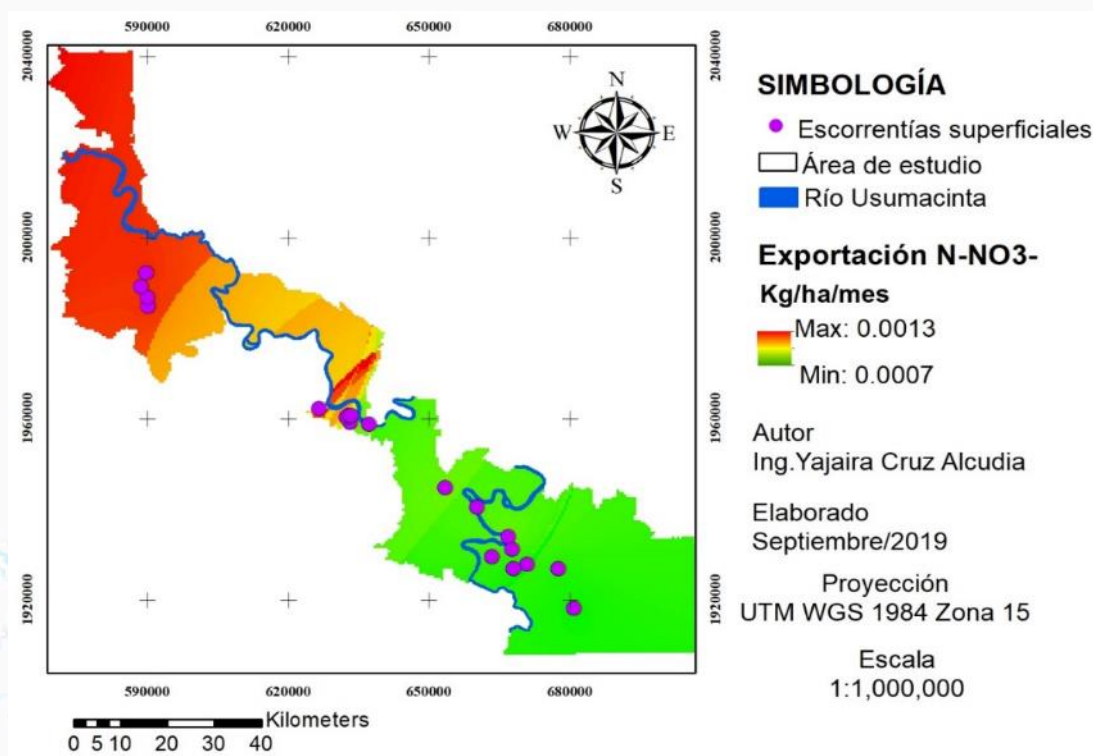


Figura 3. Exportación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en la cuenca baja del Río Usumacinta, Tabasco.

Los valores máximos de exportación de nitrógeno de nitratos se presentaron en el municipio de Jonuta; aun cuando en éste se ubicaron menor cantidad de sitios de muestreo (cuatro), en comparación con Tenosique (diez sitios), y Emiliano Zapata (siete sitios). Por lo tanto, Jonuta tiene la influencia del transporte de compuestos de fuentes localizadas y no localizadas de las partes altas de la cuenca en adición con el aporte de compuesto por la propia cuenca baja. El uso de suelo (agrícola y pecuario) tuvo una fuerte influencia en el incremento de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en escorrentías y aguas superficiales ya que tan solo en Jonuta el área destinada para actividades agropecuarias es de 651,359,200 m<sup>2</sup> (INEGI, 2016), la cual está sujeta al impacto de la aplicación de fertilizantes a base nitratos en agua de riego o por aplicación directa; esto incrementa la concentración del nutriente en los primeros 10 cm del suelo (Torrez *et al.*, 2005). Se observó que las características del suelo determinan el nivel de exportación de estos compuestos hacia aguas superficiales; debido a que los suelos gleysoles y las altas precipitaciones permiten la saturación suficiente para que el N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> sea transportado en la escorrentía por la alta solubilidad de este compuesto en el agua (Torrez *et al.*, 2005).

México no cuenta con programas específicos que ayuden a combatir el problema de contaminación difusa, a causa en gran medida por su complejidad. Sin embargo, la actualización de las bases de datos del sector agropecuario, la mejora en la coordinación entre dependencias de gobierno y el sector público y privado, además del monitoreo de la calidad del agua; podrían llegar a ser componentes clave para resolver los problemas de contaminación difusa de cuerpos de agua en territorio nacional. Además de la implementación de un plan de buenas prácticas agrícolas que puedan ser de utilidad para minimizar los impactos actuales (Aguilar y Pérez, 2007).

## 5. AGRADECIMIENTOS

Al Fondo Sectorial CONAGUA-CONACYT por el financiamiento otorgado para la realización del proyecto general 0248265-2014 “Efecto de las fuentes difusas de contaminación en la calidad del agua del Río Usumacinta en el estado de Tabasco”. Al Tecnológico Nacional de México/ Instituto Tecnológico de Boca del Río, por las facilidades prestadas en la realización de este proyecto.

## LITERATURA CITADA

- ÁLVAREZ, C. M., ANGELER, G.D., (2007). Exportación de nutrientes en las cuencas hidrográficas de Latinoamérica: una recopilación. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3 (1): 31-43.
- ARAUZO, M., VALLADOLID, M., MARTÍNEZ, B. J. J., GUTIÉRREZ, C. (2006). Dinámica espacio-temporal del contenido en nitrato de las aguas superficiales y subterráneas de la cuenca del rioja (La Rioja, España) Vulnerabilidad del acuífero aluvial. *Revista Limnetica* 25 (3): 753-762.
- BENASSINI, O., (1972). Aprovechamiento de los ríos internacionales mexicano-guatemaltecos, *Revista Recursos Hidráulicos*, 1 (4): 414-427.
- CARABIAS, J., DE LA MAZA, J., CADENA, R. (2015). Conservación y desarrollo sustentable en la Selva Lacandona. Libro digital, Publicado en revista *Natura Mexicana* disponible en el sitio web: <http://www.naturamexicana.org.mx>.
- COLLADO, G. C. B., (2008). Contaminación de las aguas subterráneas por nitratos provenientes de la utilización de purines de cerdo en la agricultura. Tesis. Fecha de consulta Abril 2019.
- CCA (1989). Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. DOF 14 de diciembre 1989. México.
- EPA. (1993). Method 353.1, Revision 2.0, Determination of Nitrate-Nitrite Nitrogen by Automated Colorimetry Colorimetry. Fecha de consulta Septiembre 2017.
- EPA. (2019). National Primary Drinking Water Regulations. Fecha de consulta agosto 2019.
- GARCÍA, G. A., KAUFFER, M. E. F. 2011. Las cuencas compartidas entre México, Guatemala y Belice: Un acercamiento a su delimitación y problemática general *Frontera Norte* 45 (23) :131-161
- HERNÁNDEZ, R. O. A; HERNÁNDEZ, T. A.; RIVERA, C. A. V; OJEDA, D. (2013). Calidad nutrimental de cuatro abonos orgánicos producidos a partir de residuos vegetales y pecuarios. *Revista Terra Latina* 31(1) :35-46.
- INEGI (2016). Cartografía de uso de suelo de Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta en el estado de Tabasco. Fecha de consulta enero 2019 disponible en el sitio web: <https://www.inegi.org.mx/temas/ususuelo/>.
- INEGI (2016). Cartografía edafológica de Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta en el estado de Tabasco. Fecha de consulta enero 2019 disponible en el sitio web: <https://www.inegi.org.mx/temas/edafología/>.
- MARCH, M. I., M. CASTRO (2016). La cuenca del Río Usumacinta: perfil y perspectivas para su conservación y desarrollo sustentable, Inecc (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). Libro digital disponible en sitio web: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/639/rusumacinta.pdf>.
- LIN, J. P. (2004). Review of published export coefficient and event mean concentration (EMC) data. Wetlands regulatory assistance program (WRAP) disponible en sitio web: <http://www.deltacd.org/wetlandenvironment-assistance-program.html>.
- OYARZÚN, C. E., CÁRDENAS, G. P.O. (2007). Cambios en la exportación y retención de nitrógeno y fósforo causado por la conversión de bosque nativo a plantaciones forestales en microcuencas de la cordillera de la costa en el sur de Chile. Tesis de grado. Fecha de consulta Noviembre 2018.
- SOARES, D., GARCÍA, G. A. (2017) La cuenca del río Usumacinta desde la perspectiva del cambio climático. Libro digital Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) disponible en el sitio web: <http://www.imta.gob.mx>.
- TORRES, D.R., FLORENTINO, A., LÓPEZ, M. (2005). Pérdidas de suelo y nitrógeno por escorrentía en un ultisol degradado bajo diferentes condiciones de cobertura vegetal en chaguaramas-guárico. *Revista Agronomía Trópico* 55(4): 475-496.

## **ID-148: “CARACTERIZACIÓN DEL MEDIO FÍSICO PARA LA DETERMINACIÓN DE LAS ÁREAS DE APORTE HÍDRICO EN LA MICRO CUENCA DEL RÍO CAIMATAN - ECUADOR”**

### **AUTORES:**

CHRISTIAN OMAR SANTANDER LATA.  
christian.santander@ucuenca.edu.ec  
Telf.: +593 995589211

MARÍA CARIDAD SUÁREZ PEÑAFIEL.  
caridad.suarezp@ucuenca.edu.ec  
Telf.: +593 96 786 2982

**Cuenca - Ecuador**

### **RESUMEN**

El río Caimatan abastece de agua a las comunidades de la parroquia San Antonio, las mismas que aprovechan este recurso para llevar a cabo sus actividades de riego, así como para el uso doméstico; viéndose comprometida su calidad ante la notable intervención antrópica y el cambio del uso del suelo entre la parte alta y baja de la microcuenca del río. Por lo que fue necesario realizar una evaluación de la calidad del agua mediante el método del Índice de Calidad del agua de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF), llevado a cabo a través de monitoreos en tres puntos diferentes del río, cada punto con condiciones ambientales propias de la zona, como temperatura y altitud; las cuales repercutieron en el resultado final obtenido. El primer monitoreo fue en el mes de abril que corresponde a la época lluviosa en la zona, con una precipitación de 81,38 mm, en mayo con una precipitación de 45,9 mm es la transición entre el mes lluvioso y el mes seco de junio con precipitaciones de 25,32 mm.

Conjuntamente con la evaluación de calidad del agua se aplicó la metodología de Segarra, (2017) para determinar las áreas de protección hídrica (APH), la cual se partió de una evaluación del uso de suelo que se identificó áreas en las cuales se desarrollan actividades antrópicas dentro de territorios frágiles, para finalizar con el cruce de las variables de: oferta, demanda de agua y vulnerabilidad del recurso, se obtuvo 9 zonas priorizadas en un rango de menor a mayor importancia.

El resultado de la determinación de las APH hace énfasis en las áreas de mayor prioridad que se componen de una superficie equivalente al 16,65 % (947,69 ha) del total de la zona de influencia (5690.75 ha) situada en zonas de oferta, demanda y vulnerabilidad alta del recurso; distribuidas principalmente en la parte alta de la microcuenca en ecosistemas como: Arbustal siempre verde y herbazal del páramo, el Bosque siempre verde montano alto de la Cordillera Occidental de los Andes; siendo importantes para el ciclo hidrológico y la oferta de agua, marcando una necesidad imperante en su protección, ya que través de los resultados del ICA-NSF se

determinó que la calidad del recurso oscila entre buena y media con valores dentro del rango de 51-90 de 100%. Los parámetros que más influyeron en la calificación de la calidad del agua fueron: DBO5 y oxígeno disuelto afectando directamente en la calificación total. Se finalizó el estudio con recomendaciones de medidas para la protección, restauración, recuperación y revegetación de las áreas afectadas.

**Palabras clave:**

**SIG:** Sistemas de información geográfica.

**APH:** Áreas de protección hídrica

**ICA- NSF:** Índice de calidad de agua apoyados por National Sanitation Foundation

## **1. INTRODUCCIÓN**

El agua y el suelo son recursos muy importantes que confieren la exclusividad mediante leyes, reglamentos y ordenanzas; las cuales establecen distintas circunstancias para el acceso de estos recursos. Los aspectos físicos, biológicos, económicos, sociales y culturales juegan un papel muy importante en la conservación y preservación de estos recursos ya que también son grandes factores que indican el estado de los recursos naturales (Jiménez Trujillo, 2007). En la mayoría de los casos el agua se ve influenciada por diferentes actividades antrópicas generando cambios negativos al ecosistema, viéndose afectados gran parte de las provincias del Ecuador. Los ríos son esenciales para proporcionar una condición previa para la salud pública y la vida acuática (Astel et al., 2006; John et al., 2014).

A través del paso de los años las actividades antropogénicas han sido acompañadas de procesos naturales como: erosión, efectos estacionales e insumos de precipitación provocando que los ecosistemas acuáticos sufran altos niveles de cargas contaminantes en la tierra (Subramani et al., 2005; Kazi et al., 2009). Contar con el recurso agua permite disminuir la pobreza y evitar el crecimiento de la pobreza extrema especialmente en el sector rural Andino por necesidades básicas insatisfechas, además de mejorar la salud de la población, reducir los casos de enfermedades parasitarias, gastrointestinales y fortalecer la productividad territorial. (Senplades, 2014). Alrededor del 24,2 % como promedio es el resultado de la tasa de Analfabetismo en relación con las condiciones de bajas salubridad en zonas del Páramo Ecuatoriano, de igual manera datos como el 25.7 % de los hogares que no cuentan con un saneamiento básico y el 75,7 % de pobreza resultan preocupantes (Conesa Fdez-Vitora, 1995) La situación geográfica y las características geomorfológicas que presenta la microcuenca del río Caimatan sirven como afluentes de aprovisionamiento de agua para el uso de las diferentes actividades antrópicas en la zona. Actualmente el río Caimatan cuenta con algunos sistemas de abastecimiento, los cuales son utilizados en distintas localidades, acarreando algunas dificultades como la agricultura en la zona, que van de la mano con

la precipitación, los cultivos son de ciclo corto, perenne y pastos, los cuales ocupan un área de 28456,83 ha que representan al 68,37 % del área total de la Parroquia San Antonio (Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial de Cañar, 2015), siendo los mismos que afectan a la erosión por la remoción y pérdida de la cobertura vegetal.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1 Categorización del uso actual del suelo.

Para la categorización del uso actual del suelo se requirieron imágenes satelitales las cuales fueron descargadas del portal web de acceso libre del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) del satélite Sentinel 2B, estas se procesaron con el software ArcGIS versión 10.5 mediante la clasificación supervisada que se basa en el método de Máxima Verosimilitud. A través de la combinación de las bandas se formó un color natural que facilitó la categorización del uso del suelo, además de realizar un análisis visual mediante los puntos tomados in situ con el GPS, correspondientes a cada categoría propuestas por SENAGUA (2017).

### 2.2 Caracterización física del área de influencia

La caracterización física es necesaria para conocer el estado de la zona, a través de un estudio relacionado con la pendiente, profundidad y uso de suelo.

#### 2.2.1 Riesgo potencial de degradación del suelo

##### 2.2.1.1 Pendiente del terreno

Tabla 14. Clasificación de la pendiente con respecto al riesgo de erosión.

PENDIENTE		TIPO	RIESGO DE EROSIÓN
GRADOS	PORCENTAJE		
<7	< 12	Plana a suave	Muy bajo
7 - 15	12 – 27	Moderada	Bajo
15 – 20	27 – 36	Fuerte	Medio
20 – 25	36 – 47	Muy fuerte	Medio Alto
25 – 30	47 – 58	Acusada	Alto
> 30	58	Muy acusada	Muy alto

Fuente: SENAGUA 2017.

##### 2.2.1.2 Profundidad del terreno

Tabla 15. Riesgo de pérdida de suelo según la profundidad.

PROFUNDIDAD	TIPO	RIESGO DE PÉRDIDA DE SUELO
< 20 cm	Muy someros	Muy alto

20 – 50 cm	Someros	Medio alto
50 – 90 cm	Moderadamente profundos	Medio
> 90	Profundos	Bajo

Fuente: SENAGUA 2017

El mapa del riesgo potencial de degradación del suelo requirió el uso de cada una de las imágenes raster obtenidas, relacionando sus variables (tabla 3), mediante un análisis espacial, obteniendo un mapa de zonas codificado por colores que representa el riesgo potencial de degradación en una escala de **muy bajo (MB)**, **bajo (B)**, **medio (M)**, **alto (A)** y **muy alto (MA)** (SENAGUA, 2017).

Tabla 16. Riesgo potencial de degradación del suelo

Riesgo de Erosión	Muy Bajo	Bajo	Medio	Medio alto	Alto	Muy alto
<b>Riesgo de pérdida de suelo.</b>						
Bajo	MB	B	M	A	MA	MA
Medio	MB	B	M	A	MA	MA
Alto	MB	B	M	A	MA	MA
Muy alto	B	M	A	MA	MA	MA

Fuente: SENAGUA 2017.

## 2.2 Evaluación del uso de tierras

Tabla 17. Matriz de evaluación del uso de tierras.

USO DE SUELO		Muy bajo	Bajo	Medio	Alto	Muy alto
Nivel 2	Nivel 1					
Bosque nativo	Bosque:	10	10	9	8	8
Plantación forestal						
Vegetación arbustiva	Vegetación	7	7	6	5	5
Páramo	Arbustiva y					
Vegetación herbácea	herbácea:					
Cultivo anual	Tierra	4	4	3	2	1
Cultivo semipermanente	agropecuaria.					
Cultivo permanente						
Pastizal						



Fuente: SENAGUA 2017.

**Prioridad del 1 – 4:** Son los territorios de alta prioridad al ser más vulnerables a la degradación para llevar a cabo actividades de restauración, sostenibilidad y/o protección.

**Prioridad del 5 – 10:** Son territorios con menos prioridad, las actividades son orientadas a la protección y conservación del estado del territorio o mantenimiento de la cobertura vegetal.

### 2.3 Determinación de las Áreas de importancia Hídrica

La determinación de las áreas de importancia hídrica o protección hídrica representada por las siglas “APH”, consideró las características propias de la zona y se tomó en cuenta la problemática con respecto a la accesibilidad del agua que existe en el territorio, también la demarcación Hidrográfica en función del cruce de tres variables fundamentales: **Oferta de agua, Demanda de agua y Vulnerabilidad**, obteniendo un mapa final con las áreas de protección hídrica mediante la metodología propuesta por Segarra (2017).

#### 2.3.1 Zonas de importancia Hídrica según la oferta

Se definieron las zonas de importancia hídrica mediante el mapa de oferta de agua, se requirió cuatro tipos de variables diferentes, utilizando datos de los meses secos, cobertura, profundidad del suelo y pendiente de la zona de estudio.

Tabla 18. Relevancia de las etapas del ciclo hidrológico.

Variables/mapas	Alto	Medio	Bajo
<b>Meses secos</b>	Húmedo (<4meses)	Medio (4 a 8meses)	Seco (>8 meses)
<b>Relevancia</b>	Alto	Medio	Bajo
<b>Cobertura vegetal del suelo</b>	Humedales, bosques nubosos, bosques siempre verdes, bosques inundados y lacustres	Cobertura vegetal definidas como semidecuidos	Bosques secos y definidos como deciduos.
<b>Relevancia</b>	Alto	Medio	Bajo
<b>Profundidad de suelo</b>	Profundo (>70m)	Medio (70-20cm)	Superficiales (<20cm)
<b>Relevancia</b>	Alto	Medio	Bajo
<b>Pendiente</b>	Suaves (10%)	Medio (10-50%)	Fuerte (>50%)



<b>Relevancia</b>	Alto	Medio	Bajo
-------------------	------	-------	------

*Fuente: Segarra 2017.*

*Tabla 19. Clasificación de las zonas según su importancia.*

<b>Zona 1</b>	Media - baja importancia hídrica, cuenta con suelos poco profundos y pendientes pronunciadas.
<b>Zona 2</b>	Media importancia hídrica, cuenta con valores medios y bajos de profundidad y pendiente.
<b>Zona 3</b>	Media - alta importancia hídrica por el ingreso de agua.
<b>Zona 4</b>	Alta importancia hídrica por el almacenamiento y retención hídrica.
<b>Zona 5</b>	Muy alta importancia hídrica por la oferta permanente de agua debido a sus componentes biofísicos.

*Fuente: Segarra 2017.*

### 2.3.2 Zonas de importancia Hídrica según la demanda de agua.

Las variables que definieron la demanda de agua son autorizaciones, caudal, microcuencas y usos de agua.

*Tabla 20. Valoración de la clasificación según el caudal.*

Valoración	Clasificación	Sumatoria de caudal (l/s)
3	Zona de alta demanda de agua	>38, 72
2	Zona de media demanda de agua	38,72 – 22,27
1	Zona de baja demanda de agua	22,27 – 0

*Fuente: Segarra 2017*

### 2.3.3 Zona de vulnerabilidad del Recurso Hídrico

Para identificar la zona de vulnerabilidad del recurso hídrico se consideró el uso del suelo y concesiones mineras, las zonas en la que existen concesiones mineras inscritas fueron consideradas como áreas de vulnerabilidad alta; debido al riesgo que podrían provocar a las fases del ciclo hidrológico. Mediante el cuadro realizado por Segarra (2017), se establece una relación de la variable de vulnerabilidad con el uso del suelo como se puede ver en la tabla 8.

*Tabla 21. Clasificación del uso del suelo con respecto a la vulnerabilidad.*

Uso del suelo	Vulnerabilidad		
	ALTA	MEDIA	BAJA
Área poblada	Alta		

Área sin cobertura vegetal	Alta	
Área con cobertura vegetal artificial	Alta	
Cultivo anual	Alta	
Infraestructura	Alta	
Pastizal	Alta	
Cultivo semi- permanente		Media
Cultivo permanente		Baja
Mosaico agropecuario		Baja
Plantación forestal		Baja

*Fuente: Segarra 2017.*

Posteriormente se realizó un cruce de las variables definidas anteriormente reclasificadas en alta, media y baja vulnerabilidad según Segarra (2017).

#### 2.4 Matriz de cruce de variables

Para obtener las zonas de importancia hídrica o Áreas de Protección Hídrica (APH) priorizadas por demarcación, se llevó a cabo nuevamente un cruce de variables que requirió de los parámetros que componen los mapas representativos de las zonas de importancia hídrica en cuanto a la **oferta, demanda y vulnerabilidad** como se puede ver en la ilustración 5, el cruce de las variables de las posibles combinaciones resultantes son 45 representadas por cada una de las celdas.

#### 2.5 Aplicación del ICA-NSF multiplicativo

##### 2.5.1 Índice de calidad agua ICA-NSF

Porcentaje de saturación de oxígeno, coliformes fecales, pH, demanda bioquímica de oxígeno, nitratos, fosfatos, temperatura, turbiedad, sólidos totales

Para el cálculo del ICA-NSF se precisó de los resultados de todos los parámetros mencionados anteriormente. Se utilizó el índice multiplicativo ya que es más sensible a valores extremos en los subíndices el cual muestra mayor precisión. (Pérez et al., 2018).

El “ICA-NSF” multiplicativo se emplea la siguiente fórmula:

$$ICM = \prod_{i=1}^n I_i = (I_1^{W_1})(I_2^{W_2}) \dots (I_n^{W_n}) \quad (I)$$

Dónde:

**ICM:** Índice de calidad multiplicativo

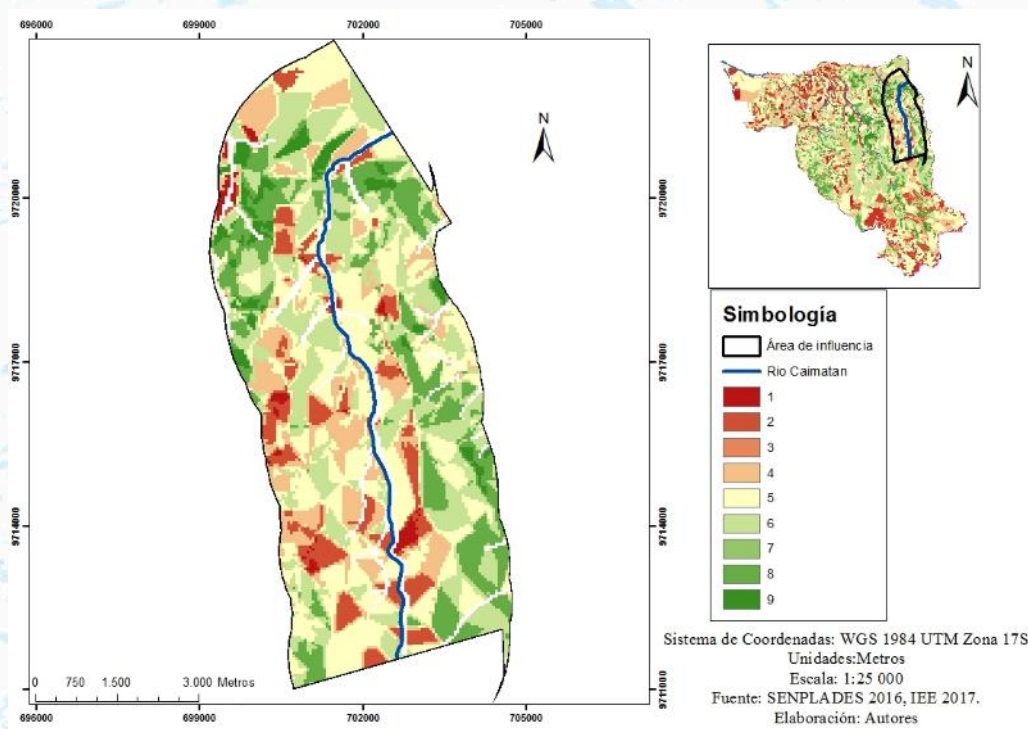
**Ii:** Subíndice del parámetro i; (se encuentra entre 0 y 100)

**Wi:** Pesos relativos asignados a cada parámetro (Ii), y ponderados entre 0 y 100, de tal forma que se cumpla que la sumatoria sea igual a 100.

### 3. RESULTADO Y DISCUSIÓN.

El mapa de evaluación del uso de tierras representa las áreas en la cuales se desarrollan actividades productivas sobre territorios con características especiales, la áreas de priorización de 1-4 demuestran lo mencionado actividades sobre suelos con poca profundidad y pendientes pronunciadas las cuales representan el 12% del total de la superficie.

Por otra parte las zonas de priorización del 5-9 son territorios en cuales existe menor intervención antrópica, representa el 88% de la zona.



*Ilustración 1. Mapa de la Evaluación del uso de tierras.*

#### 3.1 Resultado de la determinación de las áreas de importancia hídrica

Los aspectos geomorfológicos e hidrográficos son considerados en estudios relacionados con el manejo integrado de cuencas hidrográficas como el desarrollado por Brombal et al. (2018), son de gran importancia para orientar un trabajo desde el punto de vista ambiental; como demuestran también los resultados obtenidos por Fitton et al. , (2019), Señalando la rápida expansión de la frontera agrícola y la dificultad para satisfacer la demanda de agua para los diferentes usos que se den en el mismo, siendo estos parte de una problemática

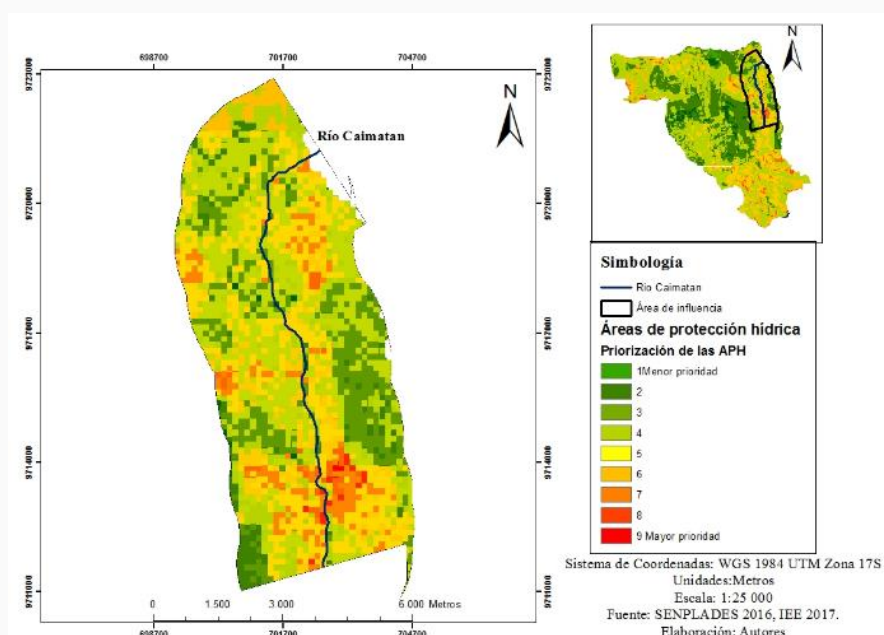
importante a ser considerada para la designación de las área de importancia hídrica. (Antonio, Aguilar, Campo, Nebot, & Gimeno-García, 2019).

Según Jia et al. (2019) y Balaei, Wilkinson, Potangaroa, Adamson & Alavi-Shoshtari (2019) la mala distribución del agua provoca escenarios de escasez, por lo que en los resultados delimitan un territorio de abastecimiento significativo para precautelar el caudal de aporte, sus resultados mantienen relación con la determinación de las cinco zonas de importancia según la oferta de agua en especial con la zona 5 de muy alta importancia; siendo esta de crucial interés para la conservación, debido a que dentro de esta se encuentran cuerpos de agua, humedales, bosques siempre verdes con una superficie de 71,5 ha del total del área de influencia.

La demanda hídrica en Argentina en los ríos de la cuenca del Plata, Patagonia, Mendoza, San Juan y la resultante en Jia, Hubbard, Zhang & Chen (2019) regulan las relaciones de las personas con el agua, de manera semejante con respecto a las autorizaciones concedidas a lo largo del río Caimatan, siendo esta una de las diversas maneras para que se equilibre el ciclo hidrológico; generando un ambiente sano, equilibrado y apto para el desarrollo humano en el cual las actividades productivas no afecten a la oferta y el ciclo hidrológico

La vulnerabilidad del recurso al basarse tanto al uso del suelo como a las concesiones mineras necesita información actual de los mismos, debido a que el uso del suelo está sujeto a ser cambiante en el tiempo (Kosiba & Hunter, 2017), son catalogados como de alta vulnerabilidad los territorios con suelo descubierto; al quedar expuestos a las condiciones sujetas del territorio se altera su capacidad para regular, interceptar y almacenar el agua (Segarra, 2017), las concesiones mineras son un riesgo potencial a la calidad del agua produciendo la contaminación de acuíferos por químicos usados en el proceso de extracción de los minerales de interés.

El mapa resultado del cruce de las tres variables: oferta, demanda y vulnerabilidad. El porcentaje que predominó dentro del área de estudio fue en la priorización 6 representando el 30% (1708,1 ha) del área de influencia, seguida de la priorización 7 la cual representa el 26,71% (1520,14 ha) y priorización 5 que representa el 21,82% (1242 ha). A pesar de su bajo porcentaje en relación al total de la superficie (5690,75 ha), las áreas representadas por las priorizaciones 8 y 9, son las que demuestran mayor importancia dentro de la zona de estudio siendo el 16,65 % del área de influencia; representando a las variables de alta relevancia en el proceso de análisis de oferta, demanda, y vulnerabilidad del recurso.



*Ilustración 2. Mapa de las Áreas de Protección Hídrica.*

Las áreas de mayor prioridad están concentradas en su mayoría en la parte alta del río Caimatan, las mismas que corresponde al origen de la fuente de agua, que presentan ecosistemas de alta importancia por su fragilidad; son áreas dentro de concesiones mineras y puntos de alta demanda de agua, éstos puntos son identificados en la ilustración 14 mediante los puntos de autorización 1, autorización 2 y autorización 3 con caudal de aporte de 40,2 l/s, 49,46 l/s y 24 ,86 l/s respectivamente, siendo el riego su uso principal; mediante el mismo se puede asumir que las áreas aledañas a las autorizaciones van a estar afectadas por actividades antrópicas.

### 3.2 Resultados del cálculo del ICA-NSF

*Tabla 22. Resumen de los resultados obtenidos en el ICA-NSF.*

Monitoreo 1		Valores del ICA-NSF	Calidad del agua
Abril	Punto 1	61,99	Media
	Punto 2	47,79	Mala
	Punto 3	51,52	Media
Monitoreo 2	Mayo		
	Punto 1	80,32	Buena
	Punto 2	84,72	Buena
	Punto 3	67,24	Media
Monitoreo 3	Junio		
	Punto 1	87,57	Buena

	<b>Punto 2</b>	52,58	Media
	<b>Punto 3</b>	61,58	Media

Se presenta una variación de los resultado obtenidos del índice de calidad de agua ICA-NSF durante todos los monitoreos, en el monitoreo 2 se obtuvo valores del ICA-NSF entre 51-90 pertenecientes a una calidad del agua entre buena y media, por lo que se asumió que durante la época lluviosa algunos de los parámetros subieron notablemente debido a que se encuentran influenciados por vertimientos de origen doméstico, agrícola y al arrastre que genera la corriente; durante la época seca el agua se mantuvo con una mejor calidad con respecto al anterior.

#### 4. CONCLUSIONES

- ❖ La microcuenca del río Caimatan presenta gran influencia por parte de los moradores de la comunidad Corazón de la parroquia de San Antonio, debido a que los pobladores de la comunidad dependen de esta para sus cultivos, fines agropecuarios y consumo. De tal manera que se puede concluir que el uso del suelo genera una alteración en la oferta de agua, demanda, vulnerabilidad y en la calidad de agua de la microcuenca; viéndose así mismo afectado las zonas determinadas como áreas de protección hídrica por el avance de la frontera agrícola.
- ❖ La categorización del uso actual de suelo proporcionó una perspectiva real y precisa de la situación en la que se encuentra la zona de estudio y las actividades desempeñadas dentro del mismo, como consecuencia de lo expuesto este aspecto es de alta importancia, debido a que se relaciona con el ámbito social involucrando a las comunidades durante el proceso para la categorización, además de estar sujeto al proceso de la evaluación del uso de tierra y la determinación de Áreas de Protección Hídrica (APH).
- ❖ Dentro de las áreas de protección hídrica se identificó que gran parte de la zona 9 catalogada de mayor prioridad se encuentra en un territorio asociado con una alta oferta incluyendo zonas de mayor cobertura vegetal, precipitaciones altas, bajas temperaturas, sin embargo los puntos de alta demanda de agua y sitios de alta vulnerabilidad están distribuidos tanto en la parte alta y baja de la zona de estudio, debido a estas variables concluimos que no se debe restar importancia a ningún área identificada como de mayor prioridad independientemente de su ubicación ya que son vulnerables a cualquier tipo de alteración o destrucción del ecosistema por parte de la mano del hombre.

- ❖ Frente a los resultados obtenidos de los nueve parámetros analizados en el índice de calidad del agua pudimos corroborar que los índices siempre están relacionados con el área en la que está influenciando el cuerpo de agua, de tal manera que las actividades desarrolladas a su alrededor y el uso por parte de la población, generan alteraciones en el medio, a través de las variables físicas, química y biológicas en las cuales se vieron reflejado el estado de la microcuenca del río Caimatan.
- ❖ Las condiciones de calidad del agua del río Caimatan fueron evaluadas mediante la aplicación del Índice de Calidad de Agua de la Fundación Nacional de Saneamiento de los Estados Unidos de Norteamérica (ICA-NSF), en el cual presentó que en varios de los puntos de muestreo predominó la clasificación de calidad de agua media con una puntuación dentro del rango de 51-70, es importante mencionar que en el segundo monitoreo se obtuvo una calidad media y buena siendo estos los valores más altos durante los monitoreos; de esta manera los parámetros que influenciaron en los valores del índice fueron: DBO5, % Saturación y coliformes fecales otorgando una calificación baja del índice.
- ❖ La calidad del agua y los caudales medidos presentaron una relación durante las diferentes épocas, se observó una leve tendencia a la disminución de la calidad del agua en la época lluviosa en la cual presentó caudales altos y valores altos de los parámetros de oxígeno disuelto, coliformes fecales y DBO5, mientras que en la época seca aumento la calidad del agua y la concentración de dichos parámetros disminuyó, como consecuencia de lo expuesto dichos parámetros que presentaron valores altos también presentaron incumplimiento con la normativa ambiental de los límites máximos permisibles establecidos en el Anexo 1 del libro VI del TULSMA durante todos los monitoreos.

## **5. RECOMENDACIONES**

- ❖ Ante la problemática del cambio climático que vivimos actualmente se recomienda relacionar futuros estudios similares con una línea de estudio dirigida hacia este fenómeno, con el fin de conocer y establecer los efectos que presenta el cambio climático sobre las variables de oferta, demanda y vulnerabilidad del agua.
- ❖ Al verse involucradas varias comunidades y territorios privados se recomienda contar con un catastro rural de la zona ya que éste va a ser de gran importancia para los acuerdos que se realicen entre la población y las autoridades competentes como: SENAGUA, GAD parroquial, Consejo de la cuenca del río Cañar y SNAP que requieran designar las áreas de protección hídrica.

- ❖ Se recomienda tomar medidas de protección de remanentes de páramos, bosques y matorrales; para regular la cantidad y calidad del agua por medio de la reducción de la deforestación, actividad ganadera y los cultivos existentes en las zonas de interés hídrico. Restauración de la cobertura vegetal a través de plantaciones forestales arbustivas que aceleren la recuperación mediante especies nativas y recuperación de franjas ribereñas que actúa como un corredor biológico y filtro en la retención de sedimentos, residuos de pesticidas y fertilizantes que descienden por las laderas y revegetación en zonas degradadas para controlar la erosión, pérdida de suelo por medio de plantaciones forestales y arbustivas de especies nativas.

## BIBLIOGRAFIA

- Albert, L., Rottensteiner, F., & Heipke, C. (2017). A higher order conditional random field model for simultaneous classification of land cover and land use. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 130, 63–80. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.04.006>
- Antonio, J., Aguilar, P., Campo, J., Nebot, S., & Gimeno-garcía, E. (2019). Analysis of existing water information for the applicability of water quality indices in the fluvial-littoral area of turia and Jucar Rivers, Valencia, Spain. *Applied Geography*, 111(December 2018), 102062. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.102062>
- Asamblea Nacional del Ecuador. (2016). Ley de Ordenamiento Territorial, Uso y Gestión del Suelo. *Electronica*. Recuperado de: <http://www.eltelegrafo.com.ec/images/cms/DocumentosPDF/2016/Proyecto-de-ley-Ordenamiento-territorial-y-uso-gestion-del-suelo.pdf>
- Astel, A., Biziuk, M., Przyjazny, A., Namiesnik, J., 2006. Chemometrics in monitoring spatial and temporal variations in drinking water quality. *Agua Res.* 40, 1706–1716. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.02.018>.
- Baguma, D., Loiskandl, W., & Jung, H. (2010). Water Management, Rainwater Harvesting and Predictive Variables in Rural Households. *Water Resources Management*.
- Baquero, F., Sierra, R., Ordoñez, L., Tipán, M., Espinosa, L., Rivera, M. B., & Soria, P. (2004). *La vegetación de los Andes del Ecuador. [The vegetation of the Andes of Ecuador]*.
- Barboza, E., Salas, R., Mendoza, M., Oliva, M., & Corroto, F. (2018). Uso actual del suelo y calidad hidrogeomorfológica del río San Antonio: alternativas para la restauración fluvial en el Norte de Perú. *Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, 20(2), 203–214. <https://doi.org/10.18271/ria.2018.364>



- Barros López, J. G., & Troncoso Salgado, A. Y. (2010). Atlas climatológico del Ecuador. Recuperado de: <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/1720>
- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., & Tozer, R. (1970). A Water Quality Index—Do We Dare, (Presentado en: National Symposium on Data and Instrumentation for Water Quality Management, (Julio 1970), 364–383.
- Belay, T., & Ayalew, D. (2019). Land use and land cover dynamics and drivers in the Muga watershed , Upper Blue Nile basin , Ethiopia. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 15(February), 100249. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.100249>
- Brombal, D., Niu, Y., Pizzol, L., Moriggi, A., Wang, J., Critto, A., ... Marcomini, A. (2018). A participatory sustainability assessment for integrated watershed management in urban China. *Environmental Science and Policy*, 85(March), 54–63. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.03.020>
- Buytaert, W., Iniguez, V., & Bièvre, B. De. (2007). The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.035>
- CEPAL. (2010). DIAGNÓSTICO DE LA INFORMACIÓN ESTADÍSTICA DEL AGUA 1 ECUADOR-CEPAL: Diagnóstico de la Estadística del Agua en Ecuador, 81. Recuperado de: [http://aplicaciones.senagua.gob.ec/servicios/descargas/archivos/download/Diagnostico de las Estadísticas del Agua Producto IIIc 2012-2.pdf](http://aplicaciones.senagua.gob.ec/servicios/descargas/archivos/download/Diagnostico%20de%20las%20Estadisticas%20del%20Agua%20Producto%20IIIc%202012-2.pdf)
- Clerici, N., Cote-Navarro, F., Escobedo, F. J., Rubiano, K., & Villegas, J. C. (2019). Spatio-temporal and cumulative effects of land use-land cover and climate change on two ecosystem services in the Colombian Andes. *Science of The Total Environment*, 685, 1181–1192. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.275>
- Conesa Fdez-Vitora, V., 1995. Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental. 2nd ed. Mundo Prensa, Madrid. 390.
- Cuadrat, J.M. 1995. Climatología. In López Bermúdez, J.; Rubio, J. y Cuadrat, J.M., Geografía física. Murcia, pp: 231-422.
- Curvetto, R. O. et al., Análisis de frecuencia y probabilidad de crecidas para los río Negro y Colorado, Universidad Nacional del Sur, 1970, p. 322.
- Difrieri, H., Historia del río Atuel. Gobierno de la provincia de La Pampa, Buenos Aires, 1979; id., Geología en los ámbitos fluvial atlántico. Historia marítima argentina, Buenos Aires, Cuántica, 1981, pp. 53-71.
- ETAPA EP, 2012c. Informe del monitoreo de la circulación vehicular por la vía Cuenca Molleturo-El Empalme sobre los recursos hídricos del Parque Nacional Cajas. Programa de Monitoreo y vigilancia de los recursos hídricos y de clima.

- Ezcurra, C., & Gavini, S. (2019). Alpine Plant Diversity in Temperate Mountains of South America. *Earth Systems and Environmental Sciences*, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11906-2>
- Fernández, A. (2012). El agua: un recurso esencial, 11(*Química viva*), 147–170.
- Ferrer, A., & Torrero. (2015). MANEJO INTEGRADO DE CUENCAS HÍDRICAS. *Boletín Mexicano de Derecho Comparado*, 48(143), 615–643. <https://doi.org/10.22201/ij.24484873e.2015.143.4941>
- Fitton, N., Alexander, P., Arnell, N., Bajzelj, B., Calvin, K., Doelman, J., ... Smith, P. (2019). The vulnerabilities of agricultural land and food production to future water scarcity. *Global Environmental Change*, 58(July), 101944. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.101944>
- Gamarra Torres, Ó. A. (2018). Calidad del bosque de ribera en la cuenca del río Utcubamba, Amazonas, Perú. *Arnaldoa*, 25(2). <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.252.25218>
- Ghio, M., "Les activités humaines augmentent-elles les crues?", *Ann. Géo*, núm. 1, 1995, pp. 23-33; Mussot, R. y Bénech, C., "L'influence des interventions humaines sur l'écoulement des eaux et sur les transp. solides. L'exemple des Pyrénées-Orientales (France)", *Ann. Géo*, núms. 581 y 582, 1995, pp. 105-118.
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science and Policy*, 61, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- González R., L. F., Lozano O., L. A., & Páramo G., A. (2004). Manejo y conservación de la microcuenca Quebrada La vieja, Cerros Orientales de Bogotá. *Umbral Científico*, (4). Recuperado de <http://www.redalyc.org/resumen.oa?id=30400411>
- Hernández, J., & Vieyra, A. (2010). Riesgo por inundaciones en asentamientos precarios del periurbano. Morelia, una ciudad media mexicana. ¿El desastre nace o se hace? *Revista de geografía Norte Grande*, (47), 45–62. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022010000300003>
- Heyer, L., Ramos, O. G., de la Garza, F. R., Rivera, P., & Castro, B. I. (2008). Calidad del agua y salud pública en la zona centro de Tamaulipas. *CienciaUAT*, 2(4).
- Hofstede, R. G., & Llambí, L. D. (2019). Plant Diversity in Páramo—Neotropical High Mountain Humid Grasslands. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.11858-5>
- Hofstede, R. (2004). Health state of Páramos: an effort to correlate science and practice. *Lyonia a Journal of Ecology and Application*, 6(1), 61–73. Recuperado de: [http://www.lyonia.org/articles/rbusmann/article\\_266/pdf/article.pdf](http://www.lyonia.org/articles/rbusmann/article_266/pdf/article.pdf)
- INAMHI, (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología). (2017). *Anuario meteorológico № 53-2013*.
- INIGEMM (Instituto Nacional de Investigación Geológica Minero Metalúrgico del Ecuador) (2015). Proyecto Evaluación de la Disponibilidad de Recursos Minerales del Territorio Ecuatoriano.
- Jha, R., Bhatia, K. K. S., Singh, V. P., & OJIMP, C. S. P. (2005). *Surface Water Pollution*. *Water Encyclopedia*

- (3rd ed.). Elsevier Inc. Recuperado de: <https://doi.org/10.1002/047147844x.sw1026>
- Jia, F., Hubbard, M., Zhang, T., & Chen, L. (2019). Water stewardship in agricultural supply chains. *Journal of Cleaner Production*, 235, 1170–1188. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.07.006>
- Jiménez Trujillo, J. A. (2007). Diseño de sistemas de producción ganaderos sostenibles con base a los sistemas silvopastoriles (SSP) para mejorar la producción animal y lograr la sostenibilidad ambiental. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba-Costa Rica. Recuperado de [http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/4751/Diseno\\_de\\_sistemas\\_de\\_Produccion.pdf;jsessionid=A002EF432C1B791A77DFBF510FBC597B?sequence=](http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/4751/Diseno_de_sistemas_de_Produccion.pdf;jsessionid=A002EF432C1B791A77DFBF510FBC597B?sequence=)
- John, V., Jain, P., Rahate, M., Labhasetwar, P., 2014. Assessment of deterioration in water quality from source to household storage in semi-urban settings of developing countries. *Environ. Monit. Assess.* 186, 725–734. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3412-z>.
- Kazi, T.G., Arain, M.B., Jamali, M.K., Jalbani, N., Afridi, H.I., Sarfraz, R.A., et al., 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: a case study. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 72, 301–309. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.02.024>
- Katyal, D., 2011. Water quality indices used for surface water vulnerability assessment. *Int. J. Environ. Sci.* 2 (1), 154–173
- Koleff, P., M. Tambutti, I.J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega et al. 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 651-718.
- Mihelcic, J. R., & Zimmerman, J. B. (2011). *Ingeniería ambiental: fundamentos, sustentabilidad, diseño*. Alfaomega.
- Palacios, W., & Freire, E. (2015). *Plantas de los Páramos del Distrito Metropolitano de Quito, Ecuador*.
- Pesce, S.F., Wunderlin, D.A., 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia river. *Water Res.* 34, 2915–2926. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00036-1)
- Pérez, B., & Álvarez, M. (2018). Índice de calidad del agua según NSF del humedal laguna Los Milagros (Tingo María, Perú). *INDES Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 2(2), 98–107. <https://doi.org/10.25127/indes.201402.010>
- Pourrut, P., Gomez, G., Bermeo, A., & Segovia, A. (1995). *El Agua en el Ecuador. Los nuevos contaminantes del agua*. Retrieved from <http://agua-ecuador.blogspot.com/>
- SENAGUA. (2017). *Guía Técnica para la Delimitación de áreas de Protección Hídrica*.
- Sierra-Ramírez, C. A. (2011). *Calidad del agua: evaluación y diagnóstico* (1a ed). Medellín s.l: Ediciones de la U.
- Simeonov, V., Stratis, J.A., Samara, C., Zachariadis, G., Voutsas, D., Sofoniou, A.A.M., et al., 2003. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Res.* 37, 4119–4124. <https://doi.org/10.1016/S0043->

- Soldano, F. A., Régimen y aprovechamiento de la red fluvial argentina, parte I. El río Paraná y sus tributarios, Buenos Aires, Cimera, 1947.
- Subramani, T., Elango, L., Srinivasalu, S., Marikio, T., 2005. Geological setting and ground-water chemistry in Chithar River basin, Tamil Nadu, India. *Indian Mineral*. 39,108–119.
- Teichert, N., Borja, A., Chust, G., Uriarte, A., & Lepage, M. (2016). Restoring fish ecological quality in estuaries: Implication of interactive and cumulative effects among anthropogenic stressors. *Science of the Total Environment*, 542, 383–393. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.068>
- Torres, P., Hernán, C., & Patiño, P. (2009). Índices de Calidad de Agua en fuentes superficiales utilizado en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica., 150.
- Tossini, L., “Sistema hidrográfico y cuenca del río de la Plata. Contribución al estudio del régimen hidrológico”, *Anales de la Sociedad Científica Argentina*, Buenos Aires, 1959, vol. 167, 3-4, pp. 41-61.
- TULAS. (2011). Norma de Calidad Ambiental y de descarga de efluentes: Recurso Agua. *TULAS Texto Unificado de Legislación Secundaria Del Ministerio Del Ambiente*, 8–9.
- TULSMA. (2011). Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente. Quito.
- Vargas de Mayo, C. (1983). Métodos simplificados de análisis microbiológicos. Coliforme Fecal. Determinación del número más probable de coliforme fecal por la técnica de los tubos múltiples, 25–32

## **ID-154: EL NEXO AGUA-ALIMENTO EN EL VALLE DEL MEZQUITAL: UN CASO DE ESTUDIO DE LA CUENCA DEL VALLE DE MÉXICO**

Dulce María BAUTISTA GARCÍA <sup>a</sup>, Elena María OTAZO SÁNCHEZ <sup>a</sup>, Alma Delia ROMÁN GUTIÉRREZ <sup>a</sup>, Francisco PRIETO GARCÍA <sup>a</sup>, Numa Pompilio PAVÓN HERNÁNDEZ <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Área Académica de Química, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Ciudad del Conocimiento, carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5 Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, [dulce\\_bautista@uaeh.edu.mx](mailto:dulce_bautista@uaeh.edu.mx) [elenamariaotazo@gmail.com](mailto:elenamariaotazo@gmail.com)

<sup>b</sup> Área Académica de Biología, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Ciudad del Conocimiento, carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5 Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México

### **RESUMEN**

La seguridad hídrica y alimentaria son temas predominantes en el desarrollo sostenible de las sociedades. Sin embargo, la producción agrícola y pecuaria comprometen la cantidad y calidad del recurso hídrico. El Nexo Agua-Alimento considera las interrelaciones entre el uso y manejo del agua en la seguridad alimentaria.

Se construyó una base de datos con información disponible del SIAP para el Valle del Mezquital, Hidalgo ubicado en la RHA XII Aguas del Valle de México contemplando 24 municipios y cinco cultivos (alfalfa, avena, cebada, frijol y maíz) del año 2005 al 2017. La base de datos se vinculó a ArcMap para la elaboración de mapas representativos del área de estudio. Éstos permitieron la visualización de la superficie sembrada (ha) y producción (t) en colores graduados y símbolos respectivamente dentro del Valle. Los mapas elaborados muestran que en las zonas de riego la alfalfa es el cultivo de mayor producción en todos los años analizados.

Se calcularon tasas de crecimiento de los cinco cultivos para cada subcuenca que les abastece, siendo la alfalfa el cultivo con mayor tasa de crecimiento y el frijol con una tendencia negativa.

Para cada cultivo se calculó el agua utilizada en cada distrito de riego (DR) para el año 2017, teniendo en cuenta el ciclo de maduración y el agua consuntiva asignada por hectárea. El DR 112 Ajacuba tuvo la asignación menor (8,893 m<sup>3</sup>/ha), el DR 100 Alfajayucan (17,044 m<sup>3</sup>/ha) y el DR 003 Tula las mayores (19,876 m<sup>3</sup>/ha) y por tanto, los cultivos de los tres DR tuvieron acceso a cantidades de agua de riego muy diferentes. Esto permitió calcular la relación (volumen de agua)/(producción anual) y comparar sus eficiencias. Los cultivos se agruparon en granos y forrajes. El cultivo que consume más agua por masa de producto fue el frijol en todos los casos. Coincidentemente, el DR 003 presentó los mayores rendimientos agrícolas (t/ha).

La visualización de estos atributos es una herramienta en la toma de decisiones que permita el uso racional del agua con mayores beneficios para agricultura en el Valle del Mezquital.

**Palabras clave:** Nexo Agua-Alimento, agricultura, producción, SIG, sostenibilidad.

### **1 INTRODUCCIÓN**

El agua es fundamental para las sociedades, no solo para el consumo y el uso doméstico, sino principalmente para la producción de alimentos y el uso industrial. El consumo de agua para la producción de alimentos es, con mucho, la mayor forma de uso social del agua, y la agricultura es actualmente el mayor usuario de agua a nivel mundial, representando el 70% de la extracción total (Laio, Rulli, & Suweis, 2017). El agua siempre ha sido el principal factor que limita la producción agrícola en gran parte del mundo, donde la precipitación no es suficiente para satisfacer la demanda de los cultivos (FAO, 2019).

La seguridad alimentaria, el flujo de nutrientes, la irrigación de cultivos, el acceso al agua y el estrés hídrico (figura 1) son factores fundamentales en el análisis del Nexo Agua-Alimento. La gestión prudente de las tierras

agrícolas y el aprovechamiento de las aguas son cruciales para el desarrollo (Villaruel Walker, Beck, Hall, Dawson, & Heidrich, 2014) teniendo en cuenta que el uso del agua para la agricultura en diferentes países varía según el clima, el tipo de cultivo, las características del suelo, la calidad del agua, la disponibilidad de agua y las técnicas de cultivo (Mannan, Al-Ansari, Mackey, & Al-Ghamdi, 2018).



Figura 1. Nexo Agua-Alimento modificado de (Smajgl, Ward, & Pluschke, 2016).

El principio básico del Nexo Agua-Energía-Alimento se centra en que es imposible producir, distribuir y consumir uno sin producir, distribuir y consumir los otros dos (García & You, 2017).

Es necesario evaluar el nexo para estudiar las numerosas sinergias e intercambios entre el agua y la producción de alimentos (Laio et al., 2017). La comprensión del concepto de nexo agua-alimento en el contexto de la agricultura de regadío en cuencas enfrenta el desafío de considerar los elementos para que los sectores de la agricultura de agua conjunta sean sostenibles (Al Zayed & Elagib, 2017).

Los principales objetivos son aprovechar todo el potencial de las aguas superficiales y subterráneas, así como las tierras adyacentes, evitar el uso irracional de ambos recursos, minimizar los riesgos para la salud y proporcionar un suministro de agua sostenible junto con otros beneficios, para lograr la seguridad alimentaria y los beneficios socioeconómicos (Rivett et al., 2018).

En México, el mayor uso del agua potable es agrícola, con el 76.04% del volumen concesionado para uso consuntivo. La fuente predominante es la superficial, con el 63.6% del total para este uso. La superficie sembrada varía entre 21.4 y 21.6 millones de hectáreas durante el periodo 2006-2017.

El agua superficial del Valle del Mezquital corresponde a escorrentía de agua de lluvia y aguas residuales que se generan en las sub-cuencas, así como las importaciones de aguas negras procedentes de la Ciudad de México. El agua subterránea incluye la infiltración de agua de lluvia y los retornos de agua de riego. Las demandas de agua se dividieron en cuatro sectores principales que son el doméstico, agrícola, industrial y de servicios. El almacenamiento de agua superficial derivado de la escorrentía de agua de lluvia y aguas residuales se realiza en cuatro presas principales (CONAGUA, 2013).

En el Valle del Mezquital existen tres distritos de riego (DR) que utilizan aguas negras para regadío: DR-003 Tula, DR-100 Alfajayucan y el DR-112 Ajacuba. Los canales de riego forman una red de casi 2,000 kilómetros y el riego se realiza por inundación. (Chamizo, 2018).

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

El Valle del Mezquital (figura 2, latitud: 25.8944, longitud: -99.1592) es una zona semiárida, clima de seco a semiseco y temperatura mayor a los 20° C. Las precipitaciones oscilan entre los 400 y 500 mm en promedio al

año, además tiene una gran superficie de suelos pedregosos e inclinados en los que es difícil regar (Rodarte et al., 2012).

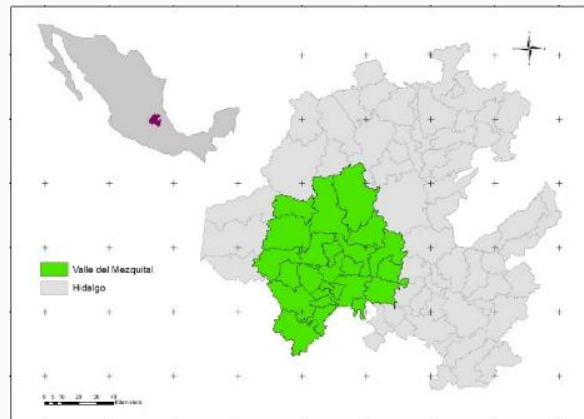


Figura 2. Valle del Mezquital, Hidalgo.

El Valle del Mezquital se compone por 27 municipios (López, 2009). Sin embargo, dada la naturaleza de las subcuencas (Chamizo, 2018) para el presente estudio únicamente se consideran 24 municipios: Actopan, Ajacuba, Alfajayucan, Atitalaquia, Atotonilco de Tula, Cardonal, Chapantongo, Chilcuautla, El Arenal, Francisco I. Madero, Ixmiquilpan, Mixquiahuala de Juárez, Progreso de Obregón, San Agustín Tlaxiaca, San Salvador. Santiago de Anaya, Tasquillo, Tepeji del Río de Ocampo, Tepetitlán, Tetepango, Tezontepec de Aldama, Tlahuelilpan, Tlaxcoapan y Tula de Allende.

### 2.2 Obtención de datos agricultura

La información agrícola en modalidad hídrica de riego, considerando superficie sembrada (ha), producción (t) y rendimiento (t/ha) se obtuvieron del Sistema de Información Agroalimentaria ([www.gob.mx/siap](http://www.gob.mx/siap)) desde el año 2005 al 2017. Los granos se buscaron como año agrícola; y los forrajes como cíclicos y perennes.

Se generó una base de datos en Excel de la producción de los cinco cultivos junto con su producción, superficie sembrada y rendimiento en el periodo de tiempo mencionado de los 24 municipios considerados en el área de estudio.

### 2.3 Obtención de datos riego

Se utilizó el reporte de (CONAGUA, 2018) para contar con la información necesaria respecto al agua de la cuenca del Valle de México en la cual se encuentran los tres distritos de riego pertenecientes al área de estudio (tabla 1).

<b>Tabla 1. Distritos de riego en el Valle del Mezquital (CONAGUA, 2018)</b>					
<b>Clave de distrito de riego</b>	Nombre de distrito de riego	Número de usuarios	Superficie total (ha)	Superficie regada aguas superficiales (ha)	Volumen distribuido aguas superficiales (hm <sup>3</sup> )
<b>003</b>	Tula	36837	50104	46141	917.1
<b>100</b>	Alfajayucan	19816	39162	29370	500.6
<b>112</b>	Ajacuba	2743	3972	5836	51.9

### 2.3 Elaboración de mapas

Se elaboraron cinco mapas mediante el software ArcMap 10.3 la base de datos (2.2). La información de los distritos de riego se obtuvo del Sistema Nacional de Información del Agua (SINA, <http://sina.conagua.gob.mx>) en formato shapefile. Del shapefile se seleccionaron los distritos de interés.

## 2.4 Evaluación de consumo de agua

Se realizó el cálculo de la asignación de agua por DR: (hm<sup>3</sup>/ha) con los datos publicados en de volumen y superficie regada para los tres distritos.

Para la evaluación del agua para cada cultivo se consideraron los ciclos vegetativos. La avena, cebada forrajeras y frijol son cultivos de clima frío se siembran una vez al año y la duración del su ciclo es de 110 días en el periodo otoño-invierno. El maíz es un cultivo de clima cálido se siembran una vez al año y la duración de su ciclo es de 110 días en el periodo primavera-verano. La alfalfa forrajera es un cultivo perenne que se siembra durante todo el año. Por los tanto, se declara como incógnita el consumo de agua mensual por el área de cada cultivo en cada DR de la siguiente manera:  $V_{H_2O_i} = x (\sum_j (a_j \times t_j))$

$V_{H_2O_i}$  [hm<sup>3</sup>] es el volumen de agua total reportado para DR<sub>i</sub>;  $X$  es el consumo de agua por unidad de superficie sembrada [ha/hm<sup>3</sup>/mes];  $a_j$  es el área sembrada del cultivo  $j$  [ha];  $t_j$  es el tiempo reportado para ciclo vegetativo del ciclo  $j$  [mes].

El coeficiente  $x$  es característico para cada DR e implica el promedio ponderado de un consumo mensual ya que tiene en cuenta el tiempo de riego de cada cultivo.

## 3. RESULTADOS

### 3.1 Producción agrícola

Se analizó la producción y el rendimiento de cinco cultivos de los tres DR del Valle del Mezquital dentro de la cual se ubican tres distritos de riego (DR). La elaboración de mapas mediante SIG permitió a la identificación geográfica de áreas de mayor producción, rendimiento y su relación con los distritos de riego para conocer las áreas prioritarias.

*Producción de granos: Frijol y Maíz.*

*Frijol:* La figura 3a muestra la producción del frijol, rendimiento y la relación con los distritos de riego. En México se utilizan principalmente variedades de frijoles claros y se cultiva en casi todo el territorio nacional, ya que es un alimento básico en la comida mexicana por ser una fuente importante de proteína. Hidalgo ocupa el lugar 13 en producción de frijol a nivel nacional (SIAP, 2018).

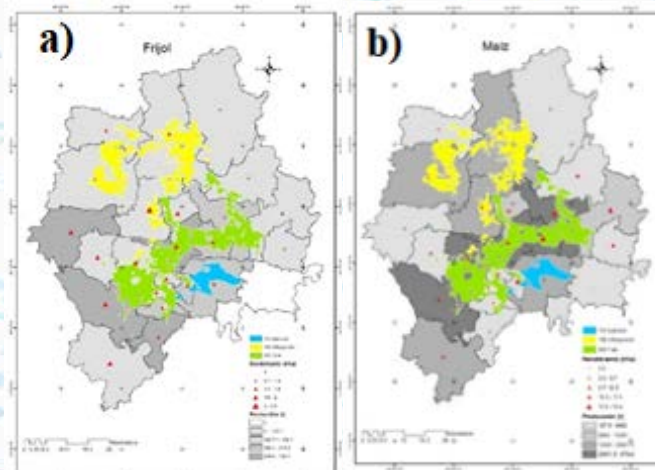


Figura 3. Producción y rendimiento de granos en el Valle del Mezquital. a) Frijol. b) Maíz.



Es el cultivo que presenta la menor producción en el Valle del Mezquital con menos del 0.9% y, sin embargo, abarca la mayoría de los municipios del área de estudio. Su producción está geográficamente relacionada a los distritos 003 y 112 y el principal municipio productor de frijol es Mixquiahuala de Juárez (DR 003) con 722 t en el 2017 y con un rendimiento de 1.95 t/ha. El municipio con mejor rendimiento lo presenta Chilcuautla (DR 100), con 2.69 t/ha y una producción mucho más baja, de 137 t.

**Maíz:** La figura 3b representa la producción y rendimiento del maíz en el Valle. México es el principal productor de maíz blanco en el mundo y es el cultivo más importante del país ya que representa aproximadamente el 35% de la superficie sembrada durante un año agrícola, tanto para cultivos cíclicos como perennes. Además, se consumen anualmente alrededor de 20 Mt. Hidalgo se encuentra entre los primeros 15 principales estados productores de maíz a nivel nacional (SIAP, 2018).

El maíz es el único cultivo que se produce en todos los municipios del Valle del Mezquital y representa cerca del 7% del total de la producción. Los municipios situados en el DR 003 son los que presentan mayor producción, como son Tezontepec de Aldama, el mayor productor de maíz con 47,542 t y un rendimiento de 11 t/ha. El mejor rendimiento lo presenta el municipio de Francisco I. Madero con 12.9 t/ha y su producción es de 31,377 t.

*Producción de forrajes: Cebada, Avena y Alfalfa.*

**Cebada:** La figura 4a muestra la producción y rendimiento de la cebada forrajera en relación con los DR del Valle del Mezquital. Este cultivo representa el 1% del total de la producción de la zona.

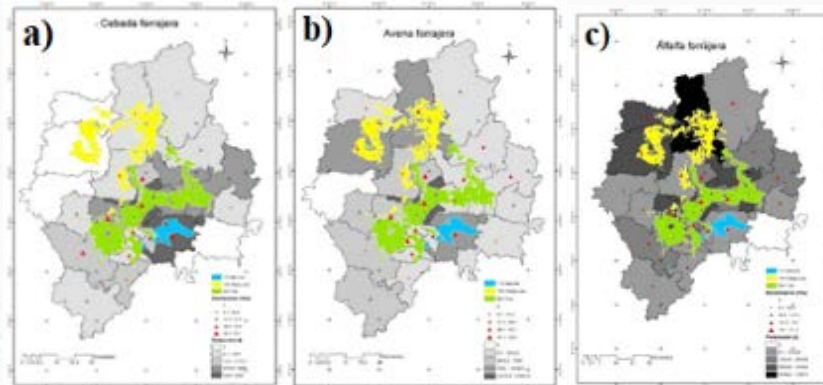


Figura 4. Producción y rendimiento de forrajes en el Valle del Mezquital. a) Cebada. b) Avena. c) Alfalfa.

A nivel mundial, la cebada es utilizada para la alimentación de ganado vacuno debido a sus propiedades nutritivas y por esta razón, la superficie cultivada de la cebada forrajera ocupa casi dos tercios del total de cebada sembrada (Ullrich, 2011). En México, la cebada es uno de los cultivos más importantes en la región de los Valles Altos, que comprende los estados de Hidalgo, Tlaxcala, Puebla y Estado de México. Hidalgo tiene el segundo lugar a nivel nacional en la producción de cebada forrajera (SIAP, 2018).

La cebada forrajera se produce principalmente en los municipios de Ajacuba (DR 112) y Mixquiahuala de Juárez (DR 003) con 9,225 t y 7,913 t respectivamente, con rendimientos que corresponden a 42.9 t/ha y 43 t/ha. El mejor rendimiento de este cultivo lo presenta el municipio Tezontepec de Aldama (DR 003) con 44.1 t/ha y una producción de 3,087 t. En general, los mejores rendimientos y producción se ubican dentro del DR 003.

La mitad de los municipios del DR 100 no tienen reportada la producción de cebada forrajera.

**Avena:** La figura 4b muestra la producción y rendimiento de la avena forrajera en relación con los DR del Valle del Mezquital. Este cultivo representa el 2% de la producción total del área de estudio. La avena se emplea principalmente en la alimentación del ganado, como planta forrajera, en pastoreo, como heno o ensilado y se

usa sola o en combinación con leguminosas forrajeras. La paja de avena está considerada como un buen alimento para el ganado, en particular para caballos y mulas, así como para el ganado vacuno y ovino. Hidalgo ocupa el décimo lugar en producción nacional de este cultivo. En esta región se busca homologar e impulsar buenas prácticas para la siembra y cosecha; impulsar la implementación de semillas certificadas y optimizar el uso del agua mediante surcos y planeación de acciones de pastoreo (SIAP, 2018).

Mixquiahuala de Juárez (DR 003) encabeza la producción de avena forrajera en el Valle del Mezquital con 24,924 t y un rendimiento de 44.5 t/ha en el año 2017. La producción reportada para este municipio rebasa por más del doble a la producción de cualquier otro municipio dentro del área de estudio y por ello depende del DR 003. Los DR 100 y 112 presentan altas producciones en los municipios de Ixmiquilpan y Ajacuba respectivamente. El municipio Tezontepec de Aldama (DR 003 y 100) presenta el mayor rendimiento de avena forrajera con 46.9 t/ha, al igual que sucede con la cebada forrajera.

*Alfalfa:* La figura 4c muestra el mapa con la producción y el rendimiento de alfalfa forrajera en los municipios relacionados con los DR del Valle del Mezquital.

La producción nacional promedio anual de alfalfa en los últimos 10 años es de casi 31 millones de toneladas, lo que permite complementar los requerimientos de insumos forrajeros para el hato ganadero mexicano que demanda un volumen continuo de forrajes en fresco. La agricultura nacional tiene capacidad para producir la mayor parte de ellos e incluso, generar un excedente en el volumen de alfalfa para su exportación, principalmente hacia Estados Unidos y Emiratos Árabes Unidos, mismos que adquirieron 89.2% y 10% del volumen exportado, respectivamente. El estado de Chihuahua es el líder productor nacional de este forraje.

La alta producción de alfalfa forrajera se debe a que es un cultivo perenne, de acuerdo con la Normatividad para la Generación de Estadística Básica Agropecuaria y Pesquera que publica el SIAP, con un ciclo vegetativo mayor a un año y varios ciclos de producción a lo largo de su vida. Por ello, la alfalfa forrajera muestra la mayor productividad por hectárea y representa el 90% de la producción total del Valle del Mezquital.

Ixmiquilpan (DR 100) es el mayor productor de alfalfa en el Valle, con 72,8670 t y un rendimiento de 107 t/ha. El mejor rendimiento lo presenta Mixquiahuala de Juárez (DR 003) con 111 t/ha. La alfalfa forrajera se produce mayormente en los municipios del DR 100 y la producción disminuye en los municipios que se encuentran más alejados de los DR. San Agustín Tlaxiaca el único municipio que no presenta producción de alfalfa.

### **3.2 Consumo de agua y rendimiento de cultivos**

El DR 112 Ajacuba tuvo una asignación de agua menor en el año (8,893 m<sup>3</sup>/ha), mientras que los DR 100 Alfajayucan (17,044 m<sup>3</sup>/ha) y 003 Tula (19,876 m<sup>3</sup>/ha) recibieron mayores volúmenes por superficie. Estos valores fueron calculados según las asignaciones de agua reportadas por CONAGUA (2017), mostradas en la tabla 1. Por tanto, los cultivos de los tres DR tuvieron acceso a cantidades de agua de riego por superficie muy diferentes. Esto puede influir notablemente en los rendimientos obtenidos para los cultivos analizados.

*Agua de riego por producción de granos: Frijol y Maíz.*

La figura 5 muestra los resultados calculados para los consumos de agua por masa de producto (m<sup>3</sup>/t) para el frijol y maíz en grano en el año 2017 por distritos de riego y se graficó el rendimiento agrícola correspondiente en la figura 6. Los requerimientos de agua del frijol para la producción máxima de un cultivo de 60 a 120 días varían entre 300 y 500 mm dependiendo del clima. Los requerimientos de agua durante el período de maduración dependen mucho de si la vaina se cosecha húmeda o seca. Cuando se cultiva para su producto fresco, el período de crecimiento total del cultivo es relativamente corto y durante la maduración, que dura aproximadamente 10 días, la evapotranspiración del cultivo es relativamente pequeña debido al secado de las hojas. Cuando el frijol se cultiva para semilla, el período de maduración es más largo y la disminución de la evapotranspiración del cultivo es relativamente mayor. El período de crecimiento depende del número de cosechas, y cuando se toman 3 o 4 cosechas, el período de cosecha es de 20 a 30 días. (FAO, 2019).

Por otra parte, el maíz es un usuario eficiente de agua en términos de producción total de materia seca. Entre los cereales, es el cultivo de grano con mayor rendimiento respecto a los requerimientos de agua. Para una producción máxima, un cultivo de grano de madurez media requiere entre 500 y 800 mm de agua dependiendo del clima. A esto, se deben agregar las pérdidas de agua durante el transporte y la aplicación.

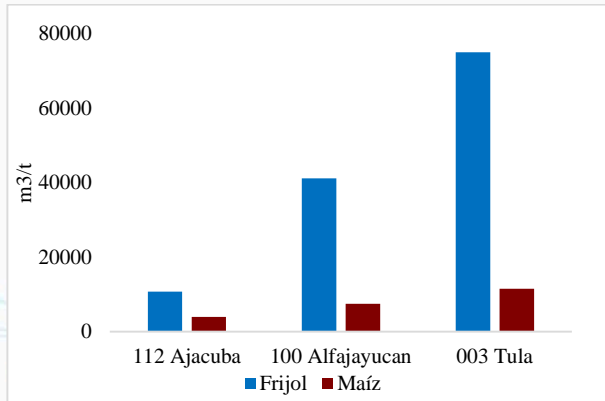


Figura 5. Nexo Agua-Alimento (m³/ha) para granos en el Valle del Mezquital.

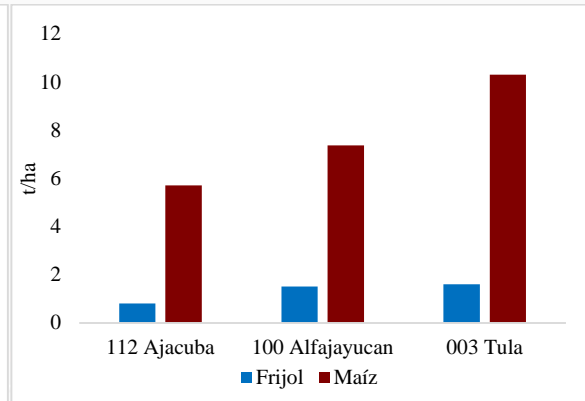


Figura 6. Rendimiento agrícola (t/ha) de granos para el Valle del Mezquital.

La figura 6 muestra el rendimiento agrícola del frijol y maíz en el Valle del Mezquital para el 2017 por distrito de riego. Se observan rendimientos muy bajos para el frijol con 0.8 para el DR 112, 1.5 para el DR 100 y 1.6 para el DR 003. Sin embargo, coinciden con el rendimiento promedio nacional del cultivo para el 2017 que fue de 1.75 t/ha (SIAP, 2019). El rendimiento promedio nacional del maíz es de 8.38 (SIAP, 2019) los que sitúa al DR 003 por encima del promedio. Las tendencias en el uso de agua por superficie y la productividad agrícola coinciden. A reserva de otros factores como las condiciones climáticas, las plagas y la calidad del suelo, es evidente la influencia de este factor que puede ser determinante para la productividad del DR.

El frijol es el grano que presenta más demanda de agua y menor productividad agrícola. Desde el punto de vista hídrico, el maíz es el cultivo menos demandante y eficiente. No obstante, no se ha realizado aún la valoración nutricional ni económica del frijol, y no es posible llegar a una conclusión o recomendación basado solamente en el ahorro del agua, ya que el contenido proteico de la leguminosa es muy superior al del maíz.

*Agua de riego por producción de forrajes: Cebada, Avena y Alfalfa.*

La figura 7 muestra los resultados calculados para los consumos de agua por masa de producto (m³/t) para la alfalfa, avena y cebada forrajeras en el año 2017 por distritos de riego y se graficó el rendimiento agrícola correspondiente en la figura 8.

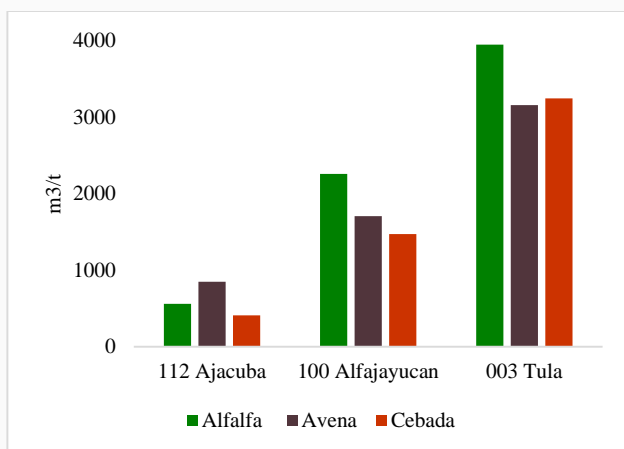


Figura 7. Nexo Agua-Alimento (m<sup>3</sup>/ha) de forrajes en el Valle del Mezquital en los distritos de riego

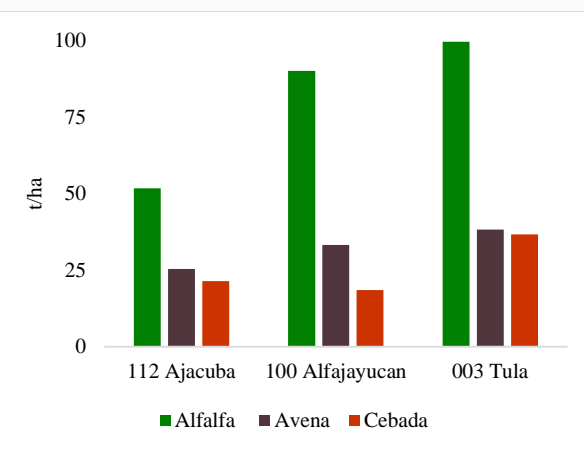


Figura 8. Rendimiento agrícola (t/ha) de forrajes en el Valle del Mezquital en los distritos de riego.

Se identifican los cultivos que consumen mayor volumen de agua por tonelada en cada DR. Para el DR 112 Ajacuba, la avena es el forraje que requiere más agua por producción; y por otra parte, en los DR 100 Alfajayucan y 003 Tula es la alfalfa la que requiere más agua por producción, especialmente en el DR 003. Al DR 003 se le suministra mayor cantidad de agua por hectárea lo cual influye notablemente en el mejor rendimiento observado para los tres forrajes.

Las diferencias en rendimientos y consumo de agua por superficie no son tan dramáticos como en el caso de la producción de granos. Los consumos de agua por superficie también son cercanos entre los cultivos dentro de cada DR (Figura 7). A pesar de que la alfalfa es regada durante todo el año, su producción también es elevada por tener varias cosechas anuales y puede considerarse como un cultivo eficiente en términos hídricos. El alto rendimiento de la alfalfa se debe a que es un cultivo perenne que puede tener hasta cuatro cortes durante su ciclo vegetativo.

La grafica de la figura 8 muestra un rendimiento de la alfalfa mínimo de 51.68 t/ha en el DR 112 Ajacuba, 90.12 t/ha en el DR 100 Alfajayucan y 99.58 t/ha en el DR 003 Tula. La avena es el cultivo que presenta menor diferencia en su rendimiento respecto al DR donde se cultiva con 25 t/ha DR 112, 33 t/ha 100 DR 100 y 38 t/ha DR 003, mientras que este último DR utiliza casi el doble de que el DR 100 y casi cuatro veces que el DR 112 de cantidad de agua para su producción.

La cebada presenta mejor rendimiento con menor cantidad de agua respecto a los DR con 21.37 t/ha en el DR 112 y 18.49 t/ha en el DR 100, en este DR se utiliza más del doble de m<sup>3</sup>/t que en el DR 112.

#### 4. CONCLUSIONES

Se evaluó el consumo de agua por superficie y su relación con el rendimiento agrícola de cinco cultivos de importancia alimentaria y económica del Valle del Mezquital vinculada con la ubicación geográfica de los municipios respecto a los distritos de riego. La producción de los cinco cultivos depende principalmente del DR 003 Tula, especialmente para la cebada, avena forrajera y el maíz en grano, donde se presentan las mayores producciones. El frijol se produce fundamentalmente en el distrito 112 Ajacuba y la alfalfa forrajera en el distrito 100 Alfajayucan, aunque está presente en altas cantidades en toda la zona.

El alto rendimiento de la alfalfa en los tres DR se debe a que en su ciclo vegetativo puede llegar a tener hasta cuatro cortes en un año. El frijol es el cultivo que demanda mayor consumo de agua por superficie sembrada. Se evidencia una relación entre la asignación de agua por unidad de superficie y la productividad agrícola, siendo el DR 112 el menos productivo. Se observó que los municipios que presentan la mayor producción no presentan el mejor rendimiento. Sin embargo, los mejores rendimientos para los cinco cultivos se encuentran en municipios cercanos al DR 003 Tula, que es el que recibe la mayor cantidad de agua por superficie.

No obstante, el rendimiento agrícola de un cultivo depende de sus características genéticas, resistencia y de las condiciones ambientales como son el clima, la calidad del suelo y la fisiografía. No menos importante son la presencia de plagas que lo afectan desde los puntos de vista: cuantitativo, cualitativo y generativo. En este trabajo se evidencia el efecto de la asignación del agua por superficie en la productividad de cada cultivo en los distritos de riego. Basados en estos resultados es deseable reanalizar las asignaciones de agua en los DR teniendo en cuenta el tipo de cultivo que estos presentan y su mayor o menor demanda.

La producción de estos insumos agrícolas requiere de grandes cantidades de agua por distrito generando una presión en el recurso hídrico. Entre los años 2008 a 2017 la evolución del grado de presión se observa que las regiones con mayor grado de presión (60% y más) son la XIII Aguas del Valle de México. De acuerdo con el comportamiento histórico la RHA XIII es la única del grupo con tendencia a incrementarse en el futuro, las demás tienden a mantenerse a partir de 2014 entre 75 y 85% de grado de presión (CONAGUA, 2018).

Se logró una aproximación cuantitativa en la evaluación del Nexo Agua-Alimento en el Valle del Mezquital respecto al agua de riego disponible por superficie en los DR y la variación de la cantidad de agua destinada en cada cultivo. Sin embargo, se desconoce aún el criterio de distribución de agua exacta para cada cultivo en los DR y se observa que afecta sustancialmente su productividad, pero que también puede estar influenciada por la calidad del suelo y fertilización. Por otra parte, existen más elementos que se incluyen en el análisis del Nexo Agua-Alimentos, además del rendimiento agrícola, ya que se debe evaluar la relación del uso de agua con el potencial nutricional de los cultivos, que son premisas del Nexo que serán analizadas en trabajos posteriores.

## REFERENCIAS

- Al Zayed, I. S., & Elagib, N. A. (2017). Implications of non-sustainable agricultural water policies for the water-food nexus in large-scale irrigation systems: A remote sensing approach. *Advances in Water Resources*, *110*, 408-422. doi: 10.1016/j.advwatres.2017.07.010
- Chamizo, S., Otazo, E., Gordillo, A., Suárez, J., & González, C. (2019). Water Balance Scenarios in Megacity Nearness: A Case Study of Mexico City and the Mezquital Valley. *Journal of Water Resources Planning and Management*. (in press)
- CONAGUA. (2018). *Estadísticas del Agua en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2019. <http://www.fao.org/> visitada en agosto de 2019.
- García, D., & You, F. (2017). Systems engineering opportunities for agricultural and organic waste management in the food-water-energy nexus. *Current Opinion in Chemical Engineering*, *18*, 23-31. doi: 10.1016/j.coche.2017.08.004
- Laio, F., Rulli, M. C., & Suweis, S. (2017). The challenge of understanding the water-food nexus complexity. *Advances in Water Resources*, *110*, 406-407. doi: 10.1016/j.advwatres.2017.12.001
- Mannan, M., Al-Ansari, T., Mackey, H. R., & Al-Ghamdi, S. G. (2018). Quantifying the energy, water and food nexus: A review of the latest developments based on life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, *193*, 300-314. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.050>
- Rivett, M. O., Halcrow, A. W., Schmalfluss, J., Stark, J. A., Truslove, J. P., Kumwenda, S., . . . Kalin, R. M. (2018). Local scale water-food nexus: Use of borehole-garden permaculture to realise the full potential of rural water supplies in Malawi. *J Environ Manage*, *209*, 354-370. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.12.029
- Smajgl, A., Ward, J., & Pluschke, L. (2016). The water-food-energy Nexus – Realising a new paradigm. *Journal of Hydrology*, *533*, 533-540. doi: 10.1016/j.jhydrol.2015.12.033
- Villarroel Walker, R., Beck, M. B., Hall, J. W., Dawson, R. J., & Heidrich, O. (2014). The energy-water-food nexus: Strategic analysis of technologies for transforming the urban metabolism. *J Environ Manage*, *141*, 104-115. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.054>

# ID-155: DESERTIFICACIÓN Y CAMBIOS DE USO DE SUELO EN LA CUENCA DEL PUANGUE, CHILE

Ana Isabel HUAICO MALHUE<sup>ab</sup>

<sup>a</sup> Universidad Autónoma de Chile, 5 Poniente 1670. Talca, email: [ana.huaico@uautonoma.cl](mailto:ana.huaico@uautonoma.cl)

<sup>b</sup> Universidad de Concepción, Víctor Lamas 1290. Concepción. email: [ahuaico@udec.cl](mailto:ahuaico@udec.cl)

## RESUMEN

La desertificación es un proceso complejo que reduce la productividad y el valor de los recursos naturales en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas. El presente estudio tiene por objetivo analizar los cambios en el uso de suelo entre los años 1986 al 2016 y su relación con el aumento de la sensibilidad ambiental a la desertificación en la cuenca del Puangue en la Región Metropolitana de Santiago de Chile. Se utiliza la metodología ESAS (environmentally sensitive areas) para evaluar la desertificación. Esta metodología tiene como uno de los indicadores el uso de suelo, por lo que se realiza un análisis de cómo este indicador es clave al momento de analizar la evolución del fenómeno en el tiempo. Como resultado se identifican al interior de la cuenca zonas con sensibilidad crítica relacionadas con la explotación agroindustrial en áreas de laderas para el cultivo de paltas (aguacates) y cítricos. Como conclusión se obtiene que los cambios en el uso de suelo se relacionan con fenómenos dinámicos en el espacio geográfico, relacionados con el desarrollo de la agroindustria y que lo anterior ha aumentado considerablemente la sensibilidad en la cuenca a sufrir procesos de desertificación en los últimos 30 años, por lo que es urgente la necesidad de fiscalizar el manejo y uso de los recursos naturales en el área de estudio.

**Palabras clave:** sensibilidad ambiental, desertificación, cambios de uso de suelo.

## 1 INTRODUCCIÓN

La cuenca del Puangue se encuentra ubicada en la zona central de Chile y posee una vocación productiva principalmente agrícola, en los últimos años la vegetación natural ha sido intervenida para dar paso a monocultivos en los sectores de ladera; lo anterior es preocupante debido a que existen escasos trabajos que evalúen los impactos de esta actividad en la zona. En este contexto, la expansión de la frontera agropecuaria en sectores de vertientes no tan solamente significa pérdida de suelo, sino que también hay afectaciones a todos los componentes de los subsistemas que ayudan a mantener el equilibrio en el ecosistema.

El cambio de uso de suelo como indicador de degradación ha sido estudiado desde hace décadas, ya en 1975 autores como Lieth y Whittaker (1975), investigaban los impactos del cambio de uso de suelo en la productividad primaria, del mismo modo, Vitousek et al. (1986) realizan un importante trabajo a nivel mundial y discuten que muchas veces los tomadores de decisiones ignoran las realidades biológicas, al mencionar que la destrucción de los recursos terrestres por causas humanas contribuye a la extinción de especies genéticamente distintas reduciendo la diversidad orgánica.

Foley et al. (2005), menciona como consecuencias de los cambios de uso de suelo, las variaciones en la composición atmosférica, modificación de los ecosistemas, cambios en el clima, así como también alteraciones del ciclo hidrológico, contaminación, pérdida de biodiversidad y degradación de suelo; a su vez lo anterior se relaciona con la desertificación que es uno de los problemas más graves que debe de enfrentar el país.

Chile posee el 58% de su territorio árido que corresponde al 6% (435,991 Km<sup>2</sup>) del total de las zonas áridas de América Latina (Verbist, 2010). La información sobre las zonas áridas es escasa y el monitoreo de la erosión, un factor clave de la desertificación, sobre todo en las escalas locales a nivel país, es mínimo (Pizarro et al., 2010). Estudios realizados por la Universidad de Chile (1997) mencionan que la degradación de los recursos del área mediterránea árida y semiárida de Chile es un proceso continuo y sostenido que conduce a estados de deterioro cada vez más agudos.

De acuerdo con Gardi et al., (2014) la superficie chilena afectada por la desertificación asciende a 47.3 millones de hectáreas (aproximadamente el 62% del territorio nacional). Según estos autores, la erosión, un indicador de

desertificación, constituye en la actualidad uno de los problemas ambientales con más influencia en el sector silvoagropecuario. A nivel nacional, la superficie correspondiente a suelos erosionados (con diversos grados de erosión) es de unos 36.8 millones de hectáreas, equivalentes al 49% del territorio nacional. Los sectores con mayores problemas de erosión actual, por orden de importancia, son la región de Coquimbo, con el 84% de sus suelos erosionados, Valparaíso (57%) y O'Higgins (52%).

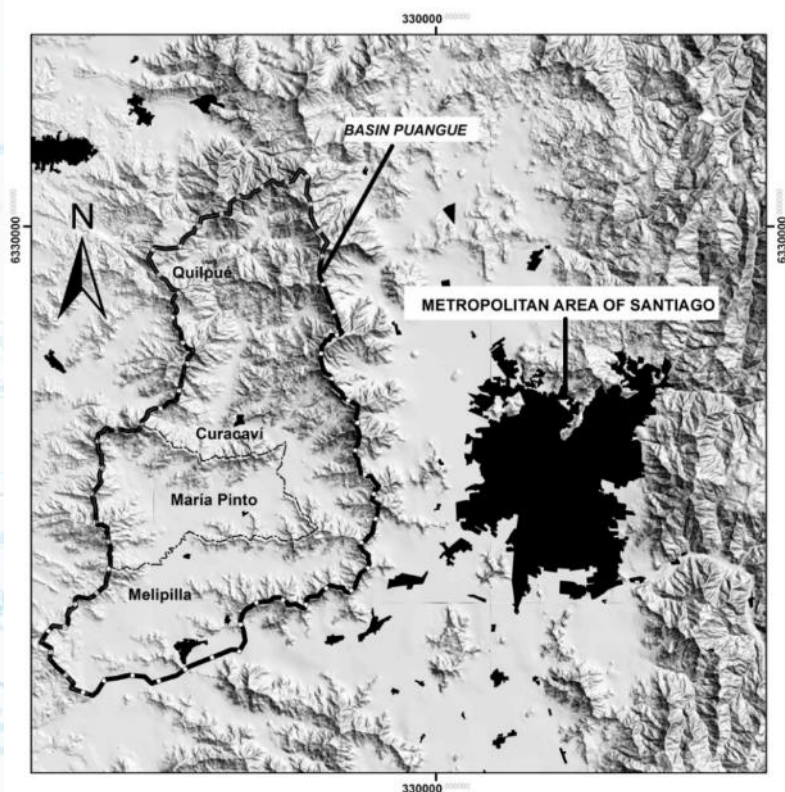
Huaico (2018), investigó la evolución de la sensibilidad ambiental a la desertificación en la cuenca del Puangue, determinando un aumento de la superficie que presenta sensibilidad crítica, así como también menciona que: “Los cambios en la cuenca se asocian también a transformaciones espaciales de los usos de la tierra. Es por ello que una eficiente gestión y monitoreo de los instrumentos de ordenamiento territorial y la fiscalización son primordiales para disminuir los niveles de sensibilidad”. Bajo esta aseveración se plantea investigar la relación que existe entre la disminución del matorral esclerófilo que es la vegetación nativa y los aumentos de la sensibilidad ambiental a la desertificación.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

La cuenca del Puangue, se localiza en la cordillera de la costa de Chile central en la Región Metropolitana. Esta región ocupa una posición mediterránea definida por los cordones montañosos que rodean la cuenca central que refuerza la acción dominante del anticiclón del Pacífico y marca las diferencias estacionales, con veranos cálidos y secos e inviernos fríos con lluvias esporádicas que mantienen la condición de semiaridez dentro de esta área transicional que se extiende entre los 32° 55' y 34° 19' de latitud Sur. Esta zona actualmente posee una población aproximada que asciende a los 45,000 habitantes que comprende el territorio de los municipios de Curacaví, María Pinto, el norte de la comuna de Melipilla y parte del sector cordillerano de Quilpué (Fig.1).

**Figura 1:** Ubicación del área de estudio en relación al área metropolitana de Santiago.



*Fuente: Huaico, 2018.*

## 2.2 Modelo Base: Sensibilidad ambiental a la desertificación

La metodología fue diseñada para el clima mediterráneo que tiene ciertas características únicas relacionadas con el régimen de precipitaciones y las características paisajísticas, similares a las que poseen las áreas en estudio y el set de indicadores base son muy sencillos y disponibles para la mayoría de los tomadores de decisiones, por lo que lo hace bastante amigable y replicable en otras zonas mediterráneas en el mundo.

El concepto de sensibilidad ambiental comenzó a utilizarse hace unos 30 años en los países industrializados y se ha estimulado recientemente como una forma de hacer frente a la creciente conciencia sobre la desertificación, la degradación de los suelos y sus consecuencias (Rubio, 1995; Basso et al., 2000 y Contador, 2009).

Sensibilidad ambiental puede definirse como la respuesta del medio ambiente o parte de ella a un cambio en uno o más factores externos. Las relaciones entre la causa del cambio y el efecto son a menudo complejas, porque los componentes ambientales separados responden directamente a los cambios, pero con diferentes sensibilidades, mientras que, debido a las interrelaciones entre los componentes, también se ven afectados indirectamente. La degradación se produce cuando la respuesta se considera perjudicial para “la salud” del medio ambiente (Basso et al., 2000).

Kosmas et al. (1999) han propuesto un set de indicadores básicos para la identificación de las áreas ambientalmente sensibles a la desertificación (Environmental Sensitive Areas, ESAS), y las definen como pequeñas áreas que proporcionan funciones ambientalmente críticas en un paisaje más amplio. Las áreas identificadas con esta metodología desempeñan funciones ecológicas vitales que se consideran esenciales para mantener la integridad de los ecosistemas y la resiliencia.

Esta metodología ha sido validada tanto en escalas regionales como en las locales especialmente en la cuenca del mediterráneo europeo (Portugal, España, Italia y Grecia) y bajo diferentes condiciones ambientales (Salvati y Bajocco, 2011). Ejemplo de su aplicación han sido los trabajos realizados por Basso et al. (2000), Farajzadeh y Nik Egbal (2007), Contador, et al. (2009), Hadeel, et al. (2010), Salvati y Bajocco (2011) y Bakr et al. (2012).

El índice de sensibilidad ambiental a la desertificación se construye con los siguientes subíndices (Tabla 1 y Tabla 2):

Subíndice calidad de suelo (Ss). En las tierras secas, la desertificación puede ser irreversible cuando la profundidad del suelo no es capaz de mantener un mínimo de cobertura vegetal. Hay casos en que procede la desertificación en suelos profundos, cuando su balance de agua es incapaz de satisfacer las necesidades de las plantas. Los indicadores para medir cambios en la calidad del suelos son:

$$Ss = (\text{textura} * \text{pendientes} * \text{pedregosidad} * \text{profundidad de suelo} * \text{drenaje})\%$$

Subíndice calidad de clima (Sc). La desigual distribución anual e interanual de las precipitaciones, los fenómenos extremos y de temporadas de lluvias en las zonas semi-áridas y áridas en los climas Mediterráneos son las principales características climáticas que contribuyen a la degradación de la tierra. El suelo en estas

$$Sc = (\text{precipitaciones} * \text{aridez} * \text{orientación})\frac{1}{3}$$

zonas  
climáticas es



inestable y los procesos de desertificación se activan sólo si los demás componentes de la tierra sobrepasan los umbrales específicos. El cambio climático mundial espera ampliar la actual geografía de las zonas vulnerables en las zonas Mediterráneas.

Subíndice de calidad de la vegetación (Sv). La cubierta vegetal es crucial para la generación de escorrentía y puede ser fácilmente modificada a lo largo de las zonas con clima mediterráneo y en las zonas montañosas, según las condiciones climáticas y la época del año. En las áreas con precipitación anual inferior a 300 mm y con una alta tasa de evapotranspiración, el agua disponible en el suelo para las plantas se reduce drásticamente causando un alto estrés hídrico.

$$Sv = (\text{riesgo de incendios} * \text{protección a la erosión} * \text{resistencia a la sequía} * \text{cobertura vegetal})^{1/4}$$

Subíndice de calidad de la gestión (Sg). Un área del territorio se caracteriza por un uso particular. Este uso se asocia con una determinada actividad que es dictado por los cambios y bajo la influencia del medio ambiente y a los factores tecnológicos y políticos.

$$Sg = (\text{Intensidad en el uso de suelo} * \text{Políticas})^{1/2}$$

Cada indicador tiene diferentes ponderadores según diferentes parámetros. En este caso dichos pesos se muestran en la Tabla 2.2 .

A cada característica de cada unidad territorial se le asigna un ponderador según la propiedad que se está evaluando aplicando los ponderadores de la tabla 2.2 , de esta manera se aplica la fórmula

$$\text{Índice de sensibilidad ambiental} = (Sc * Sc * Sg * Sv)^{1/4}$$

*Fórmula 1*

**Tabla 1:** Tipos de áreas sensibles y rangos.

Tipo	Subtipo	Rango AAS*
Crítica	C3	> 1.53
Crítica	C2	1.42-1.53
Crítica	C1	1.38-1.41
Frágil	F3	1.33-1.37
Frágil	F2	1.27-1.32
Frágil	F1	1.23-1.26
Potencial	P	1.17-1.22
No afectada	N	<1.17

\*AAS: Áreas ambientalmente sensibles a la desertificación.

Fuente: Kosmas et al. 1999.

**Tabla 2:** Indicadores y ponderadores

Variable	Indicador	Parámetro	Valor	Variable	Indicador	Parámetro	Valor			
<b>Suelo</b>	Textura	Descripción		<b>Vegetación</b>	Riesgo de Incendio	Tierra desnuda	1			
		(Arena, limo, arcilla)				Cultivos agrícolas anuales	1.3			
		Bueno	1			Matorral y praderas	1.6			
		Moderado	1.2			Matorral arborescente, matorral de suculentas, bosque nativo	2			
	Pendientes		Poroso		1.6	Protección a la erosión	Bosque nativo, matorral arborescente, matorral de suculentas	1		
			Muy poroso		2		Matorral y Praderas	1.3		
			(%)				Cultivos agrícolas	1.6		
			Muy suave a plano < 6		1		Tierra desnuda	2		
			Suave 6 a 18		1.2	Resistencia a la sequía	Matorral, matorral de suculentas, Matorral arborescente, bosque nativo	1		
	Pedregosidad		Empinado 18 a 35		1.5		Terrenos agrícolas	1.6		
			Muy empinado > 35		2		Praderas	1.8		
			Cobertura %			Cobertura	Cobertura vegetal (%)			
			Muy pedregoso > 60		1		> 40	1		
	Profundidad		Pedregoso 20 - 60		1.3		10 a 40	1.8		
			Desnudo a poco pedregoso < 20		2		< 10	2		
		Drenaje			cm		<b>Gestión</b>	Intensidad en el uso del suelo	Áreas naturales	1
					Profundo > 75	1			Zonas de recreo	1.2
			Moderado 75 - 30		2	Tierras agrícolas de uso extensivo			1.5	
			Somero 15 - 30		3	Tierras agrícolas de uso intensivo			1.8	
			Muy somero < 15		4	Políticas			Minería	2
	Según Drenaje		Zonas Urbanas	2						
<b>Clima</b>	Precipitación	Bien drenado	1	Políticas	Grado de regulación					
		Imperfectamente drenado	1.2		Completo: > 75% del área bajo protección	1				
		Mal drenado	2		Parcial: 25 al 75% del área bajo protección	1.5				
	Aridez	Exposición	milímetros			Incompleto: < al 25% del área bajo protección	2			
			> 650	1						
			280- 650	2						
			<280	4						
			Orientación	BGI rango	<50	1				
					50 -75	1.1				
	75 - 100	1.2								
	100 - 125	1.4								
	125 - 150	1.8								
	> 150	2								
	SW y SE	1								
	NW y NE	2								

Fuente: Kosmas et al. 1999.

Los ponderadores de cada indicador son multiplicados por los otros indicadores según las variables, con lo que se le otorga un valor a esa unidad territorial. Una vez obtenido el resultado se clasifican según diferentes categorías de sensibilidad.

## Clasificación de uso de suelo

Se realiza la clasificación de uso de suelo utilizando Google Earth. Numerosos estudios utilizan esta herramienta para identificar cambios en el uso de suelo entre ellos Hamdi et al. (2018) y Adi Wibowo et al. (2016). Hu et al. (2013) mencionan que esta herramienta posee un 78.07% de precisión, lo que demuestra las potencialidades de su uso para mapear coberturas de uso de la tierra.

Las coberturas de uso de la tierra fueron digitalizadas para cuatro años: 1986, 1996, 2006 y 2016 a una escala 1:15000. Posteriormente estos archivos KML fueron procesados en ARCGIS. Estas coberturas fueron trabajadas con procedimientos estándar utilizando la clasificación de usos de suelo de la metodología ESAS.

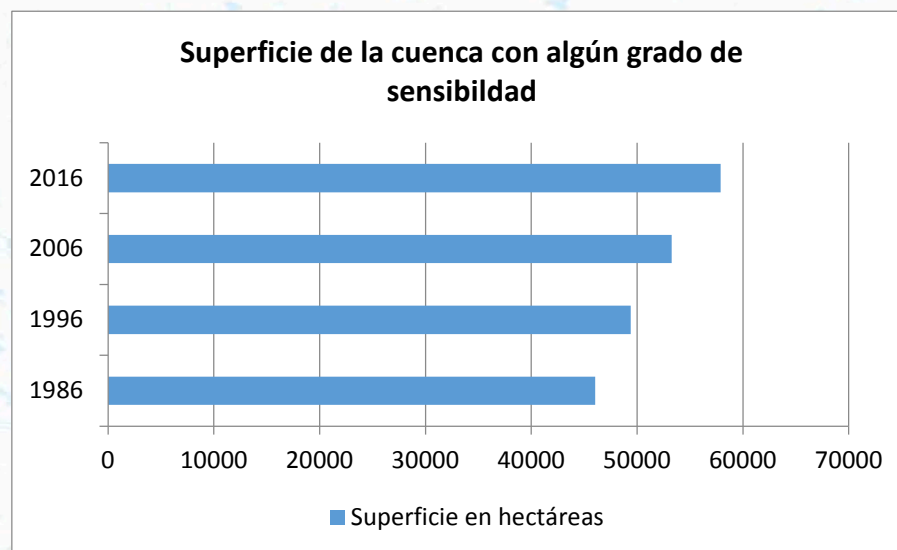
Posteriormente se comparan las zonas críticas, frágiles y potenciales obtenidas de la metodología ESAS, con los cambios de uso de suelo presentados en la zona.

## 3 RESULTADOS

### 3.1 La sensibilidad ambiental a la desertificación

Huaico (2018) menciona que los distintos niveles de sensibilidad han aumentado en la cuenca del Puangue entre los años 1986-2016. Al aplicar los indicadores los resultados efectivamente demuestran un aumento de la sensibilidad total, tal como lo muestra el Gráfico 1.

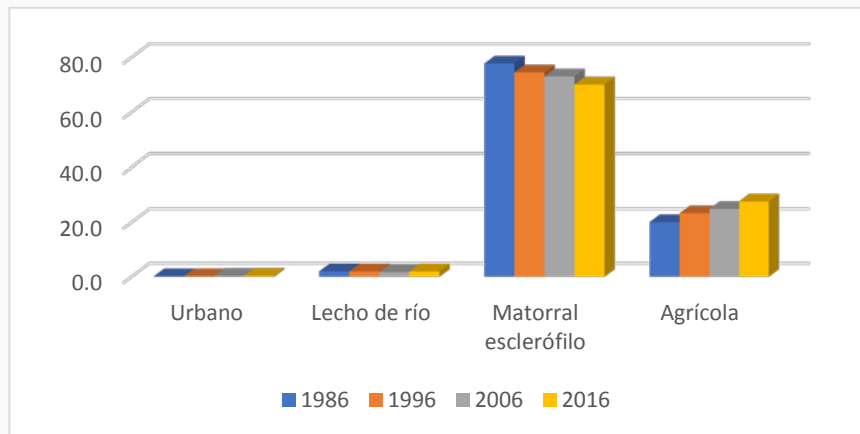
**Gráfico 1:** Superficie de la cuenca con sensibilidad ambiental según años



### 3.2 Subíndice de calidad vegetacional

Como se mencionó anteriormente para realizar el análisis de la calidad vegetacional (SQV), se utilizaron las categorías propuestas por la metodología ESAS en la cuenca del Puangue, que se relaciona con los usos de suelo, y se observa que mientras el uso de suelo urbano y agrícola han aumentado en número de hectáreas, el matorral que corresponde al bosque esclerófilo semiárido se ha visto disminuido tal como lo muestra el Gráfico 2.

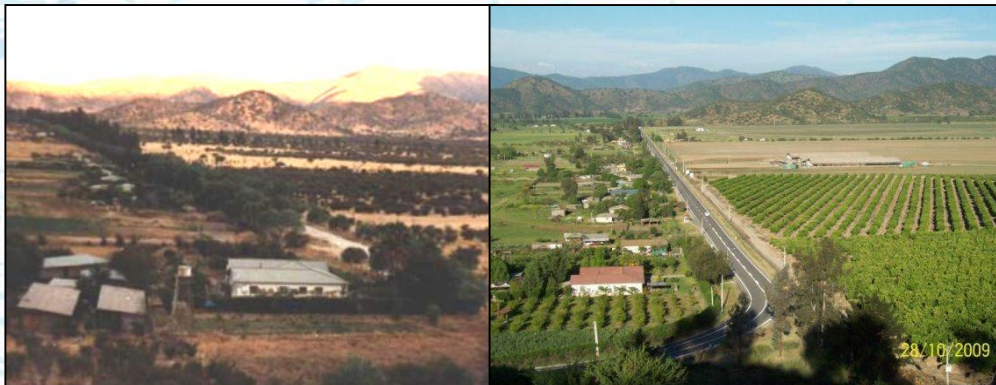
**Gráfico 2:** Porcentaje de usos de suelo por año en porcentajes



Fuente: Elaboración propia

La vegetación de la cuenca se presenta según la aplicación de este modelo con una alta calidad (SQV), esto se debe principalmente a que gran parte de la superficie de la cuenca corresponde a la cuenca alta de recepción y al cordón montañoso, donde la vegetación se encuentra bien conservada (78%), mientras que la vegetación de baja calidad se asocia a la superficie de cultivos intensivos en la parte media y baja de la cuenca (22%). Lo anterior es relevante, porque esta zona en los últimos años muestra una gran intervención ya que ha cambiado la vegetación natural por cultivos agrícolas intensivos (Figura 2).

**Figura 2:** Cambio de uso de suelo y disminución de la calidad de la vegetación por tala de la vegetación nativa. Se muestra una foto de los años 80 y una fotografía del año 2009 del mismo lugar.



Fuente: Fotografías, Carlos Huaico Veas

### 3.3 Los niveles de sensibilidad ambiental a la desertificación y el cambio de uso de la tierra

La superficie de la cuenca presenta un incremento en su sensibilidad ambiental a la desertificación en todos sus niveles de clasificación (potenciales, frágiles y críticas) entre 1986-2016, ya que han pasado desde las 46054 a las 57909 hectáreas sensibles a sufrir procesos de degradación, lo que corresponde a un aumento de un 25.7%, lo que significó a un aumento de 11855 ha. En contraste, la vegetación nativa que corresponde al matorral esclerófilo ha disminuido su superficie experimentando una baja en 15802 hectáreas aproximadamente.

Al analizar el cambio de uso de suelo, los datos mostraron que la mayor variación se produjo en la superficie de matorral esclerófilo, ya que pasó a tener un uso agrícola y mientras que una menor superficie pasó a tener uso urbano (Tabla 3).

**Tabla 3:** Superficie en hectáreas de matorral esclerófilo que pasó a tener uso agrícola y urbano.

Años	Matorral esclerófilo a Agrícola	Matorral esclerófilo a urbano
1986-1996	5987	17
1996-2006	4765	138
2006-2016	5050	39

Fuente: Elaboración propia

En este mismo contexto se estableció el índice de correlación entre el aumento de las hectáreas que presentan algún tipo de sensibilidad ambiental a la desertificación y la disminución de superficie de matorral esclerófilo. Al realizar el cálculo éste fue de -0.98 lo que es un índice de correlación negativo, es decir que el aumento de la sensibilidad ambiental a la desertificación se correlaciona de manera inversa con una disminución del matorral esclerófilo.

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Existe una relación inversa entre el aumento de las áreas sensibles a la desertificación y la pérdida del matorral esclerófilo, lo que es preocupante ya que no existe en Chile un único instrumento de ordenamiento territorial para las áreas rurales, a lo anterior se añade de que no existe un organismo que regule el aumento de la superficie dedicadas a la agroindustria en función de la capacidad de carga de los ecosistemas y las cuencas, por lo que ante el escenario de cambio climático (en que ya el país lleva 9 años de sequía) es urgente realizarlo.

En el contexto anterior y considerando que las zonas mediterráneas con características semiáridas, son áreas cuya relación clima-suelo-agua ha propiciado usos de suelos con agricultura altamente industrializada en los últimos años; se propone que con una cartografía de la evolución de los cambios de uso de suelo sería suficiente para poner atención con respecto al aumento de la sensibilidad a desertificarse, por lo que ante la demanda de uso de suelo agrícola se deberían de realizar estudios que permitan definir la capacidad de carga de las cuencas en función de esta actividad.

#### 6. LITERATURA CITADA

- Adi Wibowo *et al.* 2016. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 47 012031
- Bakr N, D. W., M. Bahnassy, M.El-Badawi .2012. Multi-temporal assessment of land sensitivity to desertification in a fragile agro-ecosystem: Environmental indicators. *Ecological Indicators* 15(1): 271-280.
- Basso, F., Bove, E ., Dumontet S., Ferrara, A. , Pisante M. , Quaranta, G. y Taberner M.. 2000. Evaluating Environmental Sensitivity at the Basin Scale through the Use of Geographic Information Systems and Remotely Sensed Data: An Example Covering the Agribasin (Southern Italy). *CATENA*. 40. 19-35. 10.1016/S0341-8162(99)00062-4.
- Contador, J. F. L., S. Schnabel, et al..2009. Mapping sensitivity to land degradation in Extremadura. SW Spain. *Land Degradation & Development* 20(2): 129-144.
- Farajzadeh M. y Nik Egbal M. 2007. Evaluation of MEDALUS model for desertification hazard zonation using GIS; Study area: Iyzad Khast Plain, Iran. *Pakistan Journal of Biological Science* 10 (16): 2622-2630. Asian Network for Scientific Information.
- Foley, J. A. et al. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574.

- Gardi, C., Angelini, M., Barceló, S., Comerma, J., Cruz Gaistardo, C., Encina Rojas, A., Jones, A., Krasilnikov, P., Mendonça Santos Brefin, M.L., Montanarella, L., Muñiz Ugarte, O., Schad, P., Vara Rodríguez, M.I., Vargas, R. (eds). 2014. Atlas de suelos de América Latina y el Caribe, Comisión Europea - Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, L-2995 Luxembourg, 176 pp
- Hadeel, A. S., M. Jabbar, et al. 2010. Application of remote sensing and GIS in the study of environmental sensitivity to desertification: a case study in Basrah Province, southern part of Iraq. *Applied Geomatics* 2(3): 101-112.
- Hamdi A. Zurqani, Christopher J. Post, Elena A. Mikhailova, Mark A. Schlautman, Julia L. Sharp, Geospatial analysis of land use change in the Savannah River Basin using Google Earth Engine. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Volume 69.
- Hu Q, Wu W, Xia T, Yu Q, Yang P, Li Z, and Song Q 2013 Exploring the use of Google Earth imagery and object-based methods in land use/cover mapping. *Remote Sensing* 5 11 p6026-6042.
- Huaico Malhue, Ana Isabel. 2018. Análisis de la evolución de las áreas ambientalmente sensibles a la desertificación en la cuenca del Puangue en Chile. *Idesia (Arica)*, 36(4), 61-70. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292018005002801>
- Kosmas, C., M., Krikby y N. Geeson. 1999. Manual on key indicator of desertification and mapping environmentally sensitive areas for desertification, European Commission.
- Lieth, H y Whittaker R.H. (Eds.). 1975. Primary Productivity of the Biosphere. 339 pp. Springer, New York.
- Pizarro, R., Morales, C. et al. 2010. Evaluación de la Erosión Hídrica Superficial en Zonas Áridas y Semiáridas de Chile Central. *Aqua-LAC - Vol. 2 - N° 2 - Sep. 2010*. pp. 1- 11.
- Salvati, L. and S. Bajocco (2011). "Land sensitivity to desertification across Italy: Past, present, and future." *Applied Geography* 31(1): 223-231.
- Rubio, J. L. and E. Bochet (1998). Desertification indicators as diagnosis criteria for desertification risk assessment in Europe. *Journal of Arid Environments* 39(2): 113-120.
- Universidad de Chile. 1997. Diagnóstico de la Desertificación en Chile, Ministerio de Agricultura.
- Verbist K., Santibañez F., Gabriels D. y G. Soto. 2010. Atlas de Zonas Áridas de América Latina y El Caribe. CAZALAC. Documentos Técnicos del PHI-LAC.
- Vitousek P., P. Ehrlich, A. Ehrlich y P. Matson. 1986. Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *BioScience*, Vol. 36, No. 6 (Jun., 1986), pp. 368-373

## **ID-162: MONITOREO DE CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA DEL USUMACINTA EN LA CIUDAD DE BALANCÁN, TABASCO.**

Antonio de Jesús Vidal-Jiménez, Gerardo Gálvez Domínguez, Guadalupe Isabel Sánchez Jiménez.  
Instituto Tecnológico Superior de los Ríos, Academia de Ingeniería Ambiental  
ajvidal\_3@hotmail.com

### **RESUMEN**

En un fragmento de la cuenca Usumacinta en su colindancia con la ciudad de Balancán Tabasco, se realizó un monitoreo de calidad del agua con el objetivo de analizar la situación actual de calidad del agua en la cuenca, en un trayecto del cauce urbano de 6.45 km, mediante el análisis de parámetros fisicoquímicos de acuerdo con la normatividad ambiental vigente; Se establecieron diez puntos de muestreo identificados con coordenadas UTM, realizándose recorridos mañana y tarde durante la temporada de precipitación. Las metas propuestas se alcanzaron mediante trabajos en campo y gabinete, que comprenden desde la revisión bibliográfica hasta la interpretación de los resultados obtenidos; para determinar las dimensiones y obtener el modelo digital del área de estudio se emplearon herramientas digitales como Google Earth Pro y Arc View, con información proporcionada por la CONAGUA. Se obtuvieron parámetros fisicoquímicos básicos in situ, como pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y turbiedad, se identificaron las fuentes contaminantes en función de las actividades antropogénicas y el comportamiento de la cuenca. El pH se mantuvo de 6.5 a 8.9 durante el mes de septiembre se identifica un pH fuera de los límites máximos permisibles, la temperatura más alta registrada fue de 29 °C, el oxígeno disuelto fluctúa de 5 a 12 mg/L, la conductividad eléctrica mayor fue de 450  $\mu$ S/cm, la turbiedad oscila de 25 a 100 UTN, asimismo se identificaron 11 fuentes contaminantes, cinco sitios con presencia de residuos sólidos y seis puntos de descarga de agua pluvial y/o residual; alrededor del cauce urbano se realizan actividades de agricultura en una sección de 2.5 km. El nivel de precipitación durante el mes de octubre fue uno de los más tormentosos de todo el año, de acuerdo con CONAGUA, la media mensual fue de 301.6 mm de acuerdo con el registro de lluvias provocando erosión de suelo en los márgenes del cauce, aunado a la persistencia de vertidos de residuos sólidos y agua residual por los ciudadanos aledaños, aumentando la turbiedad, pH y mala calidad de agua.

**Palabras clave:** Impactos ambientales, actividades antropogénicas, parámetros fisicoquímicos, precipitación.

### **INTRODUCCIÓN**

En el año 2013 se llevó a cabo el proyecto diagnóstico de la calidad del agua del río Grijalva en el periodo 2000-2008, donde se obtuvo que el agua no se recomienda para consumo humano por las características de elementos presentes, sin embargo, es óptima para un tratamiento de potabilización que elimine aquellas sustancias y microorganismos no deseados (Contreras, 2013). El municipio de Balancán, Tabasco se localiza en la parte media de la cuenca del río Usumacinta y pertenece a la región ríos, denominado así, por la alta presencia de cuerpos de agua. La ciudad de Balancán tiene una población de 13,030 habitantes según el INEGI 2015. El agua es un bien de primera necesidad y un elemento natural imprescindible en la configuración de los sistemas medioambientales (USMP, 2000). Las actividades diarias que realiza la población, dependen en su totalidad del agua que se extrae de la cuenca. Es de importancia a nivel regional conocer los efectos negativos que generen una mala calidad del agua, ocasionadas por actividades productivas y la cercanía con los predios urbanos. El presente proyecto se desarrolló en el Instituto Tecnológico Superior de los Ríos, los trabajos de campo fueron realizados en un fragmento del cauce urbano de la Subcuenca Usumacinta donde se dispuso de un programa de monitoreo durante la temporada de precipitación que consistió en establecer diez estaciones de monitoreo y realizar recorridos durante mañana y tarde analizando parámetros fisicoquímicos in situ con ayuda de equipos electrónanalítico, se realizó la identificación de fuentes contaminantes en el sitio, como presencia de residuos sólidos y puntos de descarga de agua residual y pluvial, con el objetivo de conocer la calidad actual del agua

identificando los posibles impactos ambientales negativos ocasionados por actividades antropogénicas dentro de un trayecto de 6.45 kilómetros del cauce urbano.

## MATERIALES Y MÉTODOS

A través del sistema de información geográfica Google Earth Pro, se ubicó el área de estudio, posteriormente se visitó el sitio y se establecieron diez estaciones de monitoreo utilizando el método de zig-zag considerando el flujo y dirección de corriente, las estaciones fueron ubicadas en el mapa geográfico a través de coordenadas UTM, se estableció un programa de monitoreo que consistió en muestrear dos veces al día en horario de 8:00 a 10:00 y de 14:00 a 16:00 horas, durante la temporada de precipitación, en cada estación se realizó el muestreo de agua considerando la zona de afluencia y de acuerdo con norma oficial mexicana NOM-014-SSA1-1993, la ruta de muestreo inició a 400 metros del sistema de extracción de agua para potabilización. Se realizó una lista de sitios contaminantes clasificándolos como presencia de residuos sólidos urbanos, residuos peligrosos y descargas de agua pluvial y/o residual, ubicados con ayuda de equipo GPS a través de coordenadas UTM. El recorrido se realizó en una lancha con motor, que transportaba dos muestreadores, dos encargados de tomar datos, un supervisor y el operador de la lancha, las muestras tomadas eran resguardadas en una nevera para su análisis e identificación de sedimentos. De cada muestra se evaluaron los parámetros fisicoquímicos: pH, temperatura, oxígeno disuelto conductividad eléctrica y turbiedad, con un medidor multiparamétrico de mesa (edge) de la marca HANNA INSTRUMENTS, los parámetros fueron definidos en cualitativos y cuantitativos para su posterior estudio. Se solicitó información de precipitación durante de los días de muestreo, a la estación hidrométrica San Pedro Tabasco y a la estación meteorológica ubicada en el puente de Boca del Cerro, en Tenosique, Tabasco.

## RESULTADOS

La subcuenca Usumacinta presenta un flujo de tipo perenne y corriente ascendente (sur-este), según información obtenida por CONAGUA 2018 en las descripciones de las cuencas regionales hidrológicas. La precipitación total anual varía de 1 500 mm a 2 500 mm. La estación hidrométrica San Pedro Tabasco, reporta un volumen de 2304.45 mm<sup>3</sup> escurridos al año; el Usumacinta en la estación hidrométrica Boca del Cerro, reporta un volumen medio anual de 56 113.74 mm<sup>3</sup>.



Figura 1. Ubicación del área de estudio



Fuente: Google Earth.

Tabla 1. Potencial de hidrogeno

Estaciones	AGO		SEP		OCT		NOV		DIC	
	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE
1	8.10	8.48	8.93	8.41	7.41	8.40	8.28	8.20	8.98	7.87
2	7.80	8.3	8.93	8.42	7.22	8.70	8.29	8.27	8.71	8.07
3	8.10	8.32	8.88	8.30	7.86	8.30	8.25	8.19	8.60	8.06
4	8.20	8.37	6.98	8.29	7.05	8.50	7.86	7.70	8.56	8.02
5	8.50	8.16	8.65	8.34	7.24	8.40	8.30	8.21	8.42	8.07
6	8.10	8.21	8.46	8.27	6.82	8.50	8.13	8.07	8.25	8.29
7	8.50	8.22	8.46	8.20	6.90	8.40	8.13	8.07	8.36	8.07
8	8.30	8.43	8.50	8.27	6.97	8.30	8.15	8.15	8.37	8.22
9	8.40	8.30	8.49	8.26	7.47	8.20	8.10	8.20	8.07	8.28

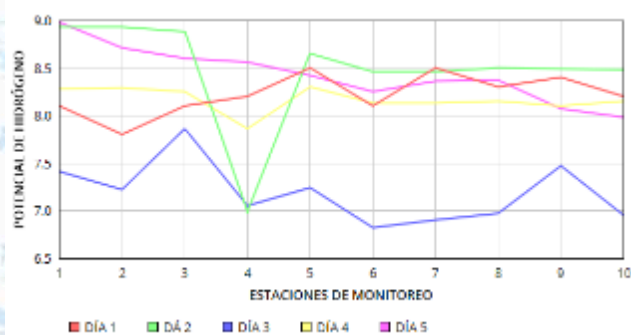


Gráfico 1. Muestreo de mañana.

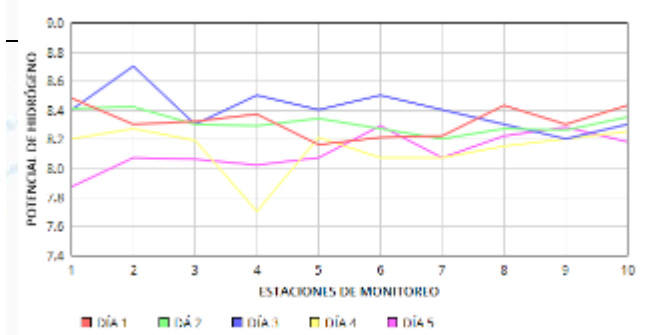


Gráfico 2. Muestreo de tarde.

Los resultados indican que existe una fluctuación del pH en los puntos uno, dos, tres, cuatro y cinco dichos puntos fueron ubicados cerca de la zona urbana, encontrándose presencia de actividades antropogénicas y descargas de aguas pluviales, durante los meses de septiembre y octubre en la estación uno dos y tres se obtuvo un pH de 8.6 a 8.9 durante el muestreo de mañana y en las dos en el muestreo de tarde encontrándose fuera de los límites máximos permisibles.

Tabla 2. Temperatura

Estaciones	AGO		SEP		OCT		NOV		DIC	
	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE
1	27.1	28	26.5	28	27.4	28.5	27.7	27.7	26.6	28.32
2	28	28.5	26.1	28.1	26.6	27.8	27.3	27.6	26.7	27.1
3	27.9	29	26.2	28.2	26.6	29	26.9	26.8	27	28.1
4	27.2	28	26.4	28.2	26.8	28.5	27.1	27	27.5	28.2
5	27.7	28.2	26.3	28.31	26.5	28.3	27.2	27.6	28	28
6	27.5	28.2	26.2	27.7	26.9	28.6	27.5	27.4	27.1	27.7
7	27.9	28.1	26.2	28	26.8	27.7	27.6	27.9	28.1	28
8	27.3	28.8	26.8	27.3	27	29	27.8	28	27.8	28.4
9	27.8	28.6	27.1	28.3	27.6	27.9	28	28.1	27.7	28.4
10	27.6	28.3	26.9	28.2	27.3	28.1	28.1	28.6	28.1	27.7

Grafico 3. Muestreo de mañana.

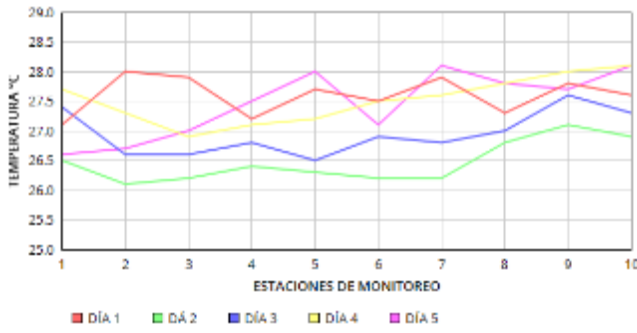
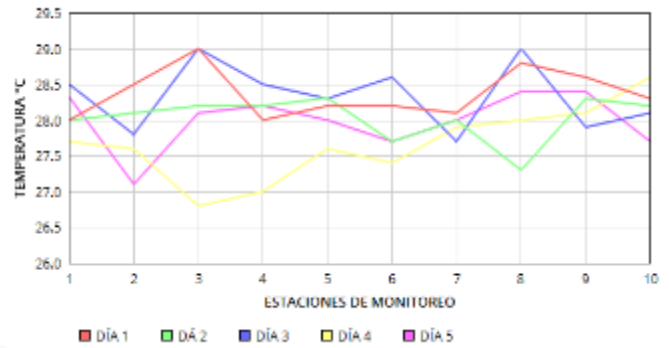


Grafico 4. Muestreo de tarde.



Durante los días de monitoreo se obtuvieron temperaturas medias de 27 y 28 °C, en la estación tres y ocho se presentaron temperaturas de 29°C durante el muestreo de tarde, sin embargo de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017, no hay contaminación térmica actualmente y por lo tanto no hay perdida de oxígeno que frene los ciclos biológicos naturales en el cauce urbano.

Tabla 3. Oxígeno Disuelto

Estaciones	AGO		SEP		OCT		NOV		DIC	
	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE
1	8	10.1	7.71	10.53	7.41	7.7	7.78	7.68	7.65	7.79
2	7.7	8.78	7.89	9.25	7.22	7.7	7.19	7.9	7.62	7.69
3	8.3	8.43	8.13	11.4	7.86	6.9	7.63	7.53	7.54	8.74
4	6.8	7.75	8.64	12.75	7.05	7.2	7.38	7.28	8.37	9.06
5	7.5	7.9	7.46	12.38	7.24	7.2	7	6.9	7.19	9.17
6	8.1	7.77	6.87	10.59	6.82	7.1	7.02	7.05	7.9	8.81
7	7.9	7.32	7.77	9.55	6.9	7.6	7.53	7.6	8	7.78
8	6.9	6.92	7.71	9.42	6.97	7.2	7.52	7.1	8.11	7.35
9	8.3	7.5	9.1	7.73	7.47	6.9	7.06	7.22	8.55	7.94
10	8.7	7.32	11.15	7.27	6.95	7.7	7.33	7.22	8.22	8.57

Grafico 5. Muestreo de mañana.

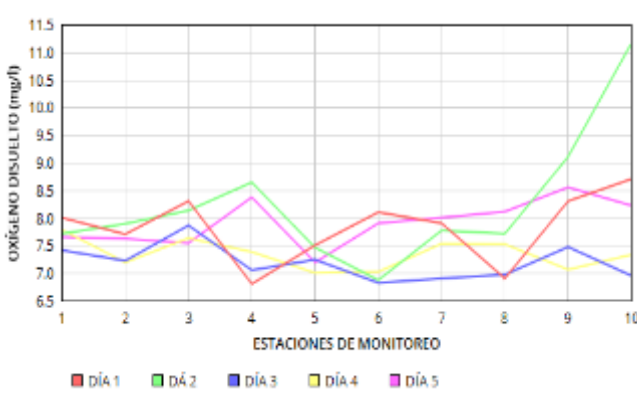
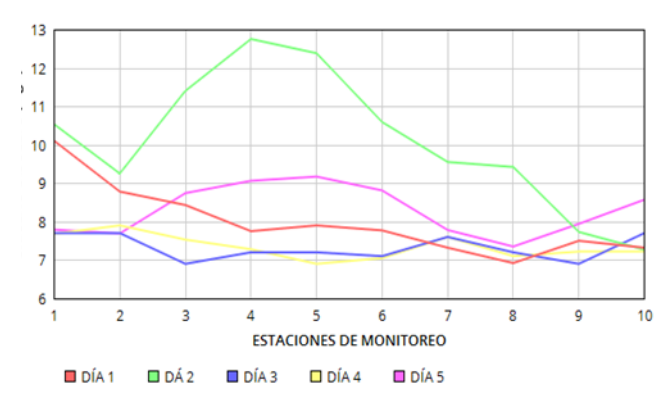


Grafico 6. Muestreo de tarde.



Durante los días de monitoreo el oxígeno disuelto presentó un rango de 5 a 12 mg/l, con una condición de aceptable a buena, siendo adecuada para la vida de organismos acuáticos. La concentración más baja se registró en la estación número cuatro de 6.8 mg/l durante el monitoreo de mañana. La mayor concentración de oxígeno

disuelto registrada fue de 12.75 mg/l durante el mes de septiembre, representando una condición sobresaturada de un sistema en plena producción fotosintética, con buena oxigenación óptima para los procesos biológicos.

Tabla 4. Conductividad eléctrica

Estaciones	AGO		SEP		OCT		NOV		DIC	
	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE
1	451	384	456	247	270	267	267	249	290	242
2	443	436	230	242	264	272	272	251	276	286
3	424	438	233	244	263	271	271	252	275	279
4	428	427	231	243	266	272	272	248	277	282
5	421	447	230	232	263	260	260	250	275	274
6	425	437	225	230	246	245	245	252	269	280
7	429	443	233	242	249	267	267	270	276	288
8	426	429	226	227	238	245	245	263	266	290
9	434	433	231	240	260	258	258	259	277	290
10	429	428	233	236	255	248	248	263	270	276

Gráfico 7. Muestreo de mañana.

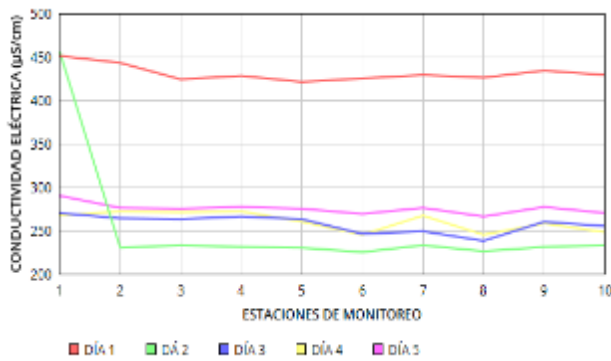
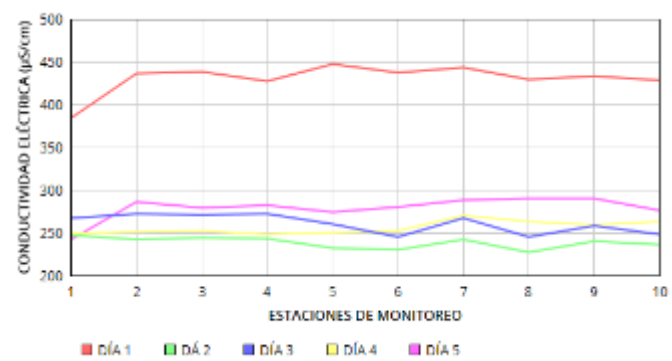


Gráfico 8. Muestreo de tarde



Durante el primer mes de monitoreo, la conductividad eléctrica se encontró con poca dureza en todas las estaciones de monitoreo, mañana y la tarde, el segundo mes solo la estación de monitoreo uno en la mañana se encontró ligeramente dura, durante la tarde el agua se comportó de manera blanda, en el tercer, cuarto y quinto mes los datos tomados arrojaron que el agua se encontraba blanda, ya que no disminuyo de 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y no excedieron las 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  permitidos de acuerdo con organismos internacionales (ONU,FAO,EPA), lo que indica que no presenta excesos de carbonatos de calcio siendo óptima para el transporte de corriente eléctrica.

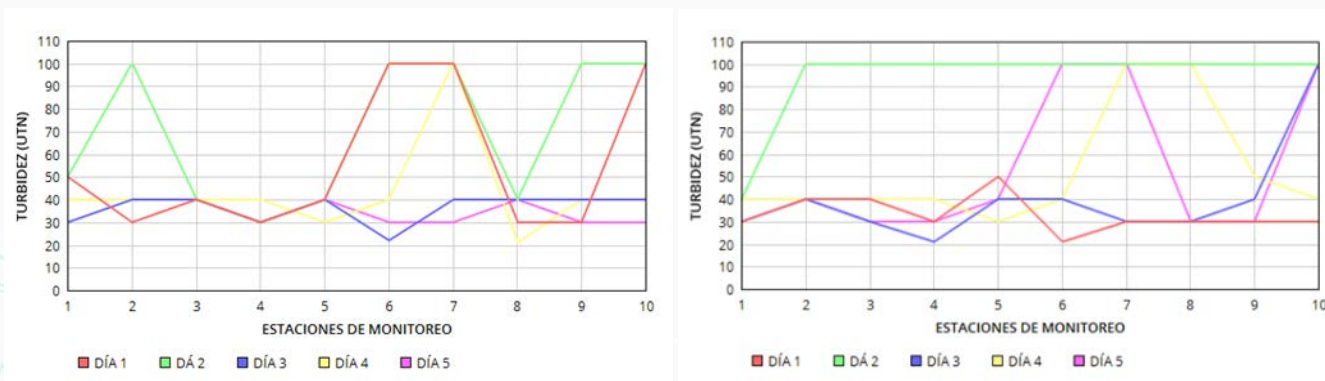
Tabla 5. Turbiedad

Estaciones	AGO		SEP		OCT		NOV		DIC	
	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE
1	18.5	25	18	19.51	25.5	26	23.5	24	23	21
2	27	23	16.5	13.5	22.5	24.5	22.5	24.2	22.5	22.5
3	22	23.5	20	13.5	24.5	27.5	23.5	23.4	23.5	25
4	25.5	28	25.5	15.5	29	32	23.5	23.7	25	32.5
5	23.5	17	22	12	22	23.5	29.5	29.5	24	22.5
6	16	32	15	14	22	23	21.5	21.5	25.5	17.5
7	15	28	16	15	24.5	26	16.5	16.5	32.5	17
8	25	25	23.5	13	21.5	26.5	34	18	22	30

9	25.5	26.5	13	12.5	23	24.5	24.5	20	29	25
10	14	26	12.5	16	24	16	25	23	26.5	18

Grafico 9. Muestreo de mañana.

Grafico 10. Muestreo de tarde.

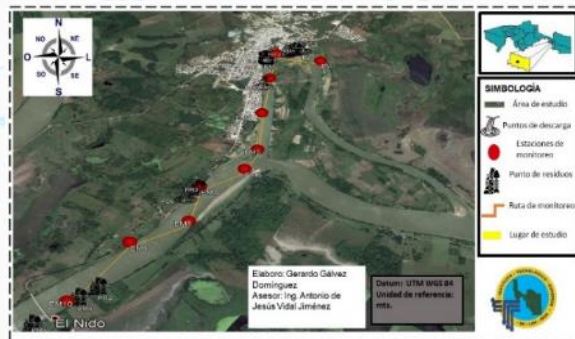


Las turbiedad se presento de 25 a 100 UTN siendo el limite permisible aceptable de 5 unidades nefelométricas de acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994, encontrandose mayor turbiedad durante el muestreo de tarde con gran cantidad de solidos suspendidos en dispersión constantemente.

Tabla 6. Fuentes contaminantes.

Figura 2. Puntos de monitoreo y sitios contaminantes

PUNTOS DE DESCARGA	COORDENADAS UTM		PUNTOS DE RESIDUOS	COORDENADAS UTM	
	X	Y		X	Y
1	655514	1969696	1	655445	1969642
2	655408	1969604	2	654848	1966383
3	655365	1969546	3	0655417	1963571
4	655207	1969289	4	0655621	1964131
5	0655776	1966163	5	0655722	1964370
6	065543	1968698			



Fuente: Google Earth

Seis fuentes de descarga fueron registrados, en el sitio de muestreo, cinco sitios de residuos avistados a lo largo del recorrido, encontrándose gran cantidad de residuos sólidos urbanos y materia flotante, en su mayoría residuos sólidos urbanos clasificados en Pet, aluminio, metal, contenedores de pesticidas y herbicidas, garrafas de transporte de hidrocarburos, así también algunos residuos de estufas, lavadoras y aparatos electrodomésticos. Durante los días de monitoreo hubo presencia de solidos suspendidos, y residuos organicos como troncos, hojas, ramas.

La media mensual fue de 301.6 mm, de acuerdo con la tabla de lluvias, clasificado en lluvias extraordinarias, siendo el mes de octubre uno de los más lluviosos del año, indicando gran arrastre de sedimentos presentes en el agua.

Tabla 7. Clasificación de lluvias.

Días de monitoreo	Precipitación por día (mm)
1	0.8
2	2.8
3	29.0
4	3.4
5	28.5

Los márgenes del cauce urbano presentaron ciertos derrumbamientos a causa de las lluvias y del incremento de la corriente, lo que propicia al deslave debido a lluvias torrenciales y extraordinarias causantes de erosión, indicando que las lluvias fuertes si provocan alteraciones al rio, viéndose afectado en la calidad y procesos fisicoquímicos del agua.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Durante el mes de septiembre se excedió el límite permisible de Ph, en la estación uno de 8.6 a 8.9, el pH para el agua natural se encuentra por lo general entre 6.5 y 8.5, aunque se pueden presentar ligeras variaciones (Rubio *et al*, 2013), también se encontró una concentración de oxígeno disuelto de 12.75 mg/L, en el caso del OD, Bellingham (2009) señaló que esta variable tiene una alta dependencia con las horas de sol, ya que la actividad fotosintética de algunas plantas acuáticas provoca un aumento en el OD. La temperatura más alta alcanzada fue de 29°C durante el muestreo de tarde en la estación tres, debido a su cercanía con una fuente de descarga de agua residual siendo apta para la vida acuática y dentro de los límites permisibles para agua residual. Durante el primer mes de muestreo se presentó una conductividad eléctrica mayor a 300  $\mu$ S/cm debido a la falta de precipitación en ese mes, como señala Das y Achayra 2003 “la conductividad del agua depende de la concentración de metales y sales que existen en el agua y estos elementos varían con los meses y las estaciones que incluyen fenómenos como precipitaciones, además de la sedimentación”. Durante el monitoreo la turbiedad se encuentra fuera del límite máximo permisible encontrándose concentraciones de 100 UTN en los meses de agosto y septiembre presentando alteraciones en el color y olor por el arrastre de sedimentos, debido a la precipitación y a la afluencia de zona urbana y vertidos de agua pluvial y/o residual, siendo la calidad del agua no apta para uso y consumo humano, sin embargo Rubio *et al*, 2013 señala que las lecturas de turbiedad son mayores a medida que la toma de la muestra es realizada a mayor profundidad. Se encontró gran cantidad de solidos suspendidos, residuos sólidos urbanos, residuos peligrosos (envases de pesticidas, envases de aceites de motor y garrafas) siendo la falta de educación ambiental el factor principal de mal manejo de la cuenca y baja calidad del agua, en el punto de descarga cuatro se identificó presencia de aceite residual, el punto de descarga cinco es de agua residual, en el número seis se identificó la descarga de agua del sistema de tratamiento de agua municipal siendo los vertidos un factor que influye en la calidad del agua. El mes de octubre presento mayores volúmenes de precipitación alcanzando una media mensual de 301.6 mm, ocasionando erosión a orillas del cauce urbano y arrastre de sedimentos, por lo que se requiere de tratamientos de potabilización más exigentes durante esa temporada siendo el agua apta para el consumo humano.

## AGRADECIMIENTOS

A la Academia de Ingeniería Ambiental por el apoyo con material, transporte, equipo de campo y alumnos de servicio social, a la estación hidrométrica San Pedro Tabasco y estación meteorológica Boca del Cerro, Tenosique, Tabasco por la información proporcionada.

## 6. LITERATURA CITADA

Bellingham K (2009) Physico chemical parameters of natural water. Stevens Water Monitoring Systems, Inc. Disponible en <http://www.stevenswater.com/articles/waterparameters.aspx>. Fecha de consulta 22 de octubre de 2012.

CONAGUA. (2010). Calidad del agua. México, D.F: Conagua. Pag.35

CONAGUA. (2018). México, D.F: Coutiño, J. C. [www.conagua.com.mx](http://www.conagua.com.mx)

Das J, Achayra BC (2003) Hydrology and assessment of lotic water quality in Cuttack city India. Water, Air, Soil Pollution 150: 163-175.

EPA, U. (2018). EPA. Obtenido de [www.epa.gov/aboutepa/about-officewater#wetlands](http://www.epa.gov/aboutepa/about-officewater#wetlands)

I, M. (2013). Diagnóstico de la calidad de agua del río Grijalva en el período 2000-2008. México, D.F: IPN.

Norma oficial mexicana. NOM-014-SSA1-1993 "Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados". México, D.F: Diario Oficial de la Federación.

Norma Oficial Mexicana 127-SSA1-1994, salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. México, D.F: Diario Oficial de la Federación.

Rubio Arias H, O *et al* 2013. Índice de calidad de agua (ICA) en la presa la Boquilla en Chihuahua, México. 1 Facultad de Zootecnia y Ecología de la Universidad Autónoma de Chihuahua. 1(2):139-150, 2014

USMP. (2000). [WWW.USMP.COM.PE](http://WWW.USMP.COM.PE).

## **ID-183: MODELIZACIÓN HIDROLÓGICA EN LA CUENCA ALTA DEL ARROYO SAUCE CHICO, BUENOS AIRES, ARGENTINA.**

Fernanda J. Gaspari\*<sup>1</sup>, Lucía de Antueno<sup>1</sup>, Adriana Guzmán Guaraca<sup>2</sup>, Gabriela E. Senisterra<sup>1</sup>, Fabio A. Montealegre Medina<sup>2</sup> y Andrea R. Díaz Gómez<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Curso de Manejo de Cuencas Hidrográficas – CEIDE (Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena). Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Dirección: Diagonal 113 N° 469. La Plata, CP 1900, Buenos Aires. Argentina. Email: [cuencas@agro.unlp.edu.ar](mailto:cuencas@agro.unlp.edu.ar)

<sup>2</sup> Becario/a Doctoral CICPBA.

<sup>3</sup> Investigadora CEIDE.

\* Autor de contacto

### **MESA 1: Amenazas e impactos de las actividades humanas sobre las cuencas.**

Palabras clave: HEC HMS, número de curva, análisis TRMM, sierras bonaerenses, simulación hidrológica.

### **RESUMEN**

La modelización hidrológica es una herramienta clave para comparar los escenarios de gestión y el cambio climático en cuencas hidrográficas. El conocimiento y evaluación de los cambios de uso del suelo y el efecto de la agresividad pluvial, es incipiente, especialmente cuando se analiza su integración al fenómeno precipitación–escorrentía. El objetivo propuesto fue representar y modelizar hidrológicamente la cuenca alta de Río Sauce Chico, a partir del análisis pluvial, con el fin de pronosticar esta influencia para dos eventos: uno modal y otro extremo. En relación con los datos pluviales se realizó un análisis temporal de imágenes de GOES – TRMM (1988 – 2018) que se basa en un sistema de grillado. Estos datos se validaron por una combinación de precipitación satelital y datos observados (otorgados por Fundación Hogar FUNKE) para su validación coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe y definir los dos eventos evaluados. Se desarrolló una metodología geoespacial de análisis de la situación morfométrica como herramienta de base para la modelización hidrológica. Para ello se aplicó el modelo geoespacial SWAT 2012 (*Soil & Water Assessment Tool*). Se emplearon 4 perfiles transversales de cauces para el diagrama de block de la modelización hidrológica que se realizó HEC-HMS 4.2 aplicando el modelo Número de curva (NC). Se definió el nivel de correlación existente entre los datos pluviales y las estimaciones satelitales con NSE, donde en el caso de GOES es de 0,423 y en TRMM es 0,431, siendo ambos de baja eficiencia. Debido a ello, este trabajo realizó con dos escenarios pluviales de FUNKE. La modelación hidrológica proporcionó información de la interacción entre el uso del suelo y el efecto de la erosividad pluvial con el fin de proyectar y pronosticar la influencia sobre la escorrentía superficial según el uso del suelo a nivel geoespacial.

### **1. INTRODUCCIÓN**

Los estudios sobre los procesos dinámicos de los cambios en la cobertura de suelo son importantes y necesarios, por que proporcionan la base para conocer las tendencias de los procesos de degradación, desertificación y pérdida de la biodiversidad de una región determinada (Van Lynden y Oldeman, 1997). En la zona serrana del sudoeste de la provincia de Buenos Aires, la erosión hídrica superficial provoca una decreciente producción

agropecuaria, consecuencia del actual manejo del suelo, la pérdida del horizonte superficial y de la disponibilidad de agua superficial y subterránea. En las últimas décadas, dada la capacidad productiva de los suelos de esta región, los pastizales pampeanos han sido sustituidos por agroecosistemas y evidencian un importante nivel de degradación y un escaso grado de conservación (Vázquez y Zulaica, 2011).

También se han incrementado las investigaciones relacionadas con el análisis y modelamiento del cambio en el uso del suelo, principalmente los referidos al proceso de deforestación en países tropicales (Kaimowitz y Angelsen, 1998; Sandoval y Oyarzun, 2003). El cambio de uso del suelo genera una transformación importante en la dinámica del agua superficial y subterránea, debido al aumento del cubrimiento del suelo, eliminación de una cobertura vegetal absorbente, aumento de la extracción de agua de los acuíferos para riego, entre otros.

Según Henríquez et al, 2006, Hough ha determinado que si se reduce la cobertura de árboles y vegetación en el área urbana decrece la evapotranspiración de 40% a 25%; aumenta la tasa de escorrentía de 10% a 30%; disminuye el tiempo de retraso entre la iniciación de precipitaciones y escorrentía; y, decrece la infiltración subterránea de 50% a 32%. Estos antecedentes permiten afirmar que uno de los más notables impactos ambientales del reemplazo de coberturas naturales por coberturas impermeables, corresponde al aumento de la escorrentía superficial (Díaz Gómez, A.R. y F.J. Gaspari, 2017).

Los cambios de cobertura y uso del suelo son reconocidos como una de las principales causas de deterioro ambiental, con una influencia muy importante en la dinámica hídrica superficial. En este contexto, la cuenca hidrográfica es la unidad natural de tratamiento integrado y ámbito para la planificación y gestión del desarrollo sustentable, pues abarca todo el complejo biogeomórfico, económico y de relaciones sociales como unidad de planificación y gestión (Gaspari et al, 2009)

La modelización hidrológica es una herramienta clave para comparar los escenarios de gestión y el cambio climático en cuencas hidrográficas. El conocimiento y evaluación de los cambios de uso del suelo y el efecto de la agresividad pluvial, es incipiente, especialmente cuando se analiza su integración al fenómeno precipitación-escorrentía (Senisterra et al, 2014). Numerosos trabajos demuestran la capacidad de distintos modelos hidrológicos para el análisis y la evaluación del comportamiento de una cuenca hídrica. En los últimos años, ha habido un desarrollo creciente y una mejora continua en el campo de la modelización hidrológica. Entre los diversos modelos actualmente propuestos, el modelo hidrológico SWAT (Soil & Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1998) constituye una herramienta de interés para el análisis y evaluación de diferentes impactos en la disponibilidad y dinámica del recurso hídrico en cuencas hidrográficas (Feler et al, 2014).

Una de las variables hidrológicas más importante en el análisis de la dinámica hídrica y su modelización, es el escurrimiento superficial que es considerado como el agua procedente de la lluvia que circula por la superficie y se concentra en los cauces. Su distribución temporal y espacial es función de las características topográficas, geológicas, climáticas y de vegetación de la cuenca y está íntimamente ligado a la relación entre aguas superficiales y subterráneas (Gaspari et al., 2009).

El Centro de Ingeniería Hidrológica del Cuerpo de Ingenieros de los Estados Unidos (U.S. Corps of Engineers) diseñó el modelo computacional HEC-HMS ® (Hydrological Engineers Center-Hydrologic Modeling System) para simular procesos de precipitación-escurrimiento en cuencas con drenaje dendrítico, mediante un sistema que integra diferentes métodos hidrológicos ya sean concentrados o distribuidos para tener como respuesta el tránsito de caudales. Esta característica del modelo permite flexibilidad combinando diferentes métodos de



cálculo para cada parámetro que se desea obtener, logrando una mejor aproximación al sistema real (Tapia, 2012).

El objetivo propuesto fue representar y modelizar hidrológicamente la cuenca alta de Río Sauce Chico (CARSCH), en el Partido de Tornquist, sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina, a partir del análisis pluvial, con el fin de pronosticar esta influencia para dos eventos: uno modal y otro extremo.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra ubicada en la región pampeana en el suroeste de la Provincia de Buenos Aires. Comprende el área serrana de la Cuenca del río Sauce Chico, que presenta una pendiente del 2-18%. Se extiende por los partidos de Saavedra, Tornquist y Coronel Suarez. El curso principal nace en los cordones serranos Bravard-Ventania (Gaspari, 2000) (Figura 1). El suroeste bonaerense representa el 25 % de la superficie de la provincia de Buenos Aires. De acuerdo con datos de la Dirección Provincial de Estadística, la actividad agropecuaria de la Región aporta el 13% de Producto Bruto Geográfico Provincial (sin tomar en cuenta a Bahía Blanca), 15% del rodeo bovino de la Provincia. En el último decenio del Siglo XX la participación de los distintos cultivos en la producción provincial fue: centeno el 46%, avena 40%, cebada 38%, trigo 28%, 20% girasol, 18% sorgo, 14% en alpiste, 3 % maíz, y 2 % en el caso de la soja. Estas cifras muestran que se trata de una zona ganadera con agricultura importante para la provincia (Picardi & Giacchero, 2015).

El área de estudio es la cuenca Arroyo Sauce Chico, ubicada al suroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina, abarcando un área de 373,24 km<sup>2</sup>. Sus principales escurrimientos provienen del sistema orográfico Sierra de la Ventana. Sus principales características físicas están representadas por su topografía, influyendo en su dinámica biofísica, social y económica. El efecto del clima, clasificado como templado y subhúmedo seco caracterizado por inviernos húmedos, veranos secos. Los principales suelos son clasificados como argiudoles, hapludoles y haplustoles. Las actividades agropecuarias, sustituyen la vegetación natural por especies forrajeras en las partes altas y cultivos como trigo, avena, maíz, girasol, cebada y centeno, en las zonas de piedemonte y planicie.

En relación con los datos pluviales se realizó un análisis pluvial temporal mensual con imágenes de GOES – TRMM (1988 – 2018) que se basa en un sistema de grillado geoespacial, para la combinación de precipitación satelital y datos observados. En este caso de estudio se trabajaron varias fuentes de datos de estaciones meteorológicas: 1. otorgados por convenio con Servicio Meteorológico Nacional, 2. de la Bolsa de Cereales de Bahía Blanca, 3. provistos por Fundación FUNKE. Una vez analizadas estas fuentes, se seleccionó la estación de la Fundación Hogar FUNKE, provistos por Fundación FUNKE, la cual está completa (sin datos faltantes a nivel mensual) para el periodo comprendido desde enero de 1988 a diciembre de 2018.

En relación con los datos pluviales se realizó un análisis pluvial temporal mensual con imágenes de GOES – TRMM (1988 – 2018) que se basa en un sistema de grillado geoespacial, para la combinación de precipitación satelital y datos observados. En este caso de estudio se trabajaron varias fuentes de datos de estaciones meteorológicas: 1. otorgados por convenio con Servicio Meteorológico Nacional, 2. de la Bolsa de Cereales de Bahía Blanca, 3. provistos por Fundación FUNKE. Una vez analizadas estas fuentes, se seleccionó la estación de la Fundación Hogar FUNKE, provistos por Fundación FUNKE, la cual está completa (sin datos faltantes a nivel mensual) para el periodo comprendido desde enero de 1988 a diciembre de 2018.

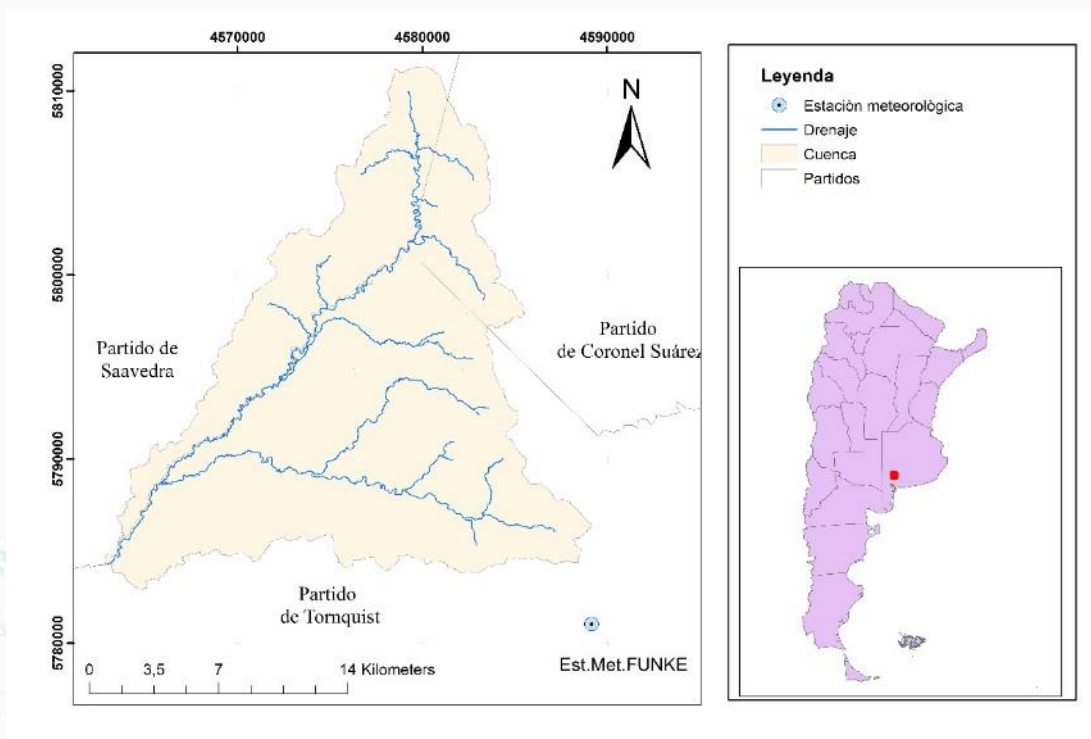


Figura 1. Ubicación de la cuenca alta del Río Sauce Chico. Argentina.

En relación con los datos pluviales se realizó un análisis pluvial temporal mensual con imágenes de GOES – TRMM (1988 – 2018) que se basa en un sistema de grillado geoespacial, para la combinación de precipitación satelital y datos observados. En este caso de estudio se trabajaron varias fuentes de datos de estaciones meteorológicas: 1. otorgados por convenio con Servicio Meteorológico Nacional, 2. de la Bolsa de Cereales de Bahía Blanca, 3. provistos por Fundación FUNKE. Una vez analizadas estas fuentes, se seleccionó la estación de la Fundación Hogar FUNKE, provistos por Fundación FUNKE, la cual está completa (sin datos faltantes a nivel mensual) para el periodo comprendido desde enero de 1988 a diciembre de 2018.

La validación de base de datos hidrológica se realizó a partir de datos de precipitación mensual de la estación meteorológica FUNKE en el norte de la cuenca en estudio. Los mismos se utilizaron para la calibración y para validación. Además se trabajó con datos provenientes de Estimaciones de Precipitación Satelital (SPEs) (Fuente: <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>) para lo cual se realizó una comparación punto de la ubicación de la estación FUNKE y su relación con el valor del pixel.

La correlación entre los datos de SPEs provenientes de TRMM (3B43v7, resolución 0,25°) y GOES (MERRA model, resolución 0,5 x 0,667°). Se consideraron para el periodo 1988-1997 a la información de GOES para lo cual se descargaron 120 imágenes y para el período 1998-2018 se descargaron 252 imágenes de TRMM para con la obtención de los datos de los SPEs (Figura 2).

Para la evaluación de datos se empleó el coeficiente de índice de Nash-Sutcliffe (NSE) que muestra la eficiencia del modelo. Un valor de NSE de 1 indica una coincidencia perfecta entre el modelo y los valores meteorológicos y mientras más se acerca a 0 el modelo se torna menos eficiente.

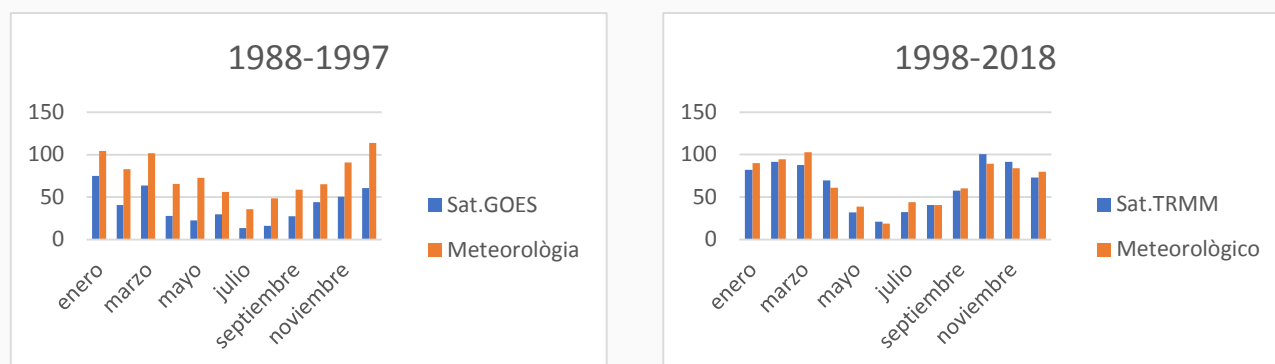


Figura 2. Precipitación media mensual de la estación meteorológica FUNKE comparada con SPEs. Izq. período 1988-1997: GOES der. período 1998-2018: TRMM.

La cuantificación de las variables morfométricas de la cuenca en estudio se implementó bajo la metodología geoespacial de análisis de la herramienta de base para la modelización hidrológica SWAT 2012 (Soil & Water Assessment Tool). Se determinaron parámetros de forma, drenaje y relieve que fueron la base de variables físicas para la modelización del escurrimiento.

El modelo hidrológico más generalizado y fácil de adaptar a cualquier región geográfica es el método del número de curva (NC). Este método, desarrollado por el Soil Conservation Service (SCS) de Estados Unidos (1972), se basa en la estimación directa del escurrimiento superficial de una lluvia aislada a partir de características del suelo, uso de este y de su cubierta vegetal (Gaspari et al., 2015).

El método de NC del Servicio de Conservación de Suelos (SCS) de Estados Unidos utiliza una ecuación para cuantificar el escurrimiento superficial que se expresa como el cociente entre  $(P - I_a)^2$  y  $(P - I_a + S)$ , donde  $P$  es la precipitación,  $I_a$  es la abstracción inicial,  $S$  es el máximo potencial de retención de la cuenca ante un evento de tormenta. El  $S$  se determina por el cociente entre  $(25.400 - 254 \times NC)$  y  $NC$  es número de curva, representado por la combinación de valores entre el grupo hidrológico de suelo, las clases de coberturas y usos del suelo y la condición de humedad antecedente del suelo. El SCS desarrolló una relación empírica entre  $I_a$  y  $S$ , siendo  $I_a = 0,2 \times S$  (Gaspari et al., 2015). En síntesis, el modelo se basa en la ecuación  $Q_v = Q_d \times A$ , donde para la determinación del volumen de escurrimiento ( $Q_v$ ) (en mm), parte de la multiplicación de la profundidad de escurrimiento ( $Q_d$ ) y el área de escurrimiento ( $A$ ).

La aplicación del modelo requiere de cartografía en formato vectorial, codificadas de forma tal que, luego del rasterizado automático, procesamiento y asignación de valores particulares según el caso, se genera un mapa de distribución de número de curva (NC) a partir del cual se determina lámina de escurrimiento, aplicando la metodología del SCS. El modelo cuantifica el escurrimiento superficial en función del volumen y profundidad de la lámina (Wang et al., 2005) a partir de datos de precipitación (Rodríguez Vagaría y Gaspari. 2014.).

La modelización hidrológica integradora se realizó con el programa HEC-HMS 4.2. El mismo presenta una interfaz gráfica que permite introducir la información necesaria para la simulación, manejar los componentes de análisis hidrológico y obtener respuestas en formato de gráfico o tablas. Los datos de entrada al modelo están relacionados con los métodos de cálculo aplicados que en este caso de estudio es el NC, cuya información que

debe proveerse al modelo para realizar las simulaciones. Ellos son: evento pluvial modelizado, información morfométrica de las subcuencas, obtenidas con el SWAT, de características edáficas y de uso del suelo para lograr el NC. Además, se utilizaron datos tomados a campo para el proceso de transformación de lluvia en escorrentía y características hidráulicas de los tramos de canal y métodos de tránsito. Se utilizaron cinco perfiles transversales al cauce ubicación en los puntos de unión. Los mismos fueron tomados a campo con nivel y considerando su número de Manning o rugosidad para cada planicie de inundación (del lado derecho y del izquierdo) y del lecho.

La modelización se realizó según cuatro situaciones, integrando datos de una estación meteorológica ubicada en la cuenca, para el período entre 1997 – 2017, donde se consideraron dos tormentas, una extrema (81,2 mm) y una modal (26,5 mm) con una duración de 480 minutos tomada cada 0,5 hora.

### 3 RESULTADOS

La validación de los datos pluviales mensuales generada por medio de la correlación lineal de Nash (NSE) permitió definir la eficiencia del modelo. En la Figura 3 se presentan los resultados de NSE, donde en el caso de GOES el índice es de 0,423 y en el caso de TRMM es de 0,431. Este valor indica una baja eficiencia en ambas SPEs. Debido a ello, este trabajo realizó con modelaciones de dos escenarios pluviales de la estación meteorológica de FUNKE.

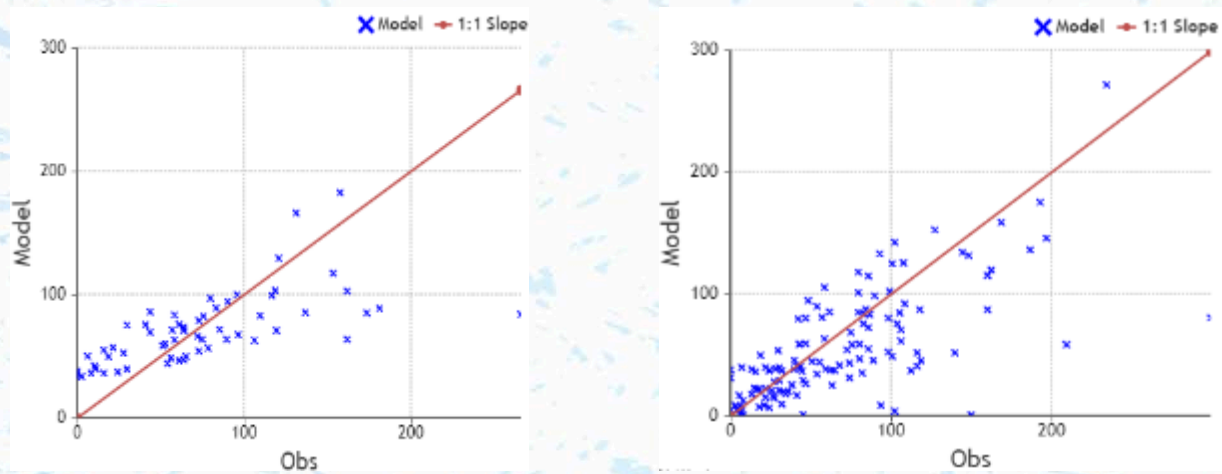


Figura 3: Correlación lineal entre los datos meteorológicos (Obs) y valores modelados (Model);  
Izq. Validación GOES, der. Validación TRMM.

En la Figura 4 se presenta la distribución de las unidades hidrológicas (subcuencas) de la CARSCH que representa el diagrama de secuencia de la dinámica hídrica desde las cabeceras hasta la desembocadura.

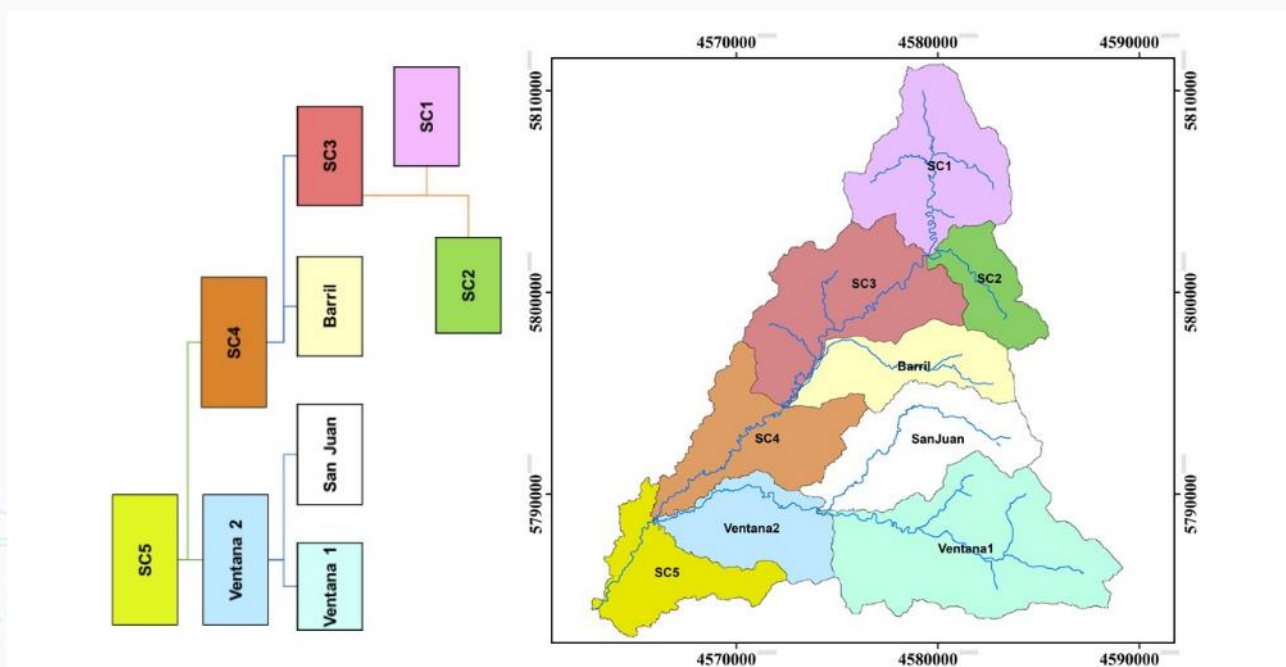


Figura 4. Distribución de las unidades hidrológicas (subcuencas) del y su diagrama de bloques.

Los datos morfométricos de la cuenca alta de Río Sauce Chico (CARSCH) se expresan en la Tabla 1.

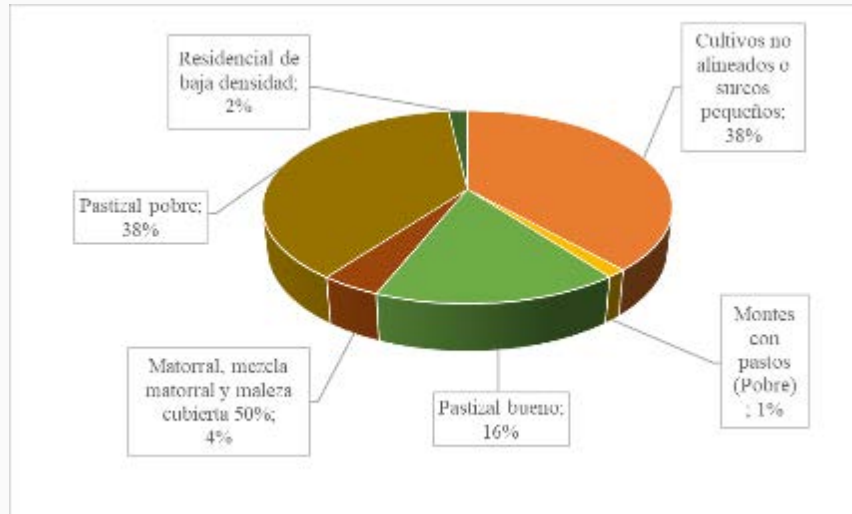
Tabla 1: Datos morfométricos de las unidades hidrológicas de CARSCH (SC = subcuenca).

Subcuenca	SC1	SC2	Barril	San Juan	Ventana 1	SC3	SC4	Ventana 2	SC5
Superficie (km <sup>2</sup> )	46,87	18,89	30,18	43,59	75,95	52,57	38,53	30,73	28,31
Perímetro (km)	42,4	29,0	37,7	47,0	60,0	45,9	50,0	37,4	48,5
Longitud del cauce principal (km)	15,3	9,7	16,0	17,7	19,5	17,4	13,8	12,5	7,0
Pendiente media del cauce principal (%)	2,50	1,68	2,56	3,47	1,46	0,51	0,35	0,51	0,26
Altura máxima del cauce (m)	791	570	728	949	620	408	320	336	272
Densidad de drenaje (km/km <sup>2</sup> )	1,95	1,85	1,10	0,82	1,36	1,46	0,41	0,44	0,25
Tiempo de concentración (hrs)	2,85	2,73	2,90	2,48	5,16	10,56	11,87	8,16	8,91

Los usos del suelo en CARSCH fueron procesados con sistemas de información geográfica (QGIS 3®) responden a la distribución según el Gráfico 1. Se trabajó en base a dichas estructuras de uso del suelo, debido a que el cambio de uso del suelo en el período 1997 – 2017 manifestó una variación en las características de tipo y estado de cobertura y porcentajes de recubrimiento de la vegetación, manteniendo las superficies de ocupación, sin cambios significativos.

Los patrones de cobertura y uso del suelo, expresados en el Gráfico 1, se definieron por relevamiento a campo y demuestran que el proceso de urbanización (residencial de baja densidad) y el desarrollo de la actividad agropecuaria han generado la pérdida de calidad en los pastizales nativos. La falta de recuperación de estos

llevó a generar situaciones de disminución de la contención por cobertura. En la última década tendieron a estabilizarse el uso agropecuario con la incorporación de medidas de conservación de suelos y el monte con



forestaciones de mayor desarrollo.

Gráfico 1. Distribución porcentual en superficie de usos del suelo, año 2017, en CARSCH.

A partir de reconocer los usos del suelo y realizar el análisis edáfico por medio de grupo hidrológico, se definió el NC ponderado por subcuenca, como se expresa la Tabla 2.

Tabla 2. Resumen de los NC ponderados por unidad hidrológica.

Subcuenca		NC ponderado	
		1987	2017
1	SC1	70,7	76,7
2	SC2	71,4	77,0
3	Barril	68,0	74,5
4	San Juan	71,7	77,1
5	Ventana 1	70,9	77,0
6	SC3	68,3	74,9
7	SC4	71,7	77,2
8	Ventana 2	71,7	77,4
9	SC5	70,5	76,1

Figura 5. Distribución de las unidades hidrológicas de la CARSCH para HEC-HMS.



Los datos morfométricos de las Tablas 1 y los NC correspondientes por subcuenca de la Tabla 2 se integraron al programa HEC HMS para la modelización en la CARSCH. Para la modelización hidrológica se realizaron cuatro simulaciones para los dos usos del suelos, 1987 (B) – 2017 (A) y para dos tormentas, una extrema (SC1) y una modal (SC2).

En la Figura 5 se presenta la distribución de las unidades hidrológicas que representa el diagrama de bloques de secuencia de la modelización hidrológica con HEC-HMS.

En la Tabla 3 se presentan los resultados alcanzados de la modelación del escurrimiento superficial generados por HEC-HMS para las cuatro situaciones. Se identificaron cambios en los rangos de escurrimiento durante el período analizado, que representan la suma total de escurrimiento por cada complejo suelo - cobertura y uso del suelo.

Se observa que el volumen de escurrimiento responde espacialmente a la naturaleza de los tipos de suelo presentes. Los mayores valores de escurrimiento se presentaron en las áreas de pastizales naturales coincidentes con elevadas pendientes (superior a 40 %) y suelos rocosos.

Tabla 3. Resultados de la modelación según evento pluvial y condición de uso del suelo (Tabla 3).

Elemento hidrológico	Caudal pico por modelación (m <sup>3</sup> /s)			
	Extrema		Modal	
	2017	1987	2017	1987
SC1	83,5	65,10	5,40	1,30
SC2	36,8	29,00	2,40	0,70
SC3	71,3	52,60	3,30	0,30
Barril	49,5	37,00	2,30	0,20
Ventana 1	121,5	93,70	8,00	1,80
San Juan	78,8	63,20	5,40	1,70
SC4	50,5	45,80	3,80	1,10
Ventana 2	57,4	39,80	3,60	1,00
SC5	42,8	33,60	2,50	0,60

Los resultados proporcionan información sobre el cambio en la dinámica hídrica superficial como consecuencia de los cambios espacio-temporales de uso del suelo en la CARSCH por medio de la modelación con HEC HMS que permitió establecer una zonificación espacial de la lámina de escurrimiento promedio anual caracterizando cada área de las cuencas.

Es importante mencionar la extrema relación de la morfometría de cada unidad hidrológica con la generación de caudales, donde tanto su superficie como su pendiente generan indicadores hídricos básicos a reconocer en un análisis de la dinámica superficial, como se expresa en las subcuencas SC1, Ventana 1 y San Juan.

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Este trabajo permitió modelizar dos escenarios pluviales, proporcionando información de la interacción entre el uso del suelo y el efecto de la erosividad pluvial, con el fin de proyectar y pronosticar la influencia sobre la esorrentía superficial según el uso del suelo a nivel geoespacial.

Las estimaciones de precipitación satelital mensual no fueron sensibles a la variabilidad de la precipitación local, existiendo una baja correlación entre dichos valores. Por esta razón la obtención de valores de precipitación confiables derivadas de estimaciones satelitales sigue siendo un desafío especialmente en estudios hidrológicos.

Al analizar las diferencias de caudales de avenida según eventos pluviales y la cobertura y uso del suelo entre el año 1987 y 2017, los resultados revelan que en la CARSCH el cambio en el uso del suelo tiene una influencia más significativa en la generación de caudales pico, ante la ocurrencia de eventos de precipitación modal, que de eventos extremos.

La modelación hidrológica proporcionó información de la interacción entre el uso del suelo y el efecto de la dinámica pluvial en diferentes eventos de igual duración y distinta intensidad.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Sr Cristian Kleine FUNKE por el aporte de los datos de precipitación y temperatura diaria y mensual del periodo 1988 – 2019.

La financiación de este trabajo fue desarrollada por el Proyecto denominado “Estudio de los servicios hidrológico-ambientales para aportar a la sustentabilidad de la Región Serrana Bonaerense”, del Programa de Incentivos a los Docentes - Investigadores - Secretaria de Política Universitaria – Ministerio de Educación de la Nación. Proyectos I+D 2016. Director: Dra. Fernanda Gaspari. Acreditado. Proy.Nº 11/A286. 2016-2019.

## 6. LITERATURA CITADA

- Díaz Gómez, A.R. y F.J. Gaspari. (2017). Modelización geoespacial del escurrimiento superficial en cuencas vulnerables al cambio de uso del suelo. Revista CINEA. Volumen 5 N° 1: 29-47. ISSN: 2347-0941. Con referto. <http://ojs.fch.unicen.edu.ar/index.php/estudios-ambientales/article/view/143/122>
- Feler, M.V.; Vazquez-Amabile, G.; van Meer, H.; Gaspari, F.J.; Mercuri, P.A.; Prieto, D.; Flamenco, E. (2014). “Validación del modelo SWAT en la cuenca del río Quequén Grande y evaluación de potenciales cambios a nivel de cuenca”. 2º Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. 23 al 26 de Septiembre de 2014. Santa Fe, Argentina.
- Gaspari, F J. (2000). Ordenamiento territorial en cuencas serranas aplicación de sistemas de información geográfica (SIG), 1a ed, - Buenos Aires: Universidad Internacional de Andalucía
- Gaspari, F. (2007). Plan de ordenamiento territorial en cuencas serranas degradadas utilizando sistemas de información geográfica (S.I.G.) (Universidad Internacional de Andalucía sede Iberoamericana Santa María de la Rábida). Retrieved from <https://dspace.unia.es/bitstream/handle/10334/59/0031-Gaspari.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Gaspari, F. J., Senisterra, G. E. y A. R. Díaz Gómez. (2015). Modelización hidrológica con L-THIA en la Cuenca Alta del Arroyo Napaleofú, Buenos Aires, Argentina. XXV Congreso Nacional del Agua. Paraná. Argentina. 8 p.
- Gaspari, F.J., Senisterra, G.E., Delgado, M.I.; Rodríguez Vagaría, A. y S. Besteiro. (2009). Manual de Manejo Integral de Cuencas Hidrográficas. Primera Edición. La Plata. 321 pp.
- Henríquez, C.; Azocar, G. y M. Aguayo. 2006. Cambio de uso del suelo y escorrentía superficial: aplicación de un modelo de simulación espacial en Los Ángeles, VIII Región del Biobío, Chile. *Rev.Geogr. Norte Grande., Santiago de Chile, n.36*. Consultado en Agosto de 2012. Disponible en <http://projects.gnome.org/gnumeric/doc/gnumeric.shtml>. [http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0718-34022006000200004&lng=es&nrm=iso](http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-34022006000200004&lng=es&nrm=iso).
- Kaimowitz, D. and A.Angelsen. (1998). Economic Models of Tropical deforestation. A Review, Center for International Forestry Research, Malaysia 305 pp.
- Picardi, M., & Giaccherio, A. (2015). Productividad de la tierra agrícola en el sudoeste bonaerense. Estudios Económicos, 32. [http://bibliotecadigital.uns.edu.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2525-12952015002200004&lng=en&nrm=iso](http://bibliotecadigital.uns.edu.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2525-12952015002200004&lng=en&nrm=iso)



- Rodríguez Vagaría, A.M. y F.J.Gaspari. (2014). Modelización espacial del escurrimiento medio anual en la cuenca serrana bonaerense. Séptimo Congreso de la Ciencia Cartográfica “Logros y desafíos de la Cartografía”. 19 y el 21 de Noviembre de 2014, Buenos Aires. Argentina.
- Sandoval, V y V. Oyarzun. 2003. “Modelamiento y prognosis espacial del cambio en el uso del suelo”. *Quebracho. 11*. Santiago del Estero. Argentina. 9-21 pp.
- Senisterra, G.E., Gaspari, F.J. y M.G. Mazzucchelli. (2014). Análisis espacio temporal del cambio de uso del suelo en una cuenca serrana de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Séptimo Congreso de la Ciencia Cartográfica “Logros y desafíos de la Cartografía”. 19 y el 21 de Nov. de 2014, Buenos Aires. Argentina.
- Tapia Aldas, J.C. (2012). Modelización hidrológica de un área experimental en la cuenca del Río Guayas en la producción de caudales y sedimentos. Ecuador. Tesis de Magíster Scientiae en Manejo Integral de Cuencas Hidrográficas. F.C.A.F. – U.N.L.P. 239 pp.
- Van Lynden, G.W.J. y L.R. Oldeman. (1997). The assessment of the human-induced soil degradation in South and Southeast Asia. International Soil Reference and Information Centre. Wageningen, The etherlands.
- Vázquez, P. y L. Zulaica. (2011). Cambios en el uso de la tierra del partido de Tandil y principales impactos ambientales. *Revista Párrafos geográficos*, Vol 10, N° 2. 242-267.
- Wang, Y., Choi, W., Deal, B. M. (2005). Long-term impacts of land-use change on nonpoint source pollutant loads for the St. Louis metropolitan area, USA. *Environmental Management*, 35(2), 194-205.

# ID-207: ALTERACIONES EN EL CAUDAL ECOLÓGICO DERIVADO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO EN EL BAJO RIO BRAVO Y RIO SAN JUAN

Mario Ernesto Suárez Mota<sup>1</sup>, Carla Itzel Martínez Pérez<sup>1</sup> e Irene Bautista Juárez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidad de la Sierra Juárez. Av. Universidad S/N, Ixtlán de Juárez, Oaxaca 68725, mail: [mesuarez@unsij.edu.mx](mailto:mesuarez@unsij.edu.mx), [ire.bj92@gmail.com](mailto:ire.bj92@gmail.com)

## RESUMEN

Los estudios de cambio de uso de suelo permiten conocer la evolución del medio natural, así como las repercusiones que las actividades humanas ejercen sobre el medio, y sirven de apoyo a los tomadores de decisiones para proponer mejores programas y políticas de manejo y conservación de los recursos naturales. El presente trabajo tuvo como objetivo identificar los cambios de uso del suelo y vegetación ocurridos en las subregiones Bajo Río Bravo y Río San Juan en el período de 1985 a 2011 e identificar las alteraciones que dichos cambios producen sobre los caudales. Para identificar los cambios de uso de suelo se calcularon las tasas de cambio así como el nivel de concordancia mediante el índice kappa utilizando las cartas de las cinco series de uso de suelo y vegetación de INEGI; mientras que para el cálculo del caudal promedio se utilizaron datos sobre evapotranspiración real y precipitación anual multitemporal. El procesamiento de los datos se llevó a cabo mediante un SIG (ArcGis 10.1). Los resultados muestran que los asentamientos humanos presentan un cambio más significativo al presentar la tasa de cambio más alta (8.46%), mientras que el matorral xerófilo es la cobertura que más superficie perdió (867,190 ha a una tasa de -1.09%). Destaca particularmente la situación de los bosques templados, los cuales contrastan con lo reportado en un gran número de trabajos en otras regiones del país así como por estudios realizados a nivel nacional, en los que esta categoría presenta una tendencia hacia la pérdida de superficie, mientras que en esta zona tiende hacia el incremento de la superficie ocupada por esta cobertura. Se encontró un caudal de 5.086 m<sup>3</sup>/s, valor que coincide con los determinados previamente a partir de datos de estaciones hidrométricas y se observó que el caudal muestra una tendencia a disminuir, sin embargo, en el periodo de 2001 a 2006 mostró incrementos asociándose a la disminución de las áreas destinadas a la agricultura en el mismo periodo.

**Palabras clave:** Análisis Kappa, Caudal, Río Bravo, Río San Juan.

## INTRODUCCIÓN

Los tipos de usos del suelo y su grado de explotación influyen en las variedades del paisaje y al modificarse ocasionan cambios que conllevan la pérdida de hábitat, biodiversidad, bienes y servicios ambientales y la capacidad productiva de los ecosistemas (López *et al.*, 2015). Para evaluar los cambios en los usos del suelo y en la cobertura vegetal de una región, conviene considerar a la cuenca hidrográfica como la unidad básica, dado que esta constituye un ámbito biofísico y socioeconómico ideal para caracterizar, diagnosticar, planificar y evaluar el uso de los recursos, el ambiente y el impacto global de las prácticas de manejo (Jiménez, 2005). Evaluar la integridad del territorio que conforma una cuenca hidrográfica tiene como objeto deducir la posible influencia que el mal manejo y condición de dicho territorio tiene sobre los ríos pues las corrientes y otros cuerpos de agua son invariablemente, los receptores y conductores finales de los efectos del manejo del territorio en una cuenca hidrográfica (Garrido *et al.*, 2010). En la actualidad, los estudios sobre los procesos dinámicos de los cambios en la cobertura de suelo y la deforestación son importantes y necesarios, porque proporcionan la base para conocer las tendencias de los procesos de degradación, desertificación y pérdida de la biodiversidad de una región determinada (Ramos-Reyes *et al.*, 2004).

Las cuencas constituyen un excelente marco espacial para el análisis de los procesos hidrológicos, ya que en ellas se conjuntan condiciones particulares de clima, relieve, suelo y vegetación que determinan la cantidad y calidad del agua, así como su distribución espacial y temporal, lo que a su vez interviene en la distribución espacial de comunidades vegetales (Burgos y Bocco, 2015). Las cuencas se pueden reconocer como hidrográficas o hidrológicas. Las primeras, son espacios territoriales delimitados por un parteaguas (partes más altas de montañas) donde se concentran todos los escurrimientos (arroyos y/o ríos) que confluyen y desembocan

en un punto común llamado también punto de salida de la cuenca (SEMARNAT, 2013). Las cuencas hidrológicas por su parte consideran también la dinámica del agua en el subsuelo, por lo que, al incluir los aspectos geológicos, permite identificar la localización de acuíferos incluyendo sus zonas de recarga (Maass, 2015).

La alteración del régimen natural de los caudales derivado de la infraestructura y las actividades humanas resulta nociva para los ecosistemas y las especies asociadas a ellos. Dentro de las consecuencias de la modificación de los regímenes naturales se encuentran: la pérdida de la biodiversidad de especies nativas, la alteración de los patrones naturales de conectividad longitudinal y lateral de las riberas, la introducción e invasión de especies exóticas, la modificación de la distribución y abundancia de los organismos, entre otros (González y Banderas, 2015). Aunado a lo anterior, la transferencia de agua para uso humano en las ciudades, tierras de uso agrícola, la industria, etc., produce severas alteraciones al medio natural tales como agotamiento de acuíferos y una disminución en las coberturas vegetales (Díaz *et al.*, 2014). Por ello, en muchas partes del mundo se trabaja constantemente en establecer o tener una mayor proximidad sobre cuáles son los caudales que deben permanecer en un río después de un aprovechamiento, definiéndolo bajo varios parámetros y manejando diferentes componentes como la hidráulica, la hidrología, la ecología, entre otros. (Castro *et al.*, 2006). Cuando ocurren cambios en el entorno de un río, estos ejercen efectos acumulativos que se manifiestan en la degradación de la calidad del agua, en el decremento tanto del volumen de presas y lagos como de la capacidad de conducción del cauce; en la pérdida de hábitat para la vida silvestre y en el deterioro de su valor recreacional y estético (González y Banderas, 2015).

El análisis del cambio de uso de suelo que hace referencia a los cambios constantes que sufre la superficie terrestre debido, principalmente, a la apertura de nuevas tierras agrícolas, desmontes, asentamientos humanos e industriales, construcción de aeropuertos y carreteras (Ramos-Reyes *et al.*, 2004); puede ser una herramienta útil para observar el estado de los caudales en una determinada región o cuenca; esto debido a que las comunidades vegetales son un reflejo de las características ambientales, incluyendo clima, suelos, regímenes hídricos y otros factores ambientales y la variación en la estructura y composición entre sitios es un reflejo del conjunto de estos factores (Killeen *et al.*, 2005).

Uno de los principales cambios en las últimas décadas en las cuencas de México ha sido la pérdida de vegetación natural, la cual es una medida básica para conocer el estado ambiental de las cuencas y la posibilidad que éstas tienen de otorgar servicios ambientales. Entre 1976 y 2009, el 80% de las cuencas perdieron entre 1 y 20% de su vegetación natural, mientras que en 12 cuencas, situadas principalmente en el Golfo de México, se perdió el 80% (Cuevas *et al.*, 2010; SEMARNAT, 2013). Dichos cambios irrumpen el ambiente físico y biológico, erosionando el suelo, modificando el hábitat, las interacciones biológicas de sus poblaciones silvestres, el comportamiento animal y los procesos ecosistémicos (Arriaga, 2009).

El análisis del cambio de uso del suelo no es algo nuevo, desafortunadamente no se ha realizado un estudio de este tipo para el área de las subregiones hidrológicas Bajo Río Bravo (SH 24G) y Río San Juan (SH 24F). Por ello, surge la necesidad de conocer los procesos de cambio que han acontecido en esta región, a fin de establecer la relación entre estos cambios y las alteraciones que ha sufrido el caudal de los principales escurrimientos dentro de esta zona; puesto que conocer la tendencia en el cambio de uso de suelo en esta región, puede ser un referente para predecir los cambios que podrían seguir ocurriendo y con ello la pérdida de funciones de estas cuencas en el futuro. En el presente estudio se determinan y analizan los cambios en los usos del suelo ocurridos en las subregiones hidrológicas Bajo Río Bravo (SH 24G) y Río San Juan (SH 24F) durante las últimas décadas empleando herramientas de los denominados Sistemas de Información Geográfica (SIG) para procesar la cartografía digital y las imágenes satelitales con las que se disponía para esta región; buscando establecer la relación que existe entre los cambios detectados y las alteraciones que han sufrido los caudales en los principales escurrimientos de estas subregiones hidrológicas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio incluyó las subregiones hidrológicas Bajo Rio Bravo (SH 24G) y Rio San Juan (SH 24F) localizadas en el noreste de México (figura 1), las cuales forman parte de la Región Hidrológica No. 24 (RH 24) “Bravo-Conchos” y de la Región Hidrológico-Administrativa VI “Rio Bravo” de acuerdo con la delimitación realizada por la Comisión Nacional del Agua. Las coordenadas extremas del área son  $-102^{\circ} 3' 32.6''$  y  $-97^{\circ} 8' 43.1''$  longitud oeste,  $26^{\circ} 31' 27.3''$  y  $24^{\circ} 44' 56.8''$  latitud norte. A esta área se agregó una zona de amortiguamiento (buffer) de 10 km, cubriendo un área total de 5 728 478.051 hectáreas. Cubre parte de 58 municipios pertenecientes a los estados de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas. Sus límites son: al norte con los Estados Unidos y las subregiones hidrológicas Rio Álamo (SH 24E) y Río Medio Bravo (SH 24D) pertenecientes a la misma región hidrológica; al oeste las regiones hidrológicas Mapimi (RH 35) y Nazas Aguanaval (RH 36); al sur con las regiones hidrológicas San Fernando-Soto la Marina (RH 25) y el Salado (RH 37) y al este con el Golfo de México.

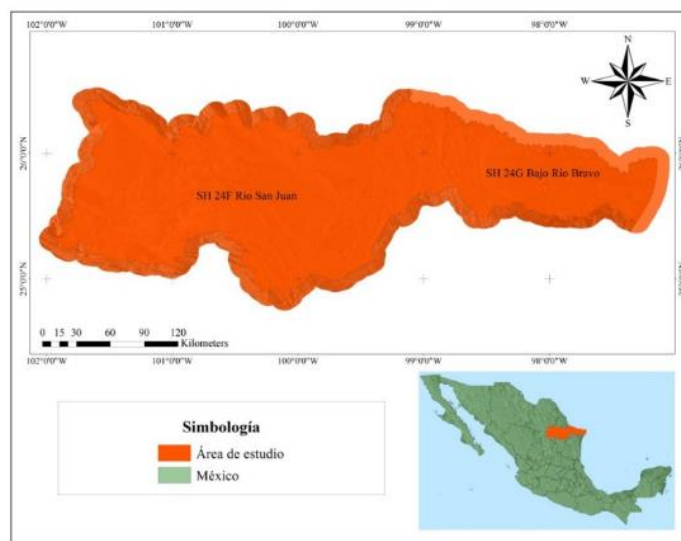


Figura 1. Ubicación del área de estudio

La metodología para analizar el proceso de cambio de uso del suelo consistió en: a) la estandarización cartográfica, es decir, la homogenización de los criterios de clasificación de las series de uso del suelo y vegetación del INEGI; b) el análisis de los cambios de cobertura y uso de suelo mediante el cálculo de las tasas de cambio y el nivel de concordancia usando el índice kappa. La información de uso del suelo y vegetación que se utilizó en este trabajo se obtuvo a partir de los inventarios forestales realizados en cinco series por el INEGI a lo largo de 26 años, la información está disponible a una escala de 1:250 000. Los periodos en que se elaboraron son: la Serie I entre 1979 y 1991, la Serie II entre 1993 y 1999, la Serie III entre 2002 y 2005, la Serie IV entre 2006 y 2010, y la Serie V entre 2011 y 2013 (INEGI, 1997, 2001, 2005, 2009, 2013); por lo que las fechas de referencia para cada serie son: 1985 para la serie I, 1993 serie II, 2002 serie III, 2007 serie IV y 2011 serie V (INEGI, 2014). Debido a que estas se elaboraron en un período de tiempo de 26 años, existe una diferencia en la forma de nombrar los diferentes tipos de uso del suelo y vegetación, por lo cual se consideró emplear la clasificación propuesta por Velázquez *et al.* (2002) con algunas modificaciones, para asegurar de esta manera que los solapamientos de tipos de uso de suelo y vegetación fueran homogéneos entre las diferentes series analizadas. El área de estudio se dividió en celdas de 300 m x 300 m (9 ha) utilizando ArcGis 10.1 y se realizó un solapamiento de este mapa de celdas con las cinco series de uso del suelo y vegetación del INEGI; a continuación, se crearon matrices de presencia-ausencia (unos y ceros respectivamente) para asignar a cada celda el tipo de uso de suelo que le correspondía en cada año (1985, 1993, 2002, 2007 y 2011). Se calculó el índice kappa con ayuda del programa SPSS. Los coeficientes registran valores que van de 0 a 1, siendo 0 el valor donde existe menor grado de concordancia entre los mapas y 1 el punto donde existe una mayor concordancia.

Para calcular las tasas de cambio para cada tipo de uso de suelo en el área de estudio, se obtuvieron las superficies ocupadas por cada tipo de vegetación en cada una de las series de INEGI y posteriormente se calcularon las tasas de cambio entre cada periodo con la ecuación utilizada por la FAO (1996; ecuación 1). Esta tasa expresa el cambio en porcentaje de la superficie al inicio de cada año durante el período analizado.

$$\delta_n = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{1/n} - 1 \quad (\text{Ecuación 1})$$

Dónde:  $\delta_n$  es la tasa de cambio,  $S_1$  es la superficie en la fecha 1,  $S_2$  es la superficie en la fecha 2 y  $n$  es el número de años entre las dos fechas

## RESULTADOS

Los asentamientos humanos, los pastizales y las áreas destinadas para la agricultura son aquellas categorías que muestran un incremento significativo en cuanto a su superficie como se aprecia en los cuadros 1 y 2 y en las figuras 2 y 3. En los datos que se presentan en el cuadro 1, destacan los referentes a la agricultura, ya que a lo largo de los 26 años que transcurrieron entre la serie I y la serie V utilizadas en este estudio, las zonas agrícolas incrementaron de 1985 a 2011, de 997 493 ha a 1 208 300 ha ganando 210 807 ha; aunque fue en el año 2002 cuando llegó a ocupar 1 887 870 ha, variando la tasa de cambio en el transcurso de estos años. El periodo en el que la agricultura ganó mayor terreno fue de 1993 al 2002 cuando alcanzó una tasa de cambio de 5.20% anual, sin embargo, en el periodo que le siguió de 2002 a 2007 la tasa de cambio tomó un valor de -8.46% implicando una pérdida de superficie destinada a esta actividad (cuadro 1). Destacan también por su crecimiento los asentamientos humanos en el periodo de 1985 a 1993 cuando la tasa de cambio alcanzó un valor de 20.68% anual pasando de 18 204.30 ha a 81 915.40 ha. Llama la atención el caso de los bosques templados en esta zona, dado que contrario a lo reportado por otros autores en diferentes regiones del país, en la zona de estudio ha crecido la superficie ocupada por esta cobertura, aunque las tasas de cambio entre las cinco series son muy bajas (cuadro 1). En 1985 se contaban con 352 693 ha de bosque templado y para 2011 sumaban ya 495 038 ha, lo que indica un incremento de 142 345 hectáreas a lo largo de estos 26 años; sin embargo, tal como se puede apreciar en los cuadros 1 y 2 de 2007 a 2011 se presentó una pérdida de superficie ocupada por esta formación, perdiéndose 783 hectáreas.

La mayor tasa de cambio corresponde a la flora ribereña, la cual tuvo un valor de -100% en el periodo de 1993-2002, tiempo en el que se perdió toda la superficie ocupada por este tipo de vegetación. Los datos acerca de los humedales indican que esta formación no se encontraba presente en el periodo en el que fue elaborada la primera serie de uso del suelo y vegetación del INEGI; esta formación se presenta hasta la serie II y crece con una tasa de 47.63% en el periodo de 1993-2002 y después de este tiempo y hasta el año 2011 (serie V) no presenta cambios en la superficie que ocupa pues presenta una tasa de 0%. El matorral xerófilo presentó una tasa de cambio de -1.09% anual en el periodo de 1985 a 2011, siendo el que más superficie perdió (867 190 ha) a lo largo de estos 26 años. Los pastizales por su parte, si bien presentaron una ganancia neta positiva, en el periodo de 1993 a 2002 presentaron una pérdida de superficie (622 302 ha).

Los valores kappa al comparar la serie I con las series II, III, IV y V son menores que los obtenidos al analizar la serie II con las series III, IV y V, la serie III con las series IV y V y la serie IV con la serie V; esto implica que existe un mayor cambio durante el periodo entre estas dos series de 1985 a 1993 pues la concordancia entre los mapas es menor que entre los mapas de los periodos restantes. A partir de 1993 el nivel de concordancia es casi perfecto en la mayoría de los usos de suelo, lo que implica que el cambio en el uso del suelo es menor que en el primer periodo de 1985 a 1993 (cuadro 2).

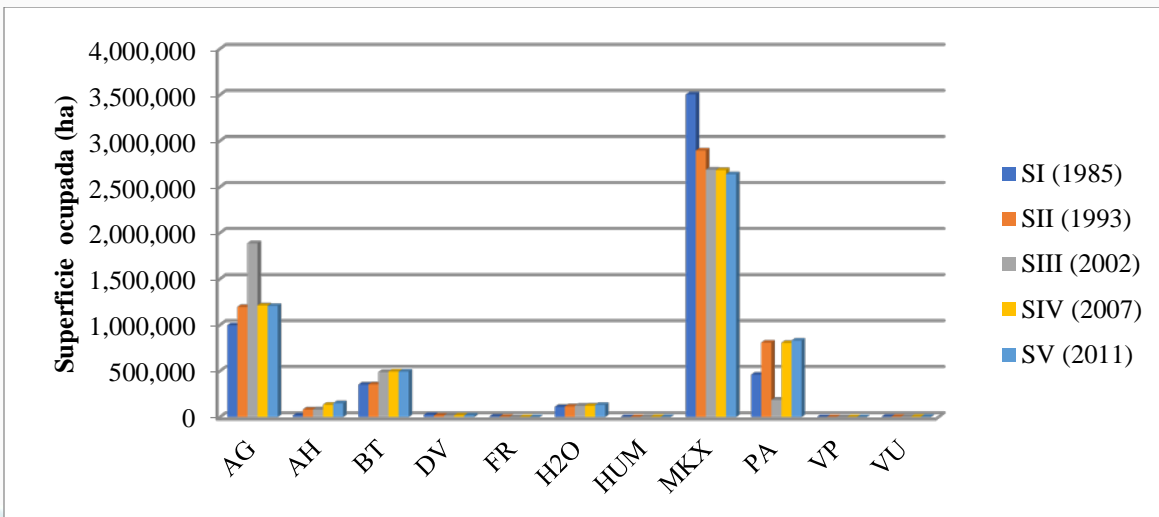


Figura 2. Evolución de la superficie por uso de suelo de 1985 al 2011 (ha)

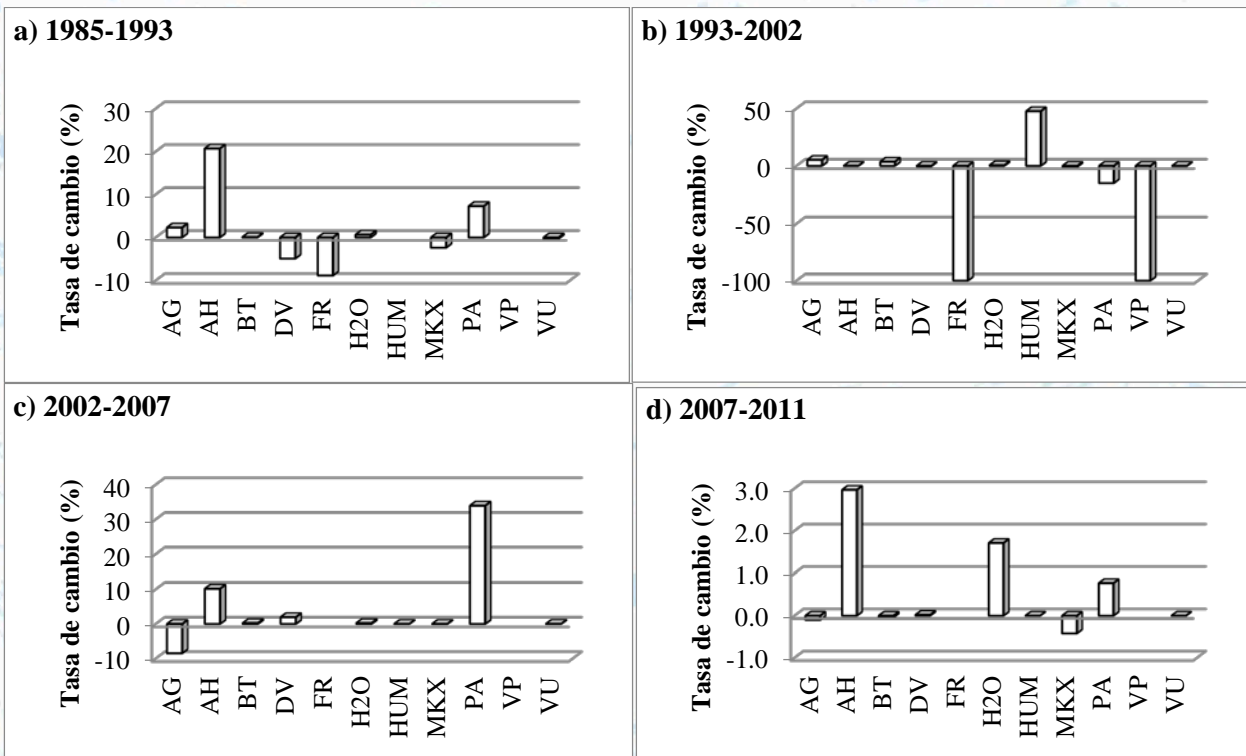


Figura 3. Tasas de cambio para los usos de suelo en los diferentes períodos: a) SI-SII (1985-1993), b) SII-SIII (1993-2002), c) SIII-SIV (2002-2007), y d) SIV-SV (2007-2011).

Cuadro 1. Tasas de cambio para cada uso de suelo entre los diferentes períodos en el área de estudio

Formación	Tasas de cambio (%)				
	1985-1993	1993-2002	2002-2007	2007-2011	1985-2011
Agricultura	2.30	5.20	-8.46	-0.10	0.74
Asentamientos humanos	20.68	0.06	10.17	2.97	8.46
Bosque templado	0.08	3.64	0.25	-0.04	1.31
Desprovisto de vegetación	-4.90	-0.29	1.96	0.02	-1.26
Flora ribereña	-8.82	-100.00	-	-	-100.00
Cuerpo de agua	0.65	0.58	0.25	1.71	0.71
Humedales	-	47.63	0.00	0.00	-
Matorral xerófilo	-2.36	-0.83	-0.03	-0.42	-1.09
Pastizal	7.28	-15.03	33.95	0.77	2.29
Palmar	-	-100.00	-	-	-
Vegetación de dunas costeras	-0.29	-0.11	0.02	0.00	-0.12

Los pastizales presentan valores kappa bajos categorizados como razonables y moderados de acuerdo con escala de valoración utilizada. Estos coeficientes indican que los mayores cambios para esta formación se presentaron entre los periodos de 1993 a 2002 y de 2002 a 2007; sin embargo, el valor al comparar el mapa de 1993 con el de 2007 fue de 0.89 considerado como muy bueno, lo que al observar el cuadro 2 se puede explicar, pues en 1993 la superficie de pastizales en esta región era de 809,194 ha mientras que para 2002 había disminuido hasta 186,892 ha y para 2007 recupero nuevamente superficie cubriendo un área de 805,804 ha, casi la misma que en 1993. En el lado opuesto se encuentran los bosques, los cuales presentaron valores kappa categorizados como casi perfectos, lo que indica que este tipo de uso de suelo no ha cambiado de manera considerable durante los 26 años de estudio, el valor más bajo que presenta es de 0.80 calificado como considerable al comparar los mapas de 1985 y 2002.

## DISCUSIÓN

De manera general, las categorías evaluadas con tasas de cambio principalmente negativas entre 1985 y 2011 fueron: áreas desprovistas de vegetación con -1.26% o una pérdida de 6,995.40 ha; flora ribereña con -100%, es decir que las 5,971.88 ha que en 1985 presentaban dicha cobertura cambiaron a otro uso de suelo; y matorral xerófilo con -1.09% con una reducción de 867,190 ha a lo largo de estos 26 años; mientras que las tasas altas de cambio positivo correspondieron a la agricultura con una tasa anual de 0.74% (aumentó 210,807 ha), los bosques templados 1.31% (ganó 142,345 ha), los pastizales con una tasa 2.29% (aumentó 369,849 ha) y los asentamientos humanos con 8.46% (aumentó 132,127.70 ha) (cuadro 1).

Las tasas estimadas para la disminución de las áreas ocupadas por matorral xerófilo y las desprovistas de vegetación en las SH Bajo Rio Bravo y Rio San Juan son acordes con los obtenidos por Pérez *et al.* (2012) en la cuenca del Rio Bravo-San Juan en el estado de Coahuila que incluye parte del área de estudio del presente trabajo. La tasa de cambio para matorral estimada por estos autores fue de -0.1% y la de áreas desprovistas de vegetación de -0.4%, valores mucho menores que los estimados para las SH 24F y 24G. La tasa para los matorrales en el área de estudio indica que este tipo de vegetación es la más afectada y la que mayor superficie perdió durante el periodo analizado, lo que concuerda con lo reportado en el ordenamiento ecológico de la región Cuenca de Burgos del 2008 (en la que se encuentra inmersa el área de estudio), que señala que el matorral fue una de las comunidades más afectadas durante el periodo de 1976-2000. La pérdida de matorral en esta región sin embargo, tiene una historia mucho más larga, el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos (1980; USFWS por sus siglas en inglés) (Andrade *et al.*, 2010) indica que desde los años veinte, más

del 95% del matorral original de la región norte de Tamaulipas, ha sido roturado para la agricultura, ganadería y suelo urbano.

Con respecto a los usos de agricultura y asentamientos humanos, en ambos estudios las tasas de cambio fueron positivas sin embargo los estimados por Pérez *et al.* (2012) son menores (0.2% y 3.8% respectivamente). Para los bosques se estimó una tasa de 1.31% que difiere con la de la cuenca del Río Bravo-San Juan en el estado de Coahuila en la que la tasa de cambio indica que no hubo modificaciones. En cuanto al pastizal, el valor para las SH 24F y 24G fue de 2.29% que contrasta con el de dichos autores, cuya tasa de cambio correspondió a -1.2% indicando pérdidas de este tipo de vegetación. Estas diferencias en las tasas de cambio encontrados por Pérez *et al.* (2012) y los aquí reportados pueden derivar del hecho de que el área evaluada por estos autores es mucho menor y comprende solamente una pequeña porción de la aquí estudiada, así como también del lapso de tiempo que se analizó: 1993-2008 en la cuenca del Río Bravo-San Juan en Coahuila y 1985-2011 para el presente trabajo.

Los resultados que se obtuvieron coinciden con los reportados por Velázquez *et al.* (2002) para todo el territorio mexicano en el periodo 1976-2000. Ellos también encontraron una tasa de cambio negativa para los matorrales y la flora ribereña (esta última la clasifican como vegetación hidrófila) con valores de -0.33% y -0.59% respectivamente, aunque siguen siendo valores por debajo de los obtenidos en este estudio. La disminución de los matorrales, coincide con lo reportado por Arriaga (2009) quien al analizar las implicaciones del cambio de uso del suelo en los ecosistemas áridos y semiáridos del norte de México encontró que los matorrales presentan una alta fragmentación en los estados de Tamaulipas y Nuevo León. En lo que respecta a los bosques, en las SH 24F y 24G se obtuvo una tasa positiva (cuadro 16) indicando que esta formación ganó superficie durante los 26 años analizados, lo que contrasta con las tasas obtenidas por Velázquez *et al.* (2002) para todo el territorio nacional con cambios del orden de -0.25%. Para asentamientos humanos, cuerpos de agua y áreas desprovistas de vegetación juntas la tasa fue de 7.91%, mientras que la reportada por estos autores fue de 5.99%; en ambos estudios coinciden en ser esta la categoría que presenta la mayor tasa de cambio. Finalmente, en lo que respecta a los pastizales, la tasa fue de 2.29% que es mayor que la que obtuvieron dichos autores (0.91%), sin embargo, ambas tasas son positivas contrario a lo que ocurre al comparar con la tasa calculada por Pérez *et al.* (2012). La tendencia del aumento de las superficies ocupadas por pastizales también fue reportada por Antonio-Némiga *et al.* (2006) quienes evaluaron el cambio de la vegetación ocurrida entre 1974 y 2000 en la subcuenca del río Pílon en Nuevo León, y observaron que el pastizal incremento su superficie tanto en la provincia Llanura Costera como en la Sierra Madre Oriental.

Este aumento en las superficies ocupadas por pastizales en el área de estudio indica un aumento de importancia de la ganadería, y puede explicarse por los problemas ambientales y de rentabilidad que ha presentado el cultivo de sorgo en esta región, siendo uno de los cultivos de mayor importancia en las décadas pasadas, ya que esto derivó en el cambio del uso del suelo de cultivo agrícola al establecimiento de pastos pecuarios con el fin de aumentar la cobertura vegetal de los suelos de la zona. Incrementándose la superficie dedicada a forrajes y pastizales en el norte de Tamaulipas, en temas de producción, utilización, así como la recuperación de pastizales bajo condiciones de pastoreo (Andrade *et al.*, 2010).

La tasa de cambio calculada en el periodo 1985-2011 para los bosques fue positiva con un valor de 1.31%, que indica un aumento en la superficie ocupada por este tipo de vegetación, valor que contrasta con los reportados en otros estudios similares. Bocco *et al.* (2001) encontraron que en el estado de Michoacán se perdió superficie boscosa a una tasa de 1.8% anual durante el periodo 1975-1993. Por su parte Garibay y Bocco (2011) calcularon una tasa de -0.33% para esta misma formación en la meseta purépecha entre los años 1976 y 2005 y señalaron a la expansión de la frontera de la agricultura permanente aguacatera y a los procesos de urbanización como las principales causas de la pérdida de cobertura boscosa. Márquez *et al.* (2005), estudiaron el cambio de uso del suelo (1970-2000) en una microcuenca cercana a la ciudad de Durango, encontrando un visible reemplazo de áreas arboladas por chaparrales y comunidades herbáceas a una tasa de deforestación anual de -2.43%; estos autores encontraron que las fuerzas que provocaron este cambio fueron la ganadería extensiva, la agricultura de temporal, la extracción de leña y los incendios forestales. Por su parte Pinedo *et al.* (2007) estudiaron la deforestación en la región centro-norte de la Sierra Madre Occidental en Chihuahua en el periodo de 1993 a 2003 y encontraron que las tasas de deforestación anual fluctuaron entre 1.9% en la región de Basogachi y 2.7% en la región de San Juanito y señalaron como causa de la deforestación en estas regiones la ocurrencia de incendios, así como los altos índices de aprovechamientos no controlados ocurridos principalmente durante la década de los 90.



Cuadro 2. Coeficientes Kappa para cada uso de suelo entre los diferentes períodos de estudio.

Formación	SI (1985)				SII (1993)			SIII (2002)		SIV (2007)
	SII (1993)	SIII (2002)	SIV (2007)	SV (2011)	SIII (2002)	SIV (2007)	SV (2011)	SIV (2007)	SV (2011)	SV (2011)
Agricultura	0.78	0.51	0.76	0.75	0.65	0.94	0.91	0.64	0.62	0.97
Asentamientos humanos	0.35	0.33	0.22	0.20	0.81	0.67	0.65	0.76	0.70	0.94
Bosque templado	0.92	0.80	0.81	0.81	0.85	0.85	0.85	0.98	0.98	1.00
Desprovisto de vegetación	0.70	0.67	0.48	0.46	0.95	0.65	0.62	0.65	0.61	0.62
Flora ribereña	0.76	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	*	*	*
Cuerpo de agua	0.79	0.76	0.74	0.73	0.94	0.91	0.86	0.92	0.87	0.94
Humedales	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.96	0.96	1.00
Matorral xerófilo	0.71	0.63	0.62	0.61	0.86	0.85	0.83	0.94	0.91	0.97
Pastizal	0.56	0.32	0.52	0.51	0.33	0.89	0.86	0.25	0.24	0.97
Palmar	0.00	*	*	*	0.00	0.00	0.00	*	*	*
Vegetación de dunas costeras	0.83	0.81	0.83	0.83	0.94	0.98	0.98	0.96	0.96	1.00
	Leve	Razonable		Moderado		Considerable				Casi perfecto

\*No se calcularon los valores debido a que estas formaciones no estaban presentes en algunos años y no fue posible realizar la comparación.

Con los valores kappa obtenidos al comparar los diferentes usos de suelo en los cinco periodos estudiados, se puede observar que coincide con lo encontrado con las tasas de cambio, pues los asentamientos humanos son uno de los usos de suelo con mayores cambios a lo largo de los 26 años, puesto que al comparar la serie I con la serie V el índice obtenido fue de 0.20 considerado como un nivel de concordancia bajo, es decir, que existió un gran cambio en la distribución y superficie ocupada por los asentamientos urbanos, datos que sustentan la tasa de cambio en 8.46% a lo largo de los 26 años. Lo mismo ocurre para los pastizales que presentaron una tasa de 2.29% de 1985 a 2011 y que obtuvieron un índice kappa de 0.51 considerado como un nivel de concordancia moderado, aunque el principal cambio en esta categoría ocurrió entre la serie III y la serie IV es decir de 2002 a 2007, periodo en el que se obtuvo un valor de 0.25 (razonable). En cuanto a los bosques el valor Kappa fue igual o mayor a 0.81 en casi todos los casos indicando un nivel de concordancia muy alto, excepto entre la serie I y la serie III en la que se obtuvo un valor de 0.80; es decir que la superficie ocupada por bosques tuvo pocas variaciones a lo largo de los 26 años estudiados, presentándose mayores cambios entre 1993 y 2002 lo que también se muestra en el cuadro 1 con una tasa de cambio de 3.64% para este periodo. La agricultura presenta valores kappa mayores de 0.60 indicando niveles de concordancia de considerables a muy altos, presentando mayores cambios en el periodo 2002-2007 al obtener un valor de 0.64. Los matorrales que fueron la formación que más superficie perdió durante este periodo mostraron un valor kappa de 0.61 de 1985 a 2011 expresando un nivel de concordancia considerable, siendo el periodo de 1985 a 1993 cuando presento mayores variaciones con un valor kappa de 0.71.

Los asentamientos humanos fueron la cobertura con la tasa más alta de cambio en el periodo 1985-2011 con un valor de 8.46% incrementando 132,127.70 ha en su superficie, en tanto que el matorral xerófilo es la formación que más superficie perdió (867,190 ha). Destaca la situación de los bosques templados, los cuales contrastan con lo reportado en un gran número de trabajos en otras regiones del país, así como por estudios realizados a nivel nacional, en los que esta categoría presenta una tendencia hacia la pérdida de superficie, mientras que en esta zona tiende hacia el incremento de la superficie ocupada por esta cobertura.

Las causas más probables de estos cambios en el uso del suelo de esta región del noreste de México son su ubicación, ya que al estar ubicado en la zona fronteriza con los Estados Unidos, las actividades económicas se encuentran más ligadas a este país vecino, propiciando la migración a esta zona, así como el gran impulso que han recibido los distritos de riego y la ganadería en el país, lo cual ha generado el incremento de las superficies destinadas para los asentamientos humanos, la agricultura y la ganadería.

Si bien es necesario corroborar los resultados obtenidos en este estudio con datos de campo ya que las diferencias existentes en la manera de nombrar los usos de suelo en las series de uso del suelo y vegetación del INEGI y la manera en que estas fueron elaboradas puede generar ciertos sesgos, estos resultados permiten obtener una buena aproximación sobre la dinámica de los usos de suelo que se presenta en el Bajo Rio Bravo y Rio San Juan, esperando que sirva de fundamento para futuros trabajos y que junto con otros trabajos ayude en la toma de decisiones a los gobiernos y las instituciones competentes así como en el establecimiento de las directrices para la búsqueda de soluciones prácticas y eficientes en el manejo de los ecosistemas con los que cuenta la región debido a la importancia ecológica y a los servicios ambientales que proveen para las poblaciones humanas que se encuentran establecidas dentro de esta región y permita ayudar a la resolución del problema del recurso hídrico que se vive. Esto debido a que la cubierta vegetal juega un papel fundamental dentro de las cuencas ayudando a mantener la calidad del agua, regular la cantidad y periodicidad de los cauces, a mantener la estabilidad cuenca arriba-cuenca abajo, infiltrar agua para la recarga de los acuíferos, protege el suelo, controla las inundaciones, captura CO<sub>2</sub> y es refugio y proveedor de recursos para los animales y humanos., por ello, una primer medida para analizar las condiciones ambientales de estas subregiones es conocer la extensión y distribución de su cobertura vegetal para delimitar áreas claves para la recarga de los cuerpos de agua tanto superficiales como subterráneos que permitan abastecer agua para cubrir las necesidades de las poblaciones y a su vez permita mantener los componentes, funciones y procesos de los ecosistemas asociados a los cuerpos de agua.

## **BIBLIOGRAFIA**

Andrade, E.C., Espinosa, M. y Belmonte, F. 2010. La región agrícola del Norte de Tamaulipas (México). Recursos naturales, agricultura y procesos de erosión. Universidad de Murcia. 152 pp.

Antonio-Némiga, X., Treviño-Garza, E.J., Jiménez-Pérez, J., Villalón-Mendoza, H. y Návar-Cháidez, J. de J. 2006. Cambios en la vegetación en la subcuenca del Río Pilon, Nuevo León, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12(1): 5-11.

Arriaga, L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación ambiental* 1(1): 6-16.

Bocco, G., Mendoza, M. y Masera, O. 2001. La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía de la UNAM* 44: 18-38.

Burgos, A.L. y Bocco, G. 2015. La cuenca hidrográfica como espacio geográfico. En: Burgos, A.L., Bocco, G. y Sosa, J. *Coords. Dimensiones sociales en el manejo de cuencas*, pp. 11-29, CIGA-Universidad Nacional Autónoma de México y Fundación Gonzalo Río Arronte. México. 308 pp.

Castro, L., Carvajal, Y. y Monsalve, E. 2006. Enfoques teóricos para definir el caudal ambiental. *Ingeniería y Universidad* 10(2): 179-195.

Cuevas, M.L., Garrido, A., Pérez, J.L. e Iura, D. 2010. Estado actual de la vegetación en las cuencas de México. En: Cotler, H. *Coord. Las cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización*, pp. 50-58, SEMARNAT, INE y Fundación Gonzalo Río Arronte. México. 231 pp.

Díaz, R.E., Bravo, L.C., Alatorre, L.C. y Sánchez, E. 2014. Análisis geoespacial de la interacción entre el uso de suelo y de agua en el área peri-urbana de Cuauhtémoc, Chihuahua. Un estudio socioambiental en el norte de México. *Investigaciones geográficas, Boletín del Instituto de Geografía de la UNAM* 83: 116-130.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 1996. *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes*. Number 130. Roma, Italia. 152 pp.

Garibay, C. y Bocco, G. 2011. Cambios de uso del suelo en la meseta purépecha (1976-2005). *Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México y Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental*. México. 124 pp.

Garrido, A., Cuevas, M.L., Cotler, H., González, D.I. y Tharme, R. 2010. Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación ambiental* 2(1): 25-46.

González, R. y Banderas, A. 2015. *Metodologías para el cálculo de caudales ecológicos y ambientales en ríos regulados por presas*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México. 262 pp.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1993. *Carta de Uso de Suelo y Vegetación, Serie I (1968-1986)*, escala 1:250 000. México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2004. *Carta de Uso de Suelo y Vegetación, Serie II (reestructurada) (1993)*, escala 1:250 000. México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2005. *Carta de Uso de Suelo y Vegetación, Serie III (2002)*, escala 1:250 000 (Continuo Nacional). México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2011. *Carta de Uso de Suelo y Vegetación, Serie IV (2007)*, escala 1:250 000. México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2004. Guía para la interpretación de cartografía. Edafología. México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2005. Guía para la interpretación de cartografía. Geológica. México. 26 pp.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2014. Guía para la interpretación de cartografía. Uso del suelo y vegetación escala 1:250 000. Serie V. México. 195 pp.

Jiménez, F. 2005. Gestión integral de cuencas hidrográficas. Enfoques y estrategias actuales. Recursos, ciencia y decisión (2): 1-4.

Killeen, T.J., Siles, T.M., Soria, L. y Correa, L. 2005. Estratificación de vegetación y cambio de uso de suelo en los Yungas y Alto Beni de La Paz. Ecología en Bolivia 40(3): 32-69.

López, V.H., Balderas, M.A., Chávez, M.C., Juan, J.I. y Gutiérrez, J.G. 2015. Cambio de uso de suelo e implicaciones socioeconómicas en un área mazahua del altiplano mexicano. Ciencia ergo-sum 22(2):136-144.

Maass, J.M. 2015. El manejo de cuencas desde un enfoque socioecosistémico. Cuencas de México 1: 3-8.

Márquez, M.A., Treviño, E.J. y Jurado, E. 2005. Reemplazo de áreas arboladas por chaparrales y comunidades herbáceas en el período 1970-2000 en una microcuenca de Durango, México. Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía de la UNAM 58: 54-65.

Pérez, R., Cruz, G.M., Moreno, F., González, A. y Romero, E.M. 2012. Cambios de vegetación y uso de suelo en la cuenca Rio Bravo-San Juan, Coahuila (1993 a 2008). Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 3(10): 25-40.

Pinedo, C., Pinedo, A., Quintana, R.M. y Martínez, M. 2007. Análisis de áreas deforestadas en la región centro-norte de la Sierra Madre Occidental, Chihuahua, México. Tecnociencia 1(1): 36-43.

Ramos-Reyes, R., Palma-López, D.J., Ortiz-Solorio, C.A., Ortiz-García, C.F. y Díaz-Padilla, G. 2004. Cambios de uso de suelo mediante técnicas de sistemas de información geográfica en una región cacaotera. Tierra Latinoamericana 22(3): 267-278.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2013. Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable y Red Mexicana de Cuencas Hidrográficas. 31 pp.

SPSS (Statistical Package for Social Science) Inc. Released (2004). SPSS for Windows, Version 6.0. Chicago, SPSS Inc.

Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz, J.R., Mayorga, R., Alcántara, P.C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E. y Palacio, J.L. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. Gaceta ecológica 62: 21-37.

## ID-208: DINÁMICAS TERRITORIALES EN TORNO AL CAFÉ Y BOSQUES. EL QUEHACER DE LA COALICIÓN DE ORGANIZACIONES DE LA BIO-REGIÓN JAMAPA-ANTIGUA (COBIJA) EN LA PARTE ALTA DE UNA CUENCA DEL CENTRO DE VERACRUZ, MÉXICO.

Julio César Mendoza Marín\_Autor 1<sup>a</sup>, Danú Alberto Fabre Platas\_Autor 2<sup>b</sup>  
<sup>a</sup> Afiliación1, MGAS-Universidad Veracruzana, jmendozam\_@hotmail.com  
<sup>b</sup> Afiliación2, IIESES-Universidad Veracruzana, dfabre@uv.mx

### RESUMEN

Tres de las subcuencas que conforman la parte alta de la Cuenca Río La Antigua son Xilontla, Paso Grande y Bajo Huitzilapan; mismas que visualizadas desde la microhistoria del territorio han sido fuertemente impactadas por el cultivo de café de sombra. Por ejemplo, su introducción durante el siglo XVIII, su expansión en época de las haciendas y Porfiriato, la profesionalización y tecnificación que se propuso desde el Inmecafé y los años venideros tras la desregulación de su mercado internacional a finales de la década de los ochenta del siglo pasado, son puntos de quiebre que influyeron en la transformación biofísica, sociocultural y económica del área en cuestión.

Dicho esto, el trabajo que se presenta aborda las dinámicas territoriales que la sinergia entre el cultivo de café y bosques han propiciado en la parte alta de la Cuenca Río La Antigua; esto a fin de entender si un conjunto de siete asociaciones civiles que laboran en este espacio llevan a cabo procesos de gestión socioambiental acordes a las necesidades territoriales.

Considerando lo anterior, parte del análisis que se puede hacer del tema en cuanto a la relación café-bosque es que las subcuencas Xilontla, paso Grande y Bajo Huitzilapan, se han visto impactadas por una serie de políticas públicas que han modificado su estructura forestal. Por ejemplo: i) Durante el Reparto Agrario, los cafetos provenían de la semilla *Coffea arabica: Typica* y los árboles que los recubrían eran endémicos (cedro negro, ocote, nacastle) y frutales (naranja o plátano); ii) Tras la incursión del Inmecafé en el territorio, no solo se introdujeron nuevas semillas de café como *Garnica, Mundo Novo, Caturra* o *Bourbon*, sino también se recomendó sustituir los árboles nativos por especies del género *Inga* (jinicuil o Chalahuite); y iii) tras el cierre del Inmecafé, una consecuencia de la crisis cafetalera fue el surgimiento de acahuales derivado del abandono de fincas. En cuanto a las asociaciones civiles, se puede decir que éstas han adaptado sus diferentes quehaceres a la realidad inmediata, pues gran parte de quienes las integran habitan el territorio.

**Palabras claves:** Microhistoria, política pública, valoración.

### 1 INTRODUCCIÓN

Dado que la pertinencia y éxito de la gestión ambiental a escala de cuenca es directamente proporcional al conocimiento integral que se tiene sobre este espacio, un supuesto de este trabajo es que los diferentes frentes de intervención; es decir, asociaciones civiles, instituciones gubernamentales y demás formas de organización colectiva, partiendo del entendimiento de las dinámicas territoriales correspondientes, pueden valorar y/o reorientar sus acciones a fin de mejorar su proceder en estos temas.

Ahora bien, la razón de enfocarse en la parte alta de la Cuenca Río La Antigua se debe a que un conjunto de siete organizaciones civiles que conforman a la Coalición de Organizaciones de la Bio-región Jamapa-Antigua (COBIJA), se encuentran inmersas en procesos de gestión territorial; por tanto, vale la pena realizar un análisis sobre la microhistoria del área de cobertura en la que éstas se desenvuelven, con el objetivo de visibilizar si sus diferentes quehaceres se adecúan al carácter social, económico, ambiental y demás elementos presentes en la realidad.

Contextualizando parte de lo dicho, la coalición que compete es un conjunto de asociaciones civiles que unieron esfuerzos a mediados del 2015, dado que se percataron de que colaborar en red puede ser una forma más eficiente de incidir sobre su área de cobertura; esto, teniendo como base de su quehacer grupal una visión compartida sobre la gestión territorial de cuenca. Ahora bien, las organizaciones de interés son: Senderos y Encuentros para un Desarrollo Autónomo Sustentable (SENDAS A.C.), Global Water Watch-México (GWW), Conecta Tierra, Vinculación y Desarrollo Agroecológico en Café (VIDA A.C.), Estudios Rurales y Asesoría Campesina-Veracruz (ERA A.C.), INANA y el Centro de Desarrollo Comunitario (CEDECO).

Dicho esto, en las siguientes cuartillas se expone el cultivo del café y bosques como detonadores de dinámicas territoriales, elementos que fueron abordados desde dos frentes: el primero compete a una revisión bibliográfica, mientras que el segundo se trabajó a partir de la vida y experiencia de quienes habitan los territorios. Finalmente, a la luz de lo encontrado, se continúa con un breve análisis del papel de las organizaciones sobre su área de cobertura.

## **2 PROCESO METODOLÓGICO**

Para la construcción de la microhistoria, en primera instancia se establecieron puntos de quiebre como referencias a la temporalidad a trabajar y a los acontecimientos importantes suscitados en el área de interés; éstos, atendiendo a una escala nacional (macro), estatal (meso) y territorial (micro), y sirviendo para entretejer relaciones causales sobre los ejes temáticos (café-bosque). Grosso modo, se abordaron los primeros años del siglo XX como antesala de la fuerte institucionalización técnico-administrativas que el Estado presentó sobre el café; se demarcó la influencia que el instituto Mexicano del Café (Inmecafé) tuvo sobre el territorio; y se expuso la crisis surgida en 1989 derivada de la desregulación del precio del aromático, la ola neoliberal que llegó al país y el cierre del Inmecafé.

Aunado a lo anterior, es importante anotar que los puntos de quiebre fueron establecidos mediante revisión documental y entrevistas a informantes clave (mismas que serán abordadas en el siguiente párrafo). Del mismo modo, si bien la temporalidad del estudio parte de la década de los treinta del siglo pasado, se optó por abordar brevemente un recuento histórico sobre cómo llegó el café al territorio, pues es a partir de esto que cobra sentido la microhistoria que se expondrán más adelante.

Dicho esto, como segundo punto se diseñó un formato de entrevista para obtener información específica sobre el territorio. Ésta tuvo como finalidad indagar las dinámicas pasadas y presentes de los ejes temáticos señalados, así como una breve prospección hacia el futuro; al mismo tiempo, los perfiles de informantes a los que se dirigió este instrumento fueron: i) personas mayores de 70 años, sexo indistinto, pero que llevan viviendo en el área más de 70 años bajo una ocupación preferentemente campesina y ii) personas que conozcan la historia del territorio. Sobre el primer perfil, la razón de tal delimitación atendió a que la temporalidad establecida para la microhistoria, al comprender un aproximado de ocho décadas y contener los ejes temáticos anteriormente, impide que los rangos de edad sean menores o los oficios de otro tipo (campesinos). En cuanto al segundo, la experiencia señala que existen individuos que dada su profesión u oficio se ven interesados en la investigación histórica del área de cobertura sobre la que desarrollan sus actividades; situación que hace pertinente visualizarlos como informantes clave.

A la par de este segundo punto, es decir las entrevistas, hay que especificar que: i) se recurrió a la estrategia de cascada para su aplicación, ya que sirvió para que un informante clave recomendara a otro; ii) la muestra de entrevistados no corresponde a una estadística, sino a una cuota de saturación, debido a que de esta manera se garantizó que la información obtenida fuese suficiente al no obtener nuevos datos relevantes; y iii) las herramientas sirvieron para reproducir la historia oral del territorio.

Consecutivamente, el análisis de información que dio cuerpo a este trabajo se realizó de la siguiente manera: i) se trianguló la información de las entrevistas que se aplicaron a los dos perfiles; ii) se hizo una revisión documental; iii) se contrastó la información recuperada de las entrevistas y documentos recabados<sup>12</sup>; y iv) el quehacer de las asociaciones civiles se contrastaron con la microhistoria del territorio.

## **3 APROXIMACIONES SOBRE LA MICROHISTORIA DEL TERRITORIO**

A manera de introducción, llegado el siglo XVIII, las primeras semillas de café fueron traídas desde Cuba, dada la encomienda realizada por el Vicario Santiago Garrón y Contreras a la familia Arias –propietarios de la hacienda-ingenio Zimpizahua en Coatepec, Veracruz-. Con esto, al transcurrir de los meses, se diseminó este tipo de plantío en los alrededores, ya que; por un lado, el propio vicario tras cultivar sus matas en su rancho “Rincón de Tecozolco”, y regalar algunas de éstas al presbítero de Teocelo, Don Andrés Domínguez, rápidamente alcanzaron

---

<sup>12</sup> Cabe señalar que parte de los textos empleados son de la década de los ochenta del siglo pasado –y pese a que podrían parecer obsoletos- se decidió incluirlos en el trabajo, ya que son excelentes etnografías de la época.

a Cosautlán y; por otro, la propia hacienda de Zimpizahua al trabajar sus propios sembradíos, consiguió un área de cobertura significativa en el municipios y localidades de Coatepec, y posteriormente Xico (Báez, 1983).

En el tercer cuarto del siguiente siglo –es decir el XIX-, la caficultura de los municipios señalados adquirió un carácter incipiente, pero de significativa importancia a nivel nacional; pues retomando a Mariano Báez (1983), en 1873 de una mata de 3 años se obtenían más de dos arrobas (22.68 kg), la producción ascendía a los 35 mil quintales, (dos mil toneladas de la época) y se exportaban cerca de 400 bultos como promedio anual. Situación que cambió drásticamente, pues en 1888, la baja producción brasileña derivada de plagas ocasionó que las exportaciones de México se incrementaran en un 400 %, teniendo como resultado que estados como Veracruz, Chiapas y Oaxaca se insertaran a mayor profundidad en esta área de la agricultura.

Continuando con esta breve línea temporal, a medida en que avanzaban los años y llegado el siglo XX, se dieron algunas condiciones nacionales para que el cultivo del café se consolidara en el territorio; por ejemplo, i) durante la época del porfiriato la red ferroviaria vinculó a esta región cafetalera al mercado mundial y nacional; ii) las ganancias del café eran del 100 %, pues los costos de producción por quintal se encontraban en los 6 pesos, mientras que su venta alcanzaba los 12 pesos; iii) a diferencia de otras zonas agrícolas del país, durante los levantamientos armados de la revolución (1910-1917) no se presentaron grandes conflictos entre pobladores y hacendados, esto quizá por la bonanza del café cuya sombra llegó a las diferentes estratos sociales. (Báez, 1983).

Sobre este último punto – y dejando de lado la estructura política, social y económica que caracterizó a las haciendas- de acuerdo a María Sheridan (1982), los años que van del fin del siglo XX a principios del XXI vieron cómo el cultivo de café se posicionó rápidamente sobre la caña de azúcar, cítricos y otros productos, pues los hacendados incursionaron en mercados más estables y rentables; basta ver que las haciendas más productivas ubicadas en el territorio comercializaban su café cereza o pergamino a exportadores de Coatepec, como: los hermanos Arbucle de origen Norte Americano, al Sr. Carlos Reteldor o los Bosch de ascendencia Alemana, Tanus Grayeb de origen árabe e incluso a la misma hacienda La Orduña.

Prosiguiendo con Sheridan (1982), a escasos años de terminar la Revolución Mexicana y tomando fuerza la Reforma Agraria en el territorio que compete, los años veinte fueron el escenario donde campesinos heredaron tierras que años atrás habían sido de hacendados; situación que permitió que los locatarios continuaran con los cultivos de cafetos, caña de azúcar y frutales. No obstante, considerando que los elementos industriales fueron conservados por los ex hacendados, éstos siguieron acaparando los productos agrícolas, mientras que los campesinos mantuvieron su papel de proveedores de bienes y servicios.

Un ejemplo de lo comentado es relatado por Nelly León (1983), quien documenta cómo el cacicazgo de la familia Fernández-López, quienes tras arribar a la ciudad de Xalapa en 1918, pasaron de una dinámica de compra venta de café a establecer una relación de dependencia con los finqueros de la región, pues mediante los créditos hipotecarios que otorgaban: i) generaban ganancias por los intereses del préstamo, ii) aseguraban la captación del grano, iii) se apoderaban de fincas e inmuebles ante el vencimiento de créditos, iv) poseían grandes beneficios altamente industrializados (como los ubicados en Coatepec y Las Ánimas) y, v) controlaban, por lo menos en su área de cobertura, gran parte de la comercialización nacional e internacional del café.

Igualmente, sobre el tema, Isidro Rodríguez<sup>13</sup> de Cosautlán, nacido en 1928, relata que: “en época de mi papá y cuando yo empecé a trabajar el campo, si no teníamos para sembrar nos acercábamos con el que le vendíamos el café y nos prestaba a cuenta de cosecha... Así era como se hacía”.

Retomando las bonanzas del café, de acuerdo a Mariano Báez (1982), en la medida en que avanzaba el siglo XXI, gracias a los pequeños agricultores, ejidatarios, minifundistas y toda clase de campesinos emergidos del reparto agrario, esta zona cafetalera se extendió a unas 20 mil hectáreas, correspondiendo a 356, 539 quintales de producción; es decir, un incremento de 1020% en comparación con 1873.

---

<sup>13</sup> entrevista realizada el 16 de noviembre de 2018.

## Historia vivida, Inmecafé y crisis

En la década de los treinta del siglo pasado, los reportes técnicos de dotación de tierras realizados en el marco de la Reforma Agraria, proporcionan un panorama general de las condiciones biofísicas, sociales y económicas en las que se encontraban algunas localidades establecidas en las subcuencas; por ejemplo, el ingeniero Aurelio Ortega, en 1933 reportó que los habitantes de Huehuetepan, (hablantes de castellano y lengua indígena) ocupaban viviendas construidas con madera y techos de tablón; a lo que añade:

Los cultivos a los que se dedican exclusivamente los ejidatarios y demás vecinos comarcanos son el café, sobre el cual concentran toda su atención y esmero [...] Con este cultivo hacen a la vez el del plátano, aunque no del fino, sino en su mayoría del criollo. Secuencialmente cultivan la caña de azúcar, aunque en extensiones pequeñas, de donde fabrican el piloncillo, mercancía que todos elaboran, y tiene aquí en esta región gran movimiento comercial, por su consumo, tanto local, como foráneo [...] Según datos proporcionados por los ejidatarios, el costo total del cultivo de una hectárea de café, es de 150 pesos, más o menos: el producto de la misma, es por término medio, de 30 quintales de grano, lo que con un valor de 18 a 20 pesos, resultan 600 pesos cada tres años, aproximadamente (Archivo General del Estado, EXP. Núm. 1922: 25-V).

De igual forma, en el expediente citado se hace hincapié en que los locatarios no solo producían sus productos, sino también los comercializan; por tanto, en esa época era común –de acuerdo al ingeniero Ortega- observar un movimiento diario de productos entre poblados cercanos, especialmente hacia Cosautlán. Más aún, había quienes exportan sus productos hasta la estación de ferrocarril de Teocelo; camino de herradura y piedra suelta que requería de animales de carga para transportar el café, las pencas de plátano y los cítricos.

El panorama descrito, pero con diferentes matices, se presentó en algunas localidades que pertenecen al municipio de Cosautlán<sup>14</sup>, como: Juan Altontla, Los Limones, Pezuapa, Piedra Parada, Vaquerías, Xaliscuilo, y Tlapexcal. Inclusive, en estos estudios técnicos se comenta cómo el cultivo del café se posicionó sobre el maíz, frijol y chile, por mencionar algunos; ya que se consideraba que éstos no eran costeados, por lo que la utilidad era más de autoconsumo, aunque sin descartar la comercialización.

En lo que compete a lo forestal, los reportes de proyectos de dotación de tierras ejidales realizados por topógrafos, ingenieros y biólogos, durante los años que van de 1920 a 1930 (señalados líneas arriba), comentan que la zona se encontraba recubierta por árboles de ocote blanco y rojo, encino negro, nacaste, pipinque; frutales de mango, plátano, naranja, aguacate, chinini y jinicuil; mismos que eran aprovechados para la construcción de vivienda, leña para uso doméstico y sombra de cafetos. Al respecto de este punto, Isidro Rodríguez<sup>15</sup> a sus 91 años comenta:

Mi papá desde niño me llevó a trabajar con él, y me decía, no te vayas a meter al monte porque te vas a perder. En esa época había que saber andar en el monte, porque todo estaba oscuro... nada más se veían unos metros... ¡Qué le cuento! Había unos árboles así de grandes.

De acuerdo con este entrevistado y Andrés Escobar de 88 años de edad<sup>16</sup>, el territorio durante los años cuarenta del siglo pasado –por lo que recuerdan - mantuvo la misma dinámica de trabajo. Sin embargo, los años cincuenta presentó cambios significativos en su entorno inmediato, pues la construcción de nuevos caminos hacia Xalapa, Ixhuacán, Ayahualulco y Teocelo, ocasionó que con el tiempo se sustituyeran los animales de carga por camiones, entraran contratistas a recoger cuadrillas para trabajar en épocas de corte de café e inclusive se empezara a escuchar sobre apoyos a la cafecultura.

Sobre este último punto parece pertinente ahondar un poco, pues estos años fueron la antesala de organismos que derivaron en la conformación del Instituto Mexicano del Café (Inmecafé), instancia que dada su naturaleza técnico-administrativa, en cuanto al cultivo y comercialización del café, influyó en la dinámica económica, social y ambiental del territorio.

<sup>14</sup> Archivo General del Estado, EXP. Núm. 1123; EXP. Núm. 258; EXP. Núm. 5703; EXP. Núm. 3606; EXP. Núm. 1877; EXP. Núm. 1888; EXP. Núm. 1913; EXP. Núm. 1925.

<sup>15</sup> Entrevista realizada el 16 de noviembre de 2018.

<sup>16</sup> Entrevista realizada el 13 de febrero de 2019.



## La institucionalización del café

Dicho esto, una pequeña remembranza empezaría diciendo que el gobierno de México al ver la importancia en las divisas que generaban la cafecultura, en 1946 se dio a la tarea de conformar el Consejo Nacional del Café a fin de impulsar la producción, mediante el financiamiento a productores, asesoramiento técnico e incorporación de variedades mejoradas; sin embargo, dada la heterogeneidad geográfica y social del territorio nacional, esta institución tuvo un área de cobertura limitada, por lo que la compra-venta del café continuó en manos de los acaparadores locales de antaño (Piñón y Hernández, 1998).

Casi a la par de la conformación del Consejo Nacional del Café, en 1949 se crea la Comisión Nacional del Café (CNC); organismo cuya finalidad era mejorar las plantaciones a partir de la implementación de sistemas modernos de producción que pudieran adecuar los cultivos a las demandas requeridas, aumentar la rentabilidad y costos de producción, mantener la calidad del aromático, establecer estaciones experimentales de enseñanza y demostración y gestionar líneas de crédito para productores. Igualmente, en este mismo año, se crea La Unión Nacional Agrícola de Cafeteros o Cafetaleros (UNAC), que con representación de asociaciones locales de productores, beneficiadores y exportadores de los estados cafetaleros más importantes (Veracruz, Chiapas y Oaxaca), pugnaban por la reducción de impuestos y gravámenes de las exportaciones, que en aquella época llegó a representar hasta el 50% de las ventas del producto (Bartra, Cobo y Paz, 2011).

Como era de esperarse, durante el tiempo que funcionó la comisión (1949-1959), los grandes finqueros, industriales y exportadores fueron los beneficiados de las asistencias técnicas y apoyos financieros que la Comisión proporcionó, ya que los pequeños productores no tuvieron acceso a ellos. Más aun, el peso que detentaron estos hombres de negocios se expresó en Justo Fernández, acaparador asentado entre Xalapa y Coatepec que llegó a ser directivo de la UNAC (Bartra, Cobo y Paz, 2011).

A partir de la década de los cincuenta del siglo pasado, México se convirtió en un importante exportador de café; bonanza que duró cerca de cuatro décadas. Lo comentado se puede observar en los años que van de 1970 a 1980, pues vieron la incorporación de nuevos productores y el aumento de tierras cultivables; basta observar las cifras del Consejo Mexicano del Café (como se cita en Piñón y Hernández, 1998), en donde se señala que durante estas décadas se registraron tasas de crecimiento anual de 3.3% y 2.1% relativas a tierras incorporadas para el cultivo de cafetos, y de 5.6% y 5.8% en cuanto al aumento de productores. Inclusive el periodo 1988-1989 se registró una producción de 7, 079,640 quintales del llamado –en ese entonces- “oro ver”, por exportarse sin procesar.

Como resultado de la creciente demanda internacional del aromático, en 1958 el gobierno federal creó el Inmecafé; instancia que tuvo como objetivos: controlar el precio del café en las diferentes regiones del país, proporcionar asistencia técnica a los productores, realizar investigación para mejorar los cafetos y controlar plagas. Sin embargo, al igual que su predecesor; es decir el Consejo Mexicano del Café, se vio limitado en cuanto a su cobertura, por lo que se dedicó a regular el mercado de exportaciones; Además, dado que los financiamientos propuestos estaban a cargo de bancos privados, solo los grandes productores y exportadores eran sujetos de crédito, por lo que prácticamente el grueso del campesinado quedó fuera de los programas de financiamiento. (Piñón y Hernández, 1998).

Retomando lo expuesto hasta el momento, vale la pena comentar cómo se vivieron estas iniciativas en el territorio que compete, por lo que quizá lo más conveniente sea retomar algunas entrevistas. Por ejemplo, Andrés Escobar, nacido en Piedra Labrada, señala que el Inmecafé empezó a tomar fuerza durante la década de los setenta, pues antes se les vendía a los de siempre. Agregando Don Isidro Rodríguez, habitante de Cosautlán, “si uno llegaba a necesitar dinero, porque se le atoraba la cosecha, iba a Cosautlán a pedir adelanto a algún comprador”. Teófilo Quiroz, oriundo de Piedra Parada, recuerda que en esa época todo lo que se producía se vendía a Isófono Valdivia.

Como ya se mencionó, los recursos federales que se pretendían otorgar no llegaron a todos los estratos de la sociedad, por lo que la presencia de esta clase de instituciones permaneció – en ese momento- casi desdibujada. No obstante, en el pasar de los años se fueron gestando iniciativas que influyeron en la economía, estructura de los bosques y en la sociedad; es decir, la reestructuración del Inmecafé en la década de los setenta y la implementación de los paquetes técnicos en de la Revolución Verde.

## La Revolución Verde llega a las fincas de las subcuencas

Pasada la primera mitad del siglo XX, México adoptó el modelo de desarrollo agrícola impulsado por Estados Unidos; es decir, la “Revolución Verde”. Esta modernización de lo agro fue pensada para condiciones existentes en el país vecino, como: una alta industrialización para los sistemas de riego y cosecha, semillas mejoradas y fuertes insumos. No obstante, en el campo mexicano, los técnicos tuvieron que adaptar los paquetes tecnológicos propuestos a la realidad del país; acciones que derivaron en la degradación del suelo, contaminación de los ríos por el uso de químicos, aparición de plagas y enfermedades, dependencia del campesino a fertilizantes, pérdida de materia orgánica y bajo rendimiento agrícola al paso de los años.

Al respecto, Gerardo Hernández y Susana Córdoba (2011) señalan que el Inmecafé promovió acciones muy concretas para mejorar la producción del café. La primera consistió en introducir nuevas variedades de semillas con las cuales se podían obtener mejores rendimientos, debido a que se encontraban modificadas genéticamente. En cuanto a la segunda, ya que el café producido en el territorio es de sombra, una de las recomendaciones técnicas hechas fue sustituir los árboles nativos por especies del género Inga, ya que éstos al fijar nitrógeno en el suelo ayudan al desarrollo de la planta (Hernández y Córdoba, 2011). A lo que Isidro Rodríguez comenta:

Aquí siempre ha habido bosque, porque el café que tenemos es de sombra, pero con el Inmecafé los biólogos recomendaban árboles de vaina, como el Chalahuite, izpepe o Jinicuil. Si hubo quienes cambiaron los árboles de sus fincas y otros que ya los tenían lo que se necesitaba.

Ante las consideraciones del párrafo anterior, tal parece que los paquetes tecnológicos de Revolución Verde promovidos por el Inmecafé modificaron la masa forestal de las subcuencas; sin embargo, los cambios en los cultivos de café y los beneficios inmediatos de éstos impactaron de manera significativa en la vida de los habitantes. Un ejemplo de esto son las vivencias que los entrevistados relatan sobre esta época:

Don Teófilo Quiroz Rodríguez<sup>17</sup> de 78 años y nativo de Piedra Parada, Cosautlán, señala que antes de la Revolución Verde con tenate en mano, huaraches y azadón, el campesino salía a trabajar el maíz, frijol, la caña y el café; siendo este último la principal fuente económica, mientras que los demás productos se vendían en menor medida. De acuerdo al entrevistado: “todo el campo era importante y era bonito trabajarlo, porque todo se daba. Uno casi no compraba porque aquí había todo, se daba todo... Solo se tiraba la semilla y sin fertilizante salía”. Manuel Reyes<sup>18</sup> de 68 años de edad, desde El Haya de Xico, añade:

Teníamos todo limpio... las aguas, los ríos... Teníamos muchos bosques, las épocas estaban bien definidas: en diciembre había chipi chipi y en primavera calor... Todo lo que se sembraba se daba. En los cincuentas y sesentas todas las fincas de los alrededores tenían naranja, había criolla, una de dulce que le llamaban de azúcar, naranja injerta, naranja para jugo, limas, limas corrientes, lima limón y más. Todo eso se vendía en La Orduña de Coatepec, en la fábrica de refresco misión se recibía toda la naranja de la zona... La caña se vendía al ingenio en Mahuixtlán y el café a varios compradores, como a Juan Martínez, Justo Fernández o Reynaldo Falcón que vivía por donde está el parque bicentenario.

Roberto Cosme<sup>19</sup>, Manuel Reyes y Octavio Reyes<sup>20</sup>, señalan que durante años la semilla base fue la *Coffea arabica*: *Tipyc*; sin embargo, ante la llegada del Inmecafé, se extendieron los cultivos a Garnica, Mundo Novo, Caturra y Bourbon. Posteriormente, se hicieron infinidad de mezclas entre cafetos por lo que se empezó a escuchar de algunos como Pluma Hidalgo, Oro Azteca o Catahuil.

El trabajo con las nuevas plantas sumado al uso de agroquímicos tuvo resultados inmediatos. Don Teófilo relata que en esta época llegaba a producir tres toneladas de café en quince días, Manuel Reyes recuerda cosechar un promedio de dos toneladas diarias durante 20 días consecutivos y Roberto Cosme obtenía ocho toneladas de 200 matas. Sobre estos tiempos de gloria cafetalera Manuel Reyes comenta que antes iban de otras comunidades a su finca:

<sup>17</sup> Entrevista realizada el 20 de noviembre de 2018.

<sup>18</sup> Entrevista realizada el 28 de enero de 2019.

<sup>19</sup> Entrevista realizada el 28 de enero de 2019.

<sup>20</sup> Entrevista realizada el 28 de enero de 2019.

Llegaban y se quedaban hasta que se acababa la cosecha, no como nosotros que vamos y regresamos. Ahí había hombres y mujeres, ahí ellos desayunaban, comían y cenaban. Daban las seis de la mañana y ya estaban cortando, y hasta que oscurecía que ya no veían venían saliendo. A ellos sí les convenía el dinero de esa época, porque ya se cortaban cien, ciento veinte, ciento cincuenta kilos y eran ciento cincuenta pesos diarios que en esa época valían bastante.

En relación a esta experiencia, Mariano Báez (1983), comenta que el boom del café descrito implicó que se dieran flujos de migración entre los habitantes de los diferentes municipios, específicamente de zonas dedicadas a la ganadería, otro tipo de agricultura (maíz) y actividades forestales; pues la cantidad de mano de obra requerida por localidad en tiempo de corta era insuficiente. Con esto, no solo Teocelo, Xico, Coatepec y Cosautlán fueron integradas en la dinámica territorial del café, sino que también significó que municipios como Ixhuacán y Ayahualulco se adjuntaran a este proceso. A lo expuesto María Sheridan (1982, p. 7), registró que:

Al Municipio de Cosautlán acuden anualmente familias enteras para el “corte” (cosecha) del grano; estas familias provienen principalmente de los Municipios de Ayahualulco e Ixhuacán, y en pequeñas cantidades de poblaciones cercanas del mismo municipio. [...] Su producción abastece a los grandes exportadores de Coatepec, Xico y Cosautlán; además maquila café para el Inmecafé y provee fuente de trabajo para el corte y la industrialización del grano.

Como quizá se podría esperar, a medida que avanzaban los años ochenta del siglo pasado, el cultivo de café (pese a los vaivenes del mercado), representó para México una importante fuente de captación de divisas, ya que se exportaba entre el 80% y 90% de lo que se producía. En esa época, Estados Unidos fue el mayor comprador (70% y 85%), mientras que el resto era dirigido a Japón, Corea y Bélgica (Piñón y Hernández, 1998).

No obstante, los últimos años de la década referida marcaron un parteaguas para la cafecultura del país, ya que las políticas neoliberales emprendidas por el expresidente de México, Miguel de la Madrid, llegaron con una ola privatizadora que redujo tanto los subsidios como las funciones del Inmecafé, finiquitándolo en 1989 y; de forma paralela, la omisión por parte de países neoliberales sobre el Acuerdo Internacional del Café expedido por la Organización Internacional del Café (OIC), derivó en la desregulación de los precios del aromático. (Piñón y Hernández, 1998).

En este último punto quizá sea prudente detenerse un momento y comentar que la OIC, fundada en 1962, estuvo integrada por 50 países productores y los 24 países consumidores más importantes. Entre las funciones de la organización estaba mantener los precios internacionales arriba de 1.20 dólares por libra, pues se consideraba un pago justo. Sin embargo, dada las presiones ejercidas por parte de los países consumidores interesados en liberar los precios del mercado, así como de los países productores que no pertenecían a la OIC; en 1989, los precios cayeron de 1.17 dólares por libra a 0.67 dólares por libra, durante la transición de los meses junio-julio. (Piñón y Hernández, 1998).

Los años posteriores a 1989 fueron difíciles para los cafecultores de las subcuencas, pues atestiguaron el final del Inmecafé, la ausencia de subsidios, el declive de la producción y la desregulación en los precios. Manuel Reyes y Roberto Cosme recuerdan cómo el precio del café después de pagarlo a 12 pesos paso a 1 peso; situación que propició el abandono de las fincas. Isidro Rodríguez comenta: “ya no me convenía ir a cortar mi café, porque ni regalado lo querían... Vi cómo los machetes se sustituyeron por palas y picos”.

Sumado a lo anterior, para Octavio Reyes, otra consecuencia que trajo consigo el cierre del Inmecafé fue que el abandono de las fincas provocó que no se controlaran plagas y malezas; por tanto, empezaron a surgir jimbales (acahuales) que hoy ya parecen bosques. Félix Cortés<sup>21</sup> recuerda cómo, ante la crisis, el campesino que buscaba alternativas para subsistir migró a la ciudad y aprendió nuevas culturas, nuevos oficios.

Seguramente existen más repercusiones emanadas del paso y cierre del Inmecafé en las subcuencas. Sin embargo, una que resalta fuertemente es la baja producción derivada de los paquetes técnicos de la Revolución Verde; pues Don Teófilo Quiroz pasó de cosechar tres toneladas a 200 kilos, Don Isidro Rodríguez prefiere no recoger lo poco

---

<sup>21</sup> Entrevista realizada el 20 de noviembre de 2018.

que dan sus cafetales, a Roberto Cosme las matas que en antaño le daban ocho toneladas hoy solo le dejan 50 kilos y Manuel Reyes comenta:

Aquí entre 1970 a 1980 nos dieron un café que se llama mundo nuevo. Olvídense... Cantidad de café... Pero que pasa, que no me dijeron y si me lo dijeron se me olvidó, que cada 8 años había que cortar ese café... Hoy esa parte que tengo no me da ni 40 kilos.

De acuerdo a Roberto Cosme, en esa época los técnicos del Inmecafé les dijeron que las matas de cafetos tenían un promedio de vida de 8 años, por lo que cumplido el periodo tendrían que cambiarla; no obstante, comenta el entrevistado: “como nosotros nos hicimos con la idea de los antiguos de que una mata vivía más de 100 años pues no creímos”.

### **Situación actual del cultivo del café en el territorio**

Pese a lo acontecido, los años venideros no van a mejorar la situación de los cafetaleros, pues desde la experiencia de Manuel Reyes, contrastando el pasado con el presente comenta que antes con tres personas trabajaban una hectárea: limpiaban la finca, hacían tinas y caños para evitar la erosión de las pendientes, quitaban las ramas secas de las plantas, podaban los árboles y levantaban las sombras que caían de los árboles. El entrevistado continúa diciendo:

Antes se sembraban y daba mantenimiento a 1,200 plantas por hectárea, hoy se le pueden meter hasta 4,000, pero ya no producen lo de antes. Hace 60 años una hectárea te daba 10 toneladas, en la época del Inmecafé de 20 a 30 toneladas por hectárea y del 2000 para acá yo creo que se ha perdido un 1000 %.

Sobre este último punto que tiene que ver con la productividad del café, Don Teófilo Quiroz apunta: “con el campo uno hace lo que puede, porque ya no hay forma, ya no hay dinero... El café te lo compran a seis pesos por kilo. Además, ahora a fuerza uno tiene que meter fertilizante, porque si no, no hay cosecha”.

Ante las experiencias expuestas y el panorama desalentador que los entrevistados han vivido durante casi dos décadas, cabría preguntarse ¿qué futuro les espera a los cafetaleros de las subcuencas? A lo que ellos mismos responden:

Para Octavio Reyes: “La agricultura ya no es grande ni rentable y si tú no tienes un negocio que sea rentable, hablando de negocios no lo conservas. ¿Cómo va a ser la agricultura en 20 o 30 años? Pues a lo mejor ya no exista...” De acuerdo a este entrevistado, la compra de café oscila entre seis y siete pesos por kilogramo, mientras que a ellos producirlo les cuesta de trece a catorce pesos por kilo. Por tanto, descontando los 3,000 pesos que pagan por tonelada de corte y considerando los 4,000 pesos restantes obtenidos de la venta – de acuerdo a Octavio Reyes – salen poniendo 7 pesos por kilo.

Entonces, si no es rentable el cultivo del café ¿cómo o de qué se mantienen los cafetaleros? Manuel Reyes señala que los campesinos tienen otros ingresos de la misma finca; por ejemplo, Don Roberto Cosme cultiva café y plátano, por lo que bien trabajado este último le deja 100 pesos diarios.

En esta misma lógica de ideas Manuel Reyes y Octavio Reyes –padre e hijo– argumentan que hay un pequeño cambio en la forma de producir y de pensar, pues creen que las fincas están tomando un giro agroecológico, ya que se están impulsando prácticas basadas en que: “no son necesarios los químicos para producir bien... Hay que tener diferentes árboles que te sirvan como alternativa para el sustento; por ejemplo, que en un cafetal tenga chalahuites, jinicuales, chininis, árboles endémicos, y frutales como guayabos, limas, naranjos...”

Si bien esta última perspectiva es alentadora, también existen factores que están mermando las actividades en el campo, como la baja rentabilidad y la incursión de grandes compañías en el negocio del café. En cuanto a la primera, don Teófilo Quiroz expresa:

Siento que el campo va a perder, porque los viejitos como yo ya estamos caminando hacia el panteón. Ahorita los jóvenes salen del estudio y se van a la ciudad, porque allá se hace mejor billete que en el campo... Aquí no se pasa de 120 pesos el día, de las 8:00 am a las 4: 00 pm de la tarde. Hoy al joven ya no le gusta andar sucio: en una mochila se lleva todo, se cambia, se limpia... Es lógico, la vida es más dura que antes, porque antes uno sembraba sus matas de café, maíz, frijol y se daba, ahora ya no... Ya el café ya no tiene apoyo y tampoco hay para fertilizantes.

En cuanto al segundo factor, actualmente empresas como Nestlé y Bola de Oro se encuentran promoviendo en el estado de Veracruz fincas modelos de café robusto; es decir, plantíos que requieren de mucha luz solar para producir 10, 000 kilos por hectárea. Sin embargo, ante tales iniciativas Octavio Reyes, Manuel Reyes y Roberto Cosme se encuentran inconformes, ya que comentan que las extensiones de tierra para este tipo de café requieren ser deforestadas; práctica que conlleva a la erosión del suelo y con el tiempo a la pérdida de fertilidad del mismo. Un ejemplo de lo comentado se puede visibilizar en “Finca Roma” ubicada en la Estanzuela, cuyos propietarios son los dueños de la cadena “Bola de Oro”. Las extensiones de esos cafetales son modestas – comenta Octavio Reyes- si se les comparan con las 150,000 hectáreas que Nestlé pretende cultivar.

Ante estas iniciativas Roberto Cosme anota: “Ese tipo de finca se espera que produzca 10,000 o más kilos de café, pero hace tiempo con finca natural se llegaban a producir lo mismo; más o menos 40 quintales por hectárea, que son 10 toneladas”. A lo que Octavio Reyes añade: “en nuestras fincas uno no ve en dónde empieza y en donde terminan, como en las de café robusto, porque tenemos mucha variedad de árboles... uno ve hacia adelante unos ocho metros, pero no más.

#### 4 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Si bien es complicado sintetizar el extenso de información expuesto en el subtema que precede, sí se pueden realizar algunas anotaciones que permitan dilucidar si el quehacer de las asociaciones civiles es acorde al contexto en el que se desenvuelven; por tanto, se parte de lo siguiente:

Tres de las subcuencas que conforman la parte alta de la Cuenca Río La Antigua son Xilontla, Paso Grande y Bajo Huitzilapan; mismas que visualizadas desde la microhistoria del territorio han sido fuertemente impactadas por el cultivo de café de sombra. Por ejemplo, su introducción durante el siglo XVIII, su expansión en época de las haciendas y Porfiriato, la profesionalización y tecnificación que se propuso desde el Inmecafé y los años venideros tras la desregulación de su mercado internacional a finales de la década de los ochenta del siglo pasado, son puntos de quiebre que influyeron en la transformación biofísica, sociocultural y económica del área en cuestión.

Ante tales consideraciones, parte del análisis que se puede hacer del tema en cuanto a la relación café-bosque, es que las subcuencas señaladas se han visto impactadas por una serie de políticas públicas que han modificado su estructura forestal. Por ejemplo: i) Durante el Reparto Agrario, los cafetos provenían de la semilla *Coffea arabica: Typica* y los árboles que los recubrían eran endémicos (cedro negro, ocote, nacaxtle) y frutales (naranja o plátano); ii) Tras la incursión del Inmecafé en el territorio, no solo se introdujeron nuevas semillas de café como, *Garnica, Mundo Novo, Caturra* o *Bourbon*, sino también se recomendó sustituir los árboles nativos por especies del género Inga (jinicuil o Chalahuite); iii) tras el cierre del Inmecafé, una consecuencia de la crisis cafetalera fue el surgimiento de acahuales derivado del abandono de fincas y iv) la necesidad de encontrar alternativas de subsistencia ha propiciado que los finqueros retomen antiguas prácticas de producción, como la introducción de árboles frutales y endémicos.

Consciente del breve panorama expuesto, de manera general se puede decir que tal parece que las organizaciones de interés presentan quehaceres acordes al área de cobertura en la que se desenvuelven, pues el Centro de Desarrollo Comunitario (CEDECO), Conecta Tierra y ERA-Veracruz y VIDA A.C., desarrollan una serie de acciones enfocadas en la producción de café agroecológico, así como en el fortalecimiento de procesos que aumenten las cadenas de valor; mientras que SENDAS A.C. se dedica a la conservación, reforestación, reconversión productiva, ecoturismo, producción y comercialización agroecológica; INANA se enfocan en procesos socioambientales relacionados a las abejas nativas y la sinergia que existe entre éstas, las fincas cafetaleras y el bosque mesófilo de montaña; y el objeto social de GWW-México es acercar a las comunidades a sus recursos hídricos a través del monitoreo comunitario; actividad que no solo busca conocer desde el agua qué es lo que pasa en una cuenca en cuestiones agropecuarias, de descargas y otros frentes, sino también generar saberes locales que detonen otros procesos de análisis.

Tabla 1. Caracterización de las asociaciones civiles de acuerdo a su quehacer (elaboración propia).

Asociación	Tipos de quehacer			
	Café agroecológico	Trabajo en bosques bajo esquemas agroecológicos y/o bioculturales	Comercialización	Reflexión sobre el territorio con los habitantes de la cuenca
CEDECO	■	■	■	■
Conecta Tierra	■	■	■	■
ERA-Veracruz	■	■	■	■
VIDA. AC.	■	■	■	■
SENDAS A.C.		■	■	■
INANA A.C.	◆	◆	■	■
GWW-México		◆		■
<b>Simbología</b>	■	Incidencia directa		
	◆	Incidencia indirecta		

Continuando con la exposición, la tabla 1 señala los elementos de análisis que las asociaciones civiles comparten entre sí; mismos que competen a la producción de café agroecológico, trabajo en bosques bajo esquemas agroecológicos y/o bioculturales, comercialización y reflexión sobre el territorio con los habitantes de la cuenca. En el primero de éstos, se visibiliza que cuatro organizaciones laboran directamente con este rubro, mientras que una –INANA A.C.- se desenvuelve de manera indirecta, pues mientras se enfoca en abejas, propicia este tipo de alternativas agro-productivas.

Pasando al trabajo en bosques bajo esquemas agroecológicos y/o bioculturales, en la tabla 1 se puede observar que las siete asociaciones se encuentran directa e indirectamente vinculadas con este elemento, pues, en primer lugar, el cultivo de café requiere que las fincas cuenten con una cubierta forestal diversa en especies, ya que es una condición biofísica para que se pueda trabajar con este producto; en segundo lugar, parte del quehacer de SENDAS A.C. se enfoca en la conservación y reforestación del bosque mesófilo de montaña y; finalmente, INANA A.C. y GWW-México, si bien no se desenvuelven en este esquema, su quehacer gira en torno a éste, pues se reconoce la importancia de los bosques para la apicultura y el bienestar de la cuenca.

En lo que compete a la comercialización, es importante señalar que seis de las siete asociaciones civiles se encuentran desarrollando proyectos productivos, que entre varios aspectos: se encaminan a esquemas económicos más justos a fin de alcanzar mejores rendimientos económicos para los campesinos, propician la seguridad alimentaria y revalorizan los saberes de los productores. Del mismo modo, es necesario aclarar que GWW-México no incursiona en este campo, ya que su quehacer se enfoca en monitoreos comunitarios relacionados a las fuentes de agua.

Por último, en lo que refiere a la reflexión sobre el territorio, las siete asociaciones tienen incidencia directa sobre su área de cobertura, pues las acciones que realizan son pensadas como procesos donde se discuten las problemáticas, dudas y/o necesidades que desde los habitantes emanan; esto encaminado a repensar y actuar en lo local.

## 5 LITERATURA CITADA

- Báez, M. 1983. *Café y formación regional. (Una contribución al conocimiento de la región Coatepec, Veracruz)*. Tesis de licenciatura no publicada. Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México.
- Bartra, A., Cobo, R. y Paz, L. 2011. *La hora del café. Dos siglos a muchas voces*. México, CONABIO.
- Hernández, G. y Córdova, S. 2011. México, café y productores. *Historia de la cultura cafetalera que transformó nuestras regiones*. México, Centro agroecológico del café, Universidad Autónoma de Chapingo, CONACYT.
- León, N. 1983. Conformación de un capital en torno a la cafecultura en la región de Xalapa-Coatepec: 1890-1940. Tesis de maestría no publicada. Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México.

Piñón, G. y Hernández, J. 1998. *El café: Crisis y organización. Los pequeños productores de Oaxaca*. México, Instituto de Investigaciones Sociológicas/Universidad Autónoma “Benito Juárez” de Oaxaca.

Sheridan, M. 1982. “*El sindicato de obreras desmanchadoras de café, Coatepec, Veracruz: Un estudio histórico-monográfico*”. Tesis de licenciatura no publicada. Universidad Autónoma Metropolitana, Distrito Federal, México.

## ID-257: “HÁBITATS DE PREFERENCIA DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS ANTE ALTERACIONES DE CAUDAL, EN LOS TRES TRAMOS DE RÍOS ANDINOS DE ANTIOQUIA-COLOMBIA”

Esteffany Paola BARROS NÚÑEZ <sup>a</sup>, Néstor Jaime AGUIRRE RAMÍREZ <sup>b</sup>, Juan Pablo SERNA LÓPEZ <sup>c</sup>,  
Fabio de Jesús VÉLEZ MACÍAS <sup>d</sup>

<sup>a</sup> Estudiante de Maestría, Grupo GeoLimna, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquía, email: esteffany.barros@udea.edu.co

<sup>b</sup> Profesor, Grupo GeoLimna, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquía, email: nestor.aguirre@udea.edu.co

<sup>c</sup> Estudiante de Doctorado, Grupo GeoLimna, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquía, email: jpablo.serna@udea.edu.co

<sup>d</sup> Profesor, Grupo GeoLimna, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquía, email: fabio.velez@udea.edu.co

### RESUMEN

El agua a nivel mundial es una prioridad. En Colombia, la problemática del recurso hídrico está ligada, entre otros factores, a mal manejo y sobreexplotación. Aun cuando el país ha venido familiarizándose con la temática de caudales ambientales, las metodologías son alejadas de las comunidades biológicas o requieren mucha información hidrobiológica. En este sentido, es importante evaluar qué está ocurriendo con la vida dentro de los ríos que usamos para nuestro abastecimiento. Los macroinvertebrados acuáticos (MAIA) son una comunidad de organismos que pueden ayudar a obtener un buen diagnóstico de la calidad del agua y de los requerimientos básicos de las comunidades biológicas asociadas a los ecosistemas lóticos. Por tanto, el objetivo de esta investigación es determinar los hábitats de preferencia en tramos de tres ríos andinos de Antioquia, Colombia. Las campañas de campo están comprendidas entre noviembre de 2018 y mayo de 2019. La metodología consiste en la recolección de los MAIA con red Surber en 20 microhábitats por reoambiente. Midiendo parámetros físico-químicos in situ y con toma de muestras para el análisis de nutrientes en laboratorio. El análisis de curvas de idoneidad en términos de variables hidráulicas arrojó que los valores preferencia de los MAIA en *velocidad*, estuvo entre 0,8 y 1,2 m/s; *profundidad*: entre 1 y 1,4 m; sustrato con índice de Manning entre 0,4 y 0,6, es decir, cantos rodados y rocas. La idoneidad de los hábitats varía según sea la disponibilidad y oferta que disponga el afluente de interés.

**Palabras clave:** Macroinvertebrados acuáticos, Caudal ecológico, Preferencia de hábitat.

### 1. INTRODUCCIÓN

La región del oriente antioqueño al igual que la tendencia a nivel mundial, la población está incrementando. En esta zona se debe al retorno de población desplazada por el conflicto armado; además, los fines de semana y festivos algunos municipios de esta zona funcionan como opciones de veraneo, lo que representa incrementos en la demanda de servicios ambientales y servicios públicos; finalmente, los municipios de El Retiro, Guarne, La Ceja, Marinilla y Rionegro sirven como “ciudad dormitorio” y por lo tanto la población se incrementa en las noches y los fines de semana (CORNARE, 2015).

Ante este panorama, en el municipio El Carmen de Viboral la empresa de servicios públicos La Cimarrona E.S.P. en cumplimiento de la Ley No. 1523 de 2012, Gestión del Riesgo, y teniendo como base la oferta versus la demanda del recurso hídrico en año 2010 empieza el proceso de prórroga de la concesión de aguas localizadas en las fuentes de los ríos San Lorenzo, Cocorná y quebrada Guarinó (por la resolución 2312 del 28 de junio de 2000), este recurso pretende ser destinado por la empresa para la implementación del proyecto de aprovechamiento múltiple, suministro de agua potable para el consumo humano y generación de energía (Osorio, 2010; Hoyos, 2012).

La gestión de los recursos hídricos es una labor que paulatinamente cobra mayor importancia dado que pretende garantizar una distribución racional e integral del agua, para este y otros servicios se construyen represas y otras



estructuras que captan parte del caudal natural de los ríos. Sin embargo, los servicios ecosistémicos de los sistemas fluviales no se limitan a la satisfacción de las necesidades humanas, de este sistema depende gran parte de la biota y aprovisionan beneficios como el hábitat para organismos acuáticos, producción de comida, disgregación de contaminantes, control de inundaciones y generación de energía (cfr. Böck, Polt y Schülting, 2018).

Colombia cuenta con una red hídrica extensa que comprende desde pequeñas quebradas hasta grandes ríos como el Río Magdalena, sin embargo, los problemas de contaminación y escasez hacen que se requiera una gestión óptima del recurso. La demanda por el aumento poblacional es cada vez más alta. Con el fin de garantizar el uso de las fuentes hídricas para cubrir las necesidades del país y conservar los sistemas naturales, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) presentó la metodología para determinación de los caudales ambientales en el territorio nacional, con la cual se pretende establecer el límite de concesiones de agua de los afluentes teniendo en cuenta no solo el aprestamiento de agua potable y demás servicios, sino el sostenimiento de la biota en los ecosistemas fluviales; en este documento se sugiere el uso de grupos biológicos (peces, macroinvertebrados, perifiton y vegetación riparia) para conocer la dinámica ecosistémica del área concesionada (IDEAM, 2017). Adicionalmente en la normativa el hábitat es un factor determinante, por ello dentro de este protocolo se aplica un Índice de Integralidad del Hábitat, el cual es una medida multimétrica que permite predecir qué ocurrirá con la matriz física en la cual viven las comunidades biológicas cuando se altera el caudal (MADS, 2013).

La evaluación del Caudal Ecológico proporciona información del estado y requerimientos de un afluente que a su vez se puede utilizar en la Gestión del Recurso Hídrico (Diez-Hernández, 2005) ya sea en sus procesos de oferta, demanda y conservación. De ahí que, actualmente se han desarrollado más de 200 métodos para evaluar los caudales ecológicos en 50 países agrupados en 4 enfoques: hidrológico, hidráulico, simulación de hábitat y holístico (Tharme, 2003).

En el neotrópico los caudales ecológicos tomaron el protagonismo a raíz del plan de expansión hidro-energética de los países andinos, considerándolos importantes en el manejo sostenible de una cuenca hidrográfica, y como parte de una estrategia holística de resguardo de ecosistemas acuáticos y su biota (Jiménez-Segura et al., 2016). En Colombia, la temática del caudal ecológico se empezó a abordar a partir del año 2000 con el Estudio Nacional del Agua-ENA (IDEAM, 2000), el cual instauró como caudal mínimo ecológico, el caudal promedio multianual de mínimo 5 a máximo 10 años que pertenece el 97% del tiempo, a partir de ahí se formalizaron periódicamente modificaciones y metodologías para la determinación de los caudales ecológicos (IDEAM, 2000; IDEAM, 2004; MAVDT, 2004; IDEAM, 2008; UN-MAVDT, 2008; IDEAM, 2010; MADS, 2013; IDEAM, 2017).

Los macroinvertebrados acuáticos (MAIA) a pesar de ser ampliamente utilizados como bioindicadores de la calidad del agua por su alta sensibilidad a las alteraciones del ambiente, en este contexto como comunidad biológica para establecer caudales ecológicos, son poco explorados y se hace necesario generar el conocimiento que permitan relacionar su estructura ecológica y requerimientos de hábitat, de esta manera se podría orientar y validar la implementación de metodologías como la antes mencionada que busca la conservación, preservación y restauración en ecosistemas fluviales.

Los MAIA son organismos idóneos para valorar el estado ecológico de los sistemas fluviales, debido que generan información clave para la evaluación del efecto de los impactos antropogénicos (de distintos tipos, comprendiendo factores como la contaminación, la alteración del régimen de caudal, entre otros), al recurso hídrico (Bonada et al., 2006). Los disturbios procedentes de las diversas actividades del ser humano asociado al cuerpo de agua, pueden generar variaciones en todo el ensamblaje (Prat et al., 2009). Por otra parte, se ha evidenciado que las fluctuaciones factores hidrológicos (caudal) bien sea de manera natural o artificial, configuran estructura física de un cuerpo de agua; pero también tienen un efecto transformador en la estructura de los ensambles de MAIA, provocando procesos de alteración en la estructura trófica (grupos funcionales) y, reducción de riqueza y abundancia (Céréghino & Lavandier, 1998; Bonada et al., 2006; Stubbington, Wood & Boulton, 2009; Salmaso et al., 2017; Laini et al., 2019).

Considerando la importancia y todos los beneficios del trabajo con MAIA podría suponerse el hecho de que los estudios para gestión del recurso hídrico y puntualmente el establecimiento de caudales ecológicos, mediante la utilización de los MAIA como grupo biológico clave (dentro del sistema a intervenir) es un hecho. Sin embargo en Colombia los estudios que consideran comunidades biológicas para este ejercicio son muy limitados (Diez Hernández y Ruiz Cobo, 2007; Monsalve Durango y Bustamante Toro, 2009; Zúñiga, 2009; Vásquez-Zapata et al., 2009; Parra-Rodríguez, 2012; Pantoja Valencia 2017). Teniendo en cuenta lo antes mencionado, en esta investigación se establecerán cuáles son los hábitats de preferencia del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en los ríos San Lorenzo, Cocorná y quebrada Guarinó.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Oriente Antioqueño, de manera puntual se localiza al suroriente de la cabecera urbana del municipio de El Carmen de Viboral, en la cuenca del río Samaná Norte, afluente del Magdalena en la cuenca alta de los ríos San Lorenzo, Cocorná y quebrada Guarinó (Figura 1).

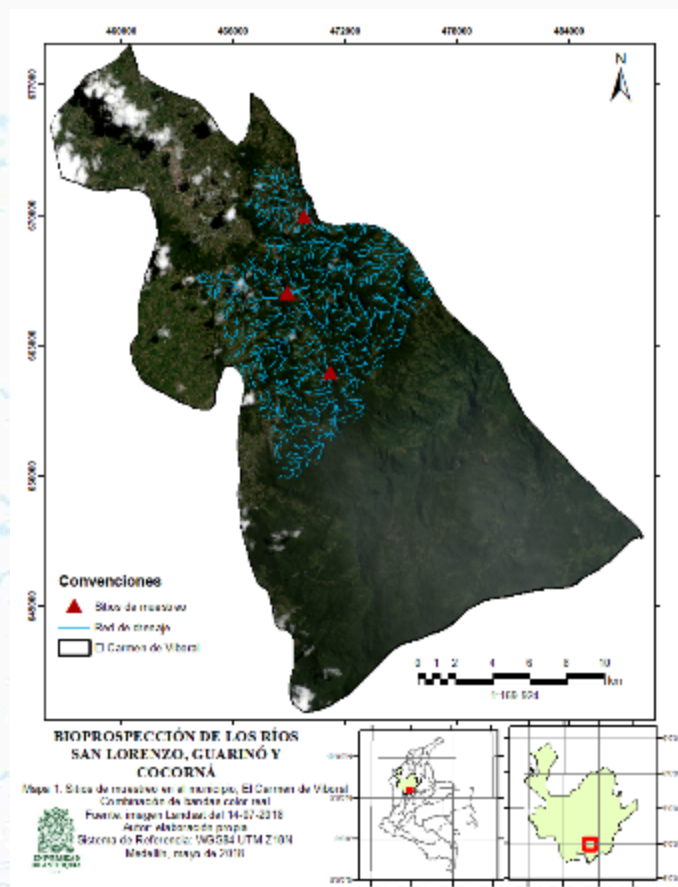


Figura 1. Municipio del Carmen de Viboral, Antioquia, Colombia, los puntos destacados dentro del mapa corresponden a los sitios en los cuales se llevaron a cabo las campañas de muestreo. Fuente: Elaboración propia

Seguidamente en la tabla 1 se relacionan las coordenadas de los sitios donde se proyecta construir captaciones de agua en los afluentes antes mencionados, estos puntos constituyen las referencias geográficas para el proyecto “Bioprospección de los ríos San Lorenzo, Guarinó y Cocorná”, en marco del cual se realizará este estudio.

Tabla 1. Ríos de estudio en el oriente antioqueño.

<i>Sitio</i>		<i>Río San Lorenzo</i>	<i>Río Cocorná</i>	<i>Quebrada Guarinó</i>
<i>Captación</i>	<b>Latitud</b>	6° 01' 36.62''	5° 59' 17.17''	6° 3' 58.61''
	<b>Longitud</b>	75° 17' 36.62''	75° 15' 50.38''	75° 16' 33.25''
<i>Área de cuenca (km<sup>2</sup>)</i>		11.983	21.336	9.876
<i>Perímetro (km)</i>		21.389	26.451	17.722
<i>Altura m.s.n.m</i>	<b>Mínima</b>	2241	2288	2241
	<b>Media</b>	2353	2521	2353
	<b>Máxima</b>	2566	2820	2566
<i>Caudal medio (m<sup>3</sup>/s)</i>		1.356	2.418	1.119

Fuente: Adaptado de Osorio, 2010.

### Fase de campo

La recolección de las muestras se realizó durante cuatro campañas, noviembre de 2018, febrero, marzo y mayo de 2019. Esto corresponde épocas de lluvia, seca, transición y lluvia, respectivamente. Se seleccionó un tramo de 100 m en cada uno de los ríos; considerando el punto en el cual el proyecto de aprovechamiento múltiple de la empresa La Cimarrona, establecerá la captación de agua. Las variables de temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica fueron medidas con una sonda multiparamétrica; adicionalmente, se tomaron en botellas plásticas de 500 ml muestras de agua para el posterior análisis de nutrientes en las instalaciones de la Universidad de Antioquia

Para la selección de los microhábitats se tuvo en cuenta la metodología de Theodoropoulos et al. 2016; se tomaron muestras de microhábitats de 0,09 m<sup>2</sup>, proyectados como 20 combinaciones al azar de velocidad de la corriente, profundidad del agua y tipo de sustrato. La profundidad se midió en el centro del cuadrante de muestreo provisto por la red Surber, usando una regla metálica estándar de 100 cm de longitud. La velocidad fue medida con un correntómetro Rickly USGS Type AA Current Meter y correntómetro de desarrollo propio de los grupos de investigación GEPAR y GeoLimna, en la mitad de la columna de agua. El sustrato en cada cuadrante se clasificó visualmente de acuerdo con la proporción de los diferentes tamaños del mismo esto teniendo en cuenta las clasificaciones de sustratos de Schneider y colaboradores (2010) y Theodoropoulos et al 2016.

Los MAIA se colectaron con red Surber tipo D, con un área de 0,09 m<sup>2</sup> en 20. En este punto es importante destacar que en la primera campaña de muestreo para el río San Lorenzo y la quebrada Guarinó solo se tomaron 14 microhábitats, debido a inconvenientes climáticos. Adicionalmente, se realizó una colecta con red triangular y colecta de tipo manual, para una caracterización cualitativa del ensamblaje presente en el tramo en general -esto solo a partir del segundo muestreo-. Las muestras se transportaron en bolsas Ziploc y fueron fijadas con alcohol al 70%.

### Fase de laboratorio

Las muestras recolectadas en campo fueron llevadas al laboratorio de hidrobiología sanitaria de la Universidad de Antioquia. Donde se realizó el lavado y la separación de los MAIA, posterior a la limpieza, se usó un estereomicroscopio marca BOECO-BST 606 German para la observación e identificación taxonómica; el registro fotográfico se realizó con una cámara B-CAM 16. La identificación de los MAIA se realizó con ayuda de claves taxonómicas especializadas en este grupo (Merritt y Cummins, 1996; Fernández y Domínguez, 2001; Ospina et al., 1999; Rogers & Thorp, 2019), se procuró llevar la identificación al nivel taxonómico de género, sin embargo, debido a la complejidad de algunos grupos solo se alcanzó el nivel de familia, es importante destacar que en términos de cálculos de idoneidad de hábitats la taxocenosis usada es familia, pero la identificación hasta géneros es utilizada en la primera parte de esta investigación para tener un panorama un poco más a fondo de la diversidad de los tramos de ríos objeto de estudio.

## Análisis de datos

Para determinar los factores que influyen el comportamiento de las variables físico-químicas y en la variable generales biológicas (Diversidad, Dominancia, Equitatividad, Riqueza y Abundancia) se realizó un análisis de componentes de varianza (ACV), teniendo como factores de anidación los sitios y los meses de muestreo (épocas).

Las métricas de macroinvertebrados, la riqueza taxonómica (N<sub>taxa</sub>), la diversidad (índice de Shannon) y la Riqueza EPT (EPT<sub>taxa</sub>) de cada microhábitat se calcularon utilizando el software ASTERICS 3.1. Posteriormente, la idoneidad de cada microhábitat se calculó en base a las métricas de antes mencionadas y comúnmente aplicadas para evaluar la idoneidad de la calidad (Holmquist et al. 2015; Theodoropoulos et al. 2018). Se utilizó la siguiente ecuación:

$$k = 0,4 \times \frac{nij}{njMAX} + 0,3 \times \frac{Hij}{HjMAX} + 0,2 \times \frac{EPTij}{EPTjMAX} + 0,1 \times \frac{aij}{ajMAX}$$

Donde,

*k*: es la idoneidad del hábitat del sitio *j*, que va de 0 a 1; *nij*: indica la riqueza (familias) encontrados en el microhábitat; *Hij*: denota el índice de diversidad de Shannon del sitio; *EPTij*: es el número de taxones EPT encontrados; *aij*: es la abundancia de macroinvertebrados bentónicos encontrados por microhábitat; *njmax* *Hjmax* *EPTjmax* y *ajmax* son el valor máximo de las variables relevantes observadas.

Para la construcción de las curvas de idoneidad de hábitat se elaboraron rangos del total de los valores observados de cada variable, se calculó el valor promedio del índice de idoneidad correspondientes a cada rango. Posteriormente, se hizo un gráfico de dispersión entre los valores promedio de la idoneidad y las variables hidráulicas. A este gráfico se ajustó una curva polinomial de segundo orden, esta curva fue normalizada para obtener el índice de idoneidad entre cero y uno.

## 3. RESULTADOS

El análisis de componentes de la varianza evidenció que la época es único factor que determina la variación de los nutrientes, al igual que el pH, sin embargo al aplicar la prueba de Kruskal-Wallis los valores de P estuvieron por encima de 0,05 (sin diferencia significativa). Por otra parte los parámetros físicos de caudal medio, oxígeno disuelto (OD), temperatura (°C), y conductividad eléctrica tienen una varianza asociada a reoambientes de estudio, de los cuales OD, T °C y conductividad eléctrica presentaron diferencias significativas (ANEXO 1).

Producto de las campañas de muestreo colectó un total de 4623 individuos, de los cuales el 91,02% fue colectado mediante el método cuantitativo (microhábitats) y el porcentaje restante (8,98%) fue obtenido mediante la colecta cualitativa –con red triangular-. En cuanto a las campañas, la que presentó una mayor abundancia general y sumando la colecta de los tres afluentes fue mayo, con un total de 1608 individuos (37% del total), seguidamente en orden decreciente de abundancia de colecta estuvieron las jornadas de noviembre y marzo con 1077 y 1013 individuos respectivamente; finalmente el muestro realizado en febrero fue el de menor colecta, con tan solo 658 individuos. A nivel taxonómico los organismos se distribuyeron en 12 ordenes, 43 familias y 69 taxones (género y morfo).

Las métricas de los parámetros biológicos generales de los MAIA (Riqueza\_S, Individuos, Shannon H' Log 10, Equitatividad\_J, Simpson\_1/D) por tramo de estudio y épocas están contenidos en el anexo 2, mediante el análisis de correlación de varianzas se pudo establecer que la variación de la diversidad en general se encuentra influenciada en un 100% por el río (tramos de estudio), sin embargo al realizar la prueba de Kruskal-Wallis no se encontró una diferencia significativa de los valores de diversidad entre los ríos, esto es posible debido que la diversidad es una medida de tendencia central, por lo cual se evaluó adicionalmente en términos de riqueza, y abundancia.

Las curvas de idoneidad obtenidas para los parámetros en general, es decir, no se realizó una discriminación inicial por río (figura 2), denotan que los valores óptimos para el desarrollo del ensamblaje de MAIA en término de las variables hidráulicas son los siguiente: *velocidad*, estuvo entre 0,8 y 1,2 m/s; *profundidad*: entre 1 y 1,4 m; sustrato con índice de Manning entre 0,4 y 0,6, es decir, cantos rodados y rocas.

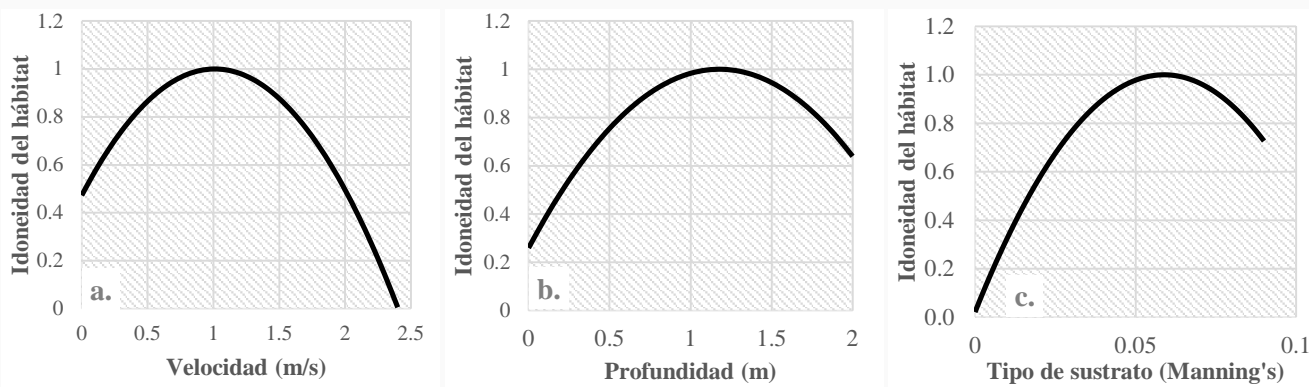


Figura 2. Curvas de idoneidad de habitat para los macroinvertebrados de los tramos de estudio en los ríos Cocorná, San Lorenzo y la quebrada Guarinó. a. Idoneidad vs. Velocidad de la corriente. b. Idoneidad vs. Profundidad. c. Idoneidad vs. Sustrato.

Por otra parte, se debe tener en cuenta que todos los ríos no presentan la misma estructura y por lo tanto la misma oferta de microhábitats, por lo cual se analizaron los valores de idoneidad de acuerdo a cada sitio de muestreo. En el caso de Cocorná la oferta de las variables hidráulicas oscilaron en el rango de 0 a 0,86 m/s en velocidad, de 0 a 0,92 m de profundidad y los sustratos variaron de arenas hasta rocas; para esta oferta se presentaron leves variaciones de idoneidad, donde los óptimos de *velocidad*, fueron entre 0,4 y 0,7 m/s; en *profundidad*, entre 1 y 1,3 m; y el sustrato (Manning's) entre 0,4 y 0,55. Para el río San Lorenzo óptimos de *velocidad*, fueron entre 0,4 y 0,8 m/s; en *profundidad*, entre 0,2 y 0,3 m; y el sustrato (Manning's) entre 0,5 y 0,6. Finalmente en la quebrada Guarinó la condiciones de mayor idoneidad oscilaron entre 0,6 y 0,8 m/s para la *velocidad*, entre 0,2 y 0,3 m para la *profundidad* y entre 0,5 y 0,7 el sustrato (Manning's).

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los parámetros físico-químicos de nutrientes fueron en más bajos en los presentados por García Montoya y colaboradores (2012), es evidente que la entrada de nutrientes por factores antrópicos en los tramos evaluados en este estudio son mucho menores, adicionalmente los valores de OD fueron más altos, si bien el trabajo antes mencionado no es en la misma cuenca es jurisdicción del municipio El Carmen de Viboral y se encuentra intervenida con aprovechamiento de agua para su potabilización.

Los macroinvertebrados acuáticos de este trabajo fue mayor que el presentado en el trabajo realizado por García Montoya et al. (2012), esto teniendo en cuenta el número de estaciones y muestreos. Sin embargo la fauna reportada coincide aproximadamente en un 90%, principalmente con las zonas alas de la quebrada La Cimarrona (áreas de menor grado de intervención). En términos de hábitats en Colombia Cardona (2012), elaboró curvas de idoneidad para cinco familias en dos ríos del departamento del Valle del Cauca, aun cuando su estudio detallo en curvas por familias más abundantes y que la oferta de microhábitats en cuanto a parámetros hidráulicos, conviene acotar que la mayor idoneidad de la familia más afín a la velocidad (Baetidae) tuvo valores de idoneidad alta (cerca de 1) entre 0,57 y 0,65 m/s, los cuales son valores inferiores reflejados como idóneos en este trabajo. La profundidad ideal por su parte se mantuvo en una tendencia estable siendo los valores cercanos a 1 en el rango de 0,39 a 0,70 lo cual es cercano al rango de idoneidad general presentado en este trabajo. Por último, en el parámetro de sustrato Cardona (2012) reporta que no hay una tendencia de establecimiento de las familias a un tipo de sustrato, contraria a la clara tendencia reflejada en la idoneidad en general y por ríos de esta investigación, lo cual permite establecer que los sustratos de cantos y piedras grandes y rocas al ser más estables generan refugio a los ensambles de MAIA y por lo tanto son los sustratos con mayores valores de idoneidad.

La relación entre el ensamblaje de MAIA y la variables hidráulicas encontrada, puede servir de herramienta para la toma de decisiones a la hora de estimar caudales ambientales en los ríos evaluados mediante metodologías de modelación de hábitat fluvial. Lo cual sería idóneo, teniendo en cuenta que una estimación de caudales considerando variables biológicas garantizaría estabilidad en el afluente para mantener no solo el servicio de

abastecimiento, sino su función a nivel ecológico para las comunidades asociadas al sistema. Asimismo, es importante aclarar que esta información es un aporte a la relación de variables hidráulicas y macroinvertebrados acuáticos en Colombia, pero no es aplicable a todos los ríos del país, por su amplia diversidad, además de que la idoneidad de los hábitats dependerá de la oferta que presenten los sistemas fluviales.

A nivel de direcciones futuras, en Colombia al igual que en el resto de América Latina enfrentamos una dinámica poblacional que tiene cada vez más demanda de recursos. Sin embargo, se hace preeminente que los tomadores de decisiones se familiaricen con este tipo de investigaciones con el fin de generar estudios previos a las extracciones de recurso que tengan en cuenta la biota acuática, semiacuática y aledaña a los sistemas de interés con el fin de realizar proyectos de sustracción de recursos que sean sostenibles en el tiempo.

## 5. AGRADECIMIENTOS

A Christos Theodoropoulos por su apoyo en la realización de los análisis. Al Grupo de Investigación GeoLimna, al Comité para el Desarrollo de la Investigación (CODI) de la Universidad de Antioquia y a la Alcaldía del municipio El Carmen de Viboral, Antioquia, por la financiación del macro proyecto “Bioprospección de los ríos San Lorenzo Cocorná y quebrada San Lorenzo”, en marco del cual se desarrolla esta investigación. Asimismo, agradecemos al Laboratorio de Hidrobiología Sanitaria de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia por el préstamo de equipos y las instalaciones para el análisis de las muestras.

## 6. LITERATURA CITADA

- Böck, K., Polt, R., y Schülting, L. (2018). Servicios ecosistémicos en los paisajes fluviales. En la gestión del ecosistema fluvial (pp. 413-433). Springer, Cham.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H. y Stutzner, B. (2006). Desarrollos en el biomonitoreo de insectos acuáticos: un análisis comparativo de enfoques recientes. *Annu Rev. Entomol.*, 51, 495-523.
- Cardona-Duque, W. (2012). Curvas de idoneidad de hábitat para macroinvertebrados bentónicos: una herramienta para la estimación de caudales ambientales. Tesis doctoral. Universidad del Valle.
- Céréghino, R. & Lavandier, P. (1998). Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. *Regul. Rivers Res. Manag.* 14, 297-309.
- CORNARE. 2015. Plan de Crecimiento Verde y Desarrollo Compatible con el Clima para el Oriente Antioqueño. Anexo 1. Análisis socioeconómico del Oriente Antioqueño.
- Diez Hernández, J. M. (2005). Bases metodológicas para el establecimiento de caudales ecológicos en el ordenamiento de cuencas hidrográficas. *Ingeniería y Competitividad*, 7 (2), 11-18.
- Diez Hernández, Juan Manuel y Ruiz Cobo, Darío Hernán. (2007). Determinación de caudales ambientales confiables en Colombia: El ejemplo del Río Palacé (Cauca). *Gestión y Ambiente*, 10(4), 153-166.
- Fernández, H. R. & E. Domínguez. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán, Argentina.
- García Montoya, J., Carmona Bedoya J. y Montoya Moreno Y. (2012). Caracterización de la calidad del agua de la parte alta de la microcuenca de la quebrada La Cimarronas, El Carmen de Viboral (Antioquia), utilizando macroinvertebrados acuáticos. *Investigación, Biodiversidad y Desarrollo*. 31 (1), 5-18.
- Holmquist JG, Schmidt-Gengenbach J, Roche JW. 2015. Stream macroinvertebrates and habitat below and above two wilderness fords used by mules, horses, and hikers in Yosemite National Park. *West N Am Naturalist*. 75:311-324.
- Hoyos L. F. 2012. Estudio de prefactibilidad para la captación, bombeo y conducción de agua cruda desde sitios de toma sobre los ríos Cocorná, San Lorenzo y Guarínó, hasta el alto de boquerón. La Cimarrona.
- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y de Estudios Ambientales de Colombia (2000). Estudio Nacional del Agua. Bogotá.
- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y de Estudios Ambientales de Colombia (2004). Estudio Nacional del Agua. Bogotá.
- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y de Estudios Ambientales de Colombia (2008). Estudio Nacional del Agua. Bogotá.
- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y de Estudios Ambientales de Colombia (2010). Estudio Nacional del Agua. Bogotá.

- IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2017). Guía metodológica para la estimación del caudal ambiental-Colombia. Bogotá. 102 pp.
- Izquierdo, M. L. M. y Madroñero, S. M. P. (2013). Régimen de caudal ecológico, herramienta de gestión para conservar la biota acuática. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 23(2), 77-94.
- Jiménez-Segura L. F., Ortega H., Chuctaya J., Jiménez Prado P., Carvajal-Vallejos F. M., Rivadeneira J. F., Mojica J. I., Mesa L. M., Sánchez-Duarte P., Maldonado-Ocampo J. A., Correa V., Chocano L., Velásquez M. A., Hidalgo M., Saulo Usma J., Lasso C. A., Anderson E. P., Villa-Navarro F. y M. F. Tognelli. (2016). Capítulo 3. Estado de conservación y distribución de los peces de agua dulce de los Andes Tropicales. Estado de Conservación y Distribución de la Biodiversidad de Agua Dulce en los Andes Tropicales, 57-66.
- Laini, A., Viaroli, P., Bolpagni, R., Cancellario, T., Racchetti, E., & Guareschi, S. (2019). Taxonomic and Functional Responses of Benthic Macroinvertebrate Communities to Hydrological and Water Quality Variations in a Heavily Regulated River. *Water*, 11(7), 1478.
- MADS. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2013). Metodología para la estimación y evaluación del caudal ambiental en proyectos que requieran licencia ambiental. Bogotá.
- MAVDT. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2004). Resolución 865 de 2004. Bogotá. Colombia.
- Merritt, R. W., and K. W. Cummins (Eds.). (1996). An Introduction to the Aquatic Insects of North America, 3rd ed. Kendall/Hunt, Dubuque, IA.
- Monsalve Durango E. y C. Bustamante Toro. (2009) Casos de estudio en la determinación del régimen de caudal ambiental Caso 2: Determinación de las características e interrelaciones de los componentes del caudal ecológico para el río Quindío en el tramo Boquía-Puente Balboa. En: Cantera-Kintz, J.R., Carvajal-Escobar, Y. y Castro-Heredia, L.M., Editores. Caudal ambiental. Conceptos, experiencias y desafíos. Programa editorial Universidad del Valle, Cali.
- Osorio J.M., 2010. Proyecto de aprovechamiento múltiple en la quebrada Guarinó, río San Lorenzo y río Cocorná, El Carmen de Viboral. La cimarrona.
- Ospina-Torres, R., W. Riss & J. L. Ruiz. 1999. Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera: Chironomidae: Orthoclaadiinae) de la Sabana de Bogotá. Págs. 363-384 en: G. Amat-G., M.G. Andrade-C. & Fernández (eds.). Insectos de Colombia, Vol II. Academia colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Bogotá, Colombia.
- Pantoja Valencia, N. (2017). Estimación de caudal ecológico mediante métodos hidrológicos, hidráulicos y ecológicos en la quebrada El Conejo (Mocoa-Putumayo) Tesis de maestría, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales.
- Parra, E. A. (2012). Modelamiento y manejo de las interacciones entre la hidrología, la ecología y la economía en una cuenca hidrográfica para la estimación de caudales ambientales.
- Prat, Narcís, Ríos, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. 631-654.
- Rogers, D. C., & Thorp, J. H. (Eds.). (2019). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 4: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press.
- Salmaso, F., Crosa, G., Espa, P., Gentili, G., Quadroni, S. & Zaccara, S. (2017). Benthic macroinvertebrates response to water management in a lowland river: Effects of hydro-power vs irrigation off-stream diversions. *Environ. Monit. Assess*, 190, 33.
- Schneider, M., Noack, M., Gebler, T. y KOPECKI, L. (2010). Manual para el modelo de simulación de hábitat CASiMiR. Módulo CASiMiR-Fish. Versión base SJE – Schneider & Jorde Ecological Engineering GmbH. LWW – Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart .
- Stubbington, R., Wood, P.J. & Boulton, A.J. (2009). Low flow controls on benthic and hyporheic macroinvertebrate assemblages during supra-seasonal drought. *Hydrol. Process*, 23, 2252–2263.
- Tharme, R. E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River research and applications*, 19(5-6), 397 -441.
- Theodoropoulos, C., Skoulikidis, N. y Stamou, A. (2016). Habfuzz: una herramienta para calcular la idoneidad del hábitat hidráulico de flujo interno utilizando lógica difusa e inferencia bayesiana difusa. *J. Software de código abierto*, 1 (6), 82.

Theodoropoulos, C., Vourka, A., Skoulikidis, N., Rutschmann, P., & Stamou, A. (2018). Evaluating the performance of habitat models for predicting the environmental flow requirements of benthic macroinvertebrates. *Journal of Ecohydraulics*, 3(1), 30-44.

UN-MAVDT. Universidad Nacional de Colombia y Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2008). Metodología para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados. Bogotá. 135 p.

Vásquez-Zapata, G.L., Ramírez-Lamus, J.C., Blanco Libreros, J.F., Navarrete-Gálvez, A.M., Cantera-Kintz, J.C. y Montoya-Montoya, P.N. 2009. Casos de estudio en la determinación del régimen de caudal ambiental. Caso 4: Determinación de los caudales ecológicos para el normal desarrollo de la biota acuática, en las cuencas media y baja de los ríos: Timba, Claro, Amaine, Tuluá y Pescador, en el departamento del Valle del Cauca. En: Cantera-Kintz, J.R., Carvajal-Escobar, Y. y Castro-Heredia, L.M., Editores. Caudal ambiental. Conceptos, experiencias y desafíos. Programa editorial Universidad del Valle, Cali.

Zúñiga M del C. (2009) Casos de estudio en la determinación del régimen de caudal ambiental. Caso 3: Bioindicadores de la calidad del agua y caudal ambiental: caso del río Meléndez (Valle del Cauca, Colombia). En: Cantera-Kintz, J.R., Carvajal-Escobar, Y. y Castro-Heredia, L.M., Editores. Caudal ambiental. Conceptos, experiencias y desafíos. Programa editorial Universidad del Valle, Cali.



## 7. ANEXOS

### Anexo 1. Variables físico-químicas

**Tabla 2.** Valores de los parámetros físico-químicos.

Río	Mes	Caudal medio (m <sup>3</sup> /s)	pH (Unidades de pH)	Oxígeno Disuelto (ppm)	Temperatura del Agua (°C)	Conductividad eléctrica (µS/cm)	Nitratos (mg/L NO <sub>3</sub> - -N)	Nitritos (mg/L NO <sub>2</sub> - -N)	Amonio (mg/L NH <sub>4</sub> + -N)	Nitrógeno total soluble (mg/L N)	Nitrógeno kjendahl (mg/L N)	Ortofosfatos (mg/l PO <sub>4</sub> 3- -P)
Cocorná	NOV	0,56	7,14	7,95	16,15	13,1	0,09	0,03	0,25	0,36	0,67	0,03
	FEB	2,49	5,3	8,36	14,85	8,05	0	0	0	0	1,26	0
	MAR	2,29	7,05	8,09	14,7	9,3	0	0	0,58	0,59	1,17	0
	MAY	4,34	5,09	8,13	14,9	6,27	0,27	0	2,41	2,68	1,22	0,57
S. Lorenzo	NOV	0,44	6,7	7,67	16,1	20	0,11	0,03	0,35	0,48	0,64	0
	FEB	0,42	6,79	7,58	16,5	20,8	0	0	0	0,01	1,29	0,21
	MAR	0,23	6,93	7,53	15,9	21	0	0	0,78	0,78	0,68	2,19
	MAY	1,04	6,81	7,63	15,7	19,8	0,63	0	1,67	2,3	0,32	0,03
Guarínó	NOV	0,67	7,31	7,64	17,8	27,8	0,06	0	0,14	0,2	0,85	0,04
	FEB	0,41	7,06	7,84	18,7	41,1	0	0	1,09	1,09	1,37	0,03
	MAR	0,36	6,77	7,35	17,6	39,9	0	0	0,23	0,24	0,65	0,05
	MAY	0,91	6,52	7,26	18,1	26	0,34	0	0,89	1,23	0,27	0

Fuente: Elaboración propia.

**Tabla 3.** Análisis de componentes de la varianza de las variables físico-químicas, con respecto a los factores de anidación río y mes (muestreo).

	ACV (%)		Kruskal-Wallis			
	RÍO	MES	RÍO ESTADISTICO	RÍO P	MES ESTADISTICO	MES P
Caudal medio (m <sup>3</sup> /s)	<b>52,2</b>	47,77	4,885	<b>0,087</b>	3,513	<b>0,319</b>
pH (Unidades de pH)	12,25	<b>87,8</b>	0,500	<b>0,779</b>	3,513	<b>0,319</b>
Oxígeno Disuelto (ppm)	<b>74,5</b>	25,46	7,423	<b>0,024</b>	1,359	<b>0,715</b>
Temperatura del Agua (°C)	<b>88,9</b>	11,07	8,346	<b>0,015</b>	1,051	<b>0,789</b>
Conductividad eléctrica (µS/cm)	<b>85,9</b>	14,08	9,846	<b>0,007</b>	0,744	<b>0,863</b>
Nitratos (mg/L NO <sub>3</sub> - -N)	0	<b>100</b>	0,131	<b>0,936</b>	0,131	<b>0,936</b>
Nitritos (mg/L NO <sub>2</sub> - -N)	0	<b>100</b>	1,100	<b>0,577</b>	6,600	<b>0,086</b>
Amonio (mg/L NH <sub>4</sub> + -N)	0	<b>100</b>	0,010	<b>0,995</b>	5,892	<b>0,117</b>
Nitrógeno total soluble (mg/L N)	0	<b>100</b>	0,038	<b>0,981</b>	6,897	<b>0,075</b>
Nitrógeno kjendahl (mg/L N)	0	<b>100</b>	1,077	<b>0,584</b>	6,692	<b>0,082</b>
Ortofosfatos (mg/l PO <sub>4</sub> 3- -P)	0	<b>100</b>	0,738	<b>0,691</b>	0,701	<b>0,873</b>

Fuente: Elaboración propia.

## Anexo 2. Métricas de diversidad

**Tabla 3.** Metricas de diversidad de MAIA para cada campaña de muestreo en cada uno de los tramos de estudio.

		<b>S</b>	<b>Ind</b>	<b>H'</b>	<b>J</b>	<b>D</b>
<b>Noviembre</b>	<b>Cocorná</b>	38	429	1,165	0,738	8,272
	<b>San Lorenzo</b>	21	110	0,795	0,601	3,749
	<b>Guarínó</b>	27	561	1,064	0,743	8,065
<b>Febrero</b>	<b>Cocorná</b>	26	139	0,951	0,672	4,861
	<b>San Lorenzo</b>	21	342	0,936	0,708	6,38
	<b>Guarínó</b>	25	298	0,958	0,685	5,215
<b>Marzo</b>	<b>Cocorná</b>	20	181	1,115	0,857	10,896
	<b>San Lorenzo</b>	20	671	0,913	0,702	6,138
	<b>Guarínó</b>	23	209	0,921	0,676	4,657
<b>Mayo</b>	<b>Cocorná</b>	21	194	0,928	0,701	5,116
	<b>San Lorenzo</b>	25	1095	0,896	0,641	5,429
	<b>Guarínó</b>	22	320	0,784	0,584	3,114

*Fuente: Elaboración propia.*

## **ID-278: DELIMITACIÓN DE ZONAS CON VULNERABILIDAD A RIESGOS NATURALES POR FENÓMENOS HIDROMETEOROLÓGICOS, EN LA SIERRA NORTE OAXACA**

Mario Ernesto SUÁREZ MOTA<sup>1</sup>, Ángel Mario JUÁREZ MUÑOZ<sup>2</sup>, Fidencio SERVÍN JUÁREZ<sup>3</sup>

1Universidad de la Sierra Juárez, Avenida Universidad s.n., 68725 Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México: [suarezmota.mario@gmail.com](mailto:suarezmota.mario@gmail.com)

2Universidad de la Sierra Juárez, Avenida Universidad s.n., 68725 Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México: [a.m.j.m.10.94@gmail.com](mailto:a.m.j.m.10.94@gmail.com)

3Universidad de la Sierra Juárez, Avenida Universidad s.n., 68725 Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México:

### **RESUMEN**

El presente trabajo tuvo como objetivo (i) delimitar y generar cartografía de áreas vulnerables a deslizamientos de laderas en la Sierra Norte de Oaxaca y (ii) obtener fotografías aéreas del área de estudio usando vehículos aéreos no tripulados. Para delimitar las zonas vulnerables a deslizamientos, se utilizó la metodología propuesta por Mora-Vahrson en 1991. Para procesar los datos se utilizó un sistema de información geográfico, y para obtener las imágenes aéreas se utilizó un vehículo aéreo no tripulado. Los resultados mostraron que de 8,648.43 ha de superficie, se obtuvo una susceptibilidad media en un 59.69 %, encontrándose que los fenómenos de deslizamientos de laderas son más frecuentes cuando se tiene precipitación mayor a dos días. Los desastres que más impactan a la región Sierra Norte son de tipo hidrometeorológico. Se considera que la metodología empleada es adecuada para elaborar cartografía con deslizamiento de ladera en la Sierra Norte, debido a que los factores que se incluyen son necesarios para determinar esta susceptibilidad.

**Palabras clave:** Sierra Norte, fenómenos hidrometeorológicos, susceptibilidad, deslizamientos de ladera.

### **Introducción**

México y su ubicación del país así como sus características geográficas favorecen la presencia de fenómenos hidrometeorológicos como los huracanes, que se generan en promedio 25 por año; de los cuales cuatro o cinco suelen penetrar y causar graves daños, de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2014). Asociados con estos fenómenos se presentan las lluvias torrenciales que provocan inundaciones y deslaves en zonas vulnerables a fenómenos hidrometeorológicos.

Oaxaca es un estado costero expuesto a la actividad sísmica y a los efectos de los fenómenos hidrometeorológicos asociados con la entrada de huracanes y tormentas tropicales, y a sus consecuencias, algunas de las cuales son: Precipitaciones pluviales extremas, los deslizamientos de tierra, los flujos de lodo, los derrumbes de cerros y las inundaciones (Rodríguez *et al.*, 2011). Es por estos motivos que se requiere de una estimación de riesgo, que permita conocer las posibles consecuencias de los fenómenos.

García *et al.* (2006), afirman que los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son una herramienta importante para la recopilación, almacenamiento, actualización, análisis y visualización de la información pertinente a la evaluación y manejo de riesgos naturales, facilitando la toma de decisiones en caso de desastres, debido a que nos ayuda a comprender el territorio, así como entender los procesos de cambio, como es el caso de los

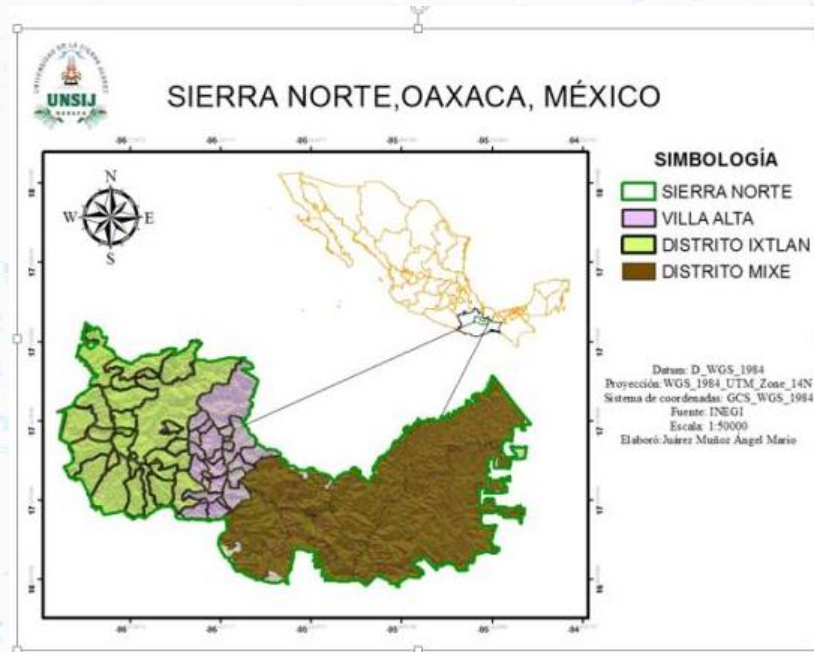
fenómenos hidrometeorológicos. Para tener una mayor certeza en cuanto a la gestión de riesgos, los SIG se apoyan de diferentes herramientas entre ellas la percepción remota (teledetección).

Este trabajo constituye un enfoque fundamentado en la metodología de inestabilidad en laderas, precipitación acumulada y teledetección con drones. Este trabajo se plantea el objetivo delimitar áreas vulnerables a deslizamientos de laderas en la Sierra Norte de Oaxaca, mediante análisis geomorfológicos y de percepción remota para determinar el grado de afectaciones propiciadas por fenómenos hidrometeorológicos, utilizando la cartografía general de riesgos naturales en la Sierra Norte de Oaxaca a partir de la identificación de fenómenos hidrometeorológicos ocurridos en los últimos 30 años, así mismo haciendo uso de los vehículos aéreos no tripulados para obtener fotografías aéreas y generar cartografía. La hipótesis de este trabajo es que; la metodología Mora-Vahrson en conjunto con datos de precipitación acumulada permite identificar zonas vulnerables a fenómenos hidrometeorológicos, apoyándose de la teledetección con drones, para la obtención de información en zonas de difícil acceso.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

La Sierra Norte del Estado de Oaxaca, forma parte del sistema montañoso de la Sierra Madre del Sur (INEGI, 2014). Se encuentra ubicada por sus coordenadas extremas, entre  $-96^{\circ} 07'$  y  $-96^{\circ} 49'$  de Longitud oeste, y entre  $17^{\circ} 36'$  y  $16^{\circ} 59'$  de Latitud Norte. Se subdivide en 68 municipios donde se distribuyen 635 localidades, agrupados en tres distritos: Ixtlán, Villa Alta y Mixe (Figura 1).



**Figura 1. Localización de la Sierra Norte, Oaxaca, México.**

### Recopilación y corroboración de datos en campo

Se realizó una recopilación y corroboración en campo de las principales zonas de deslizamientos existentes en el área de estudio, así también una georreferenciación con sistema de posicionamiento global (GPS) y se ejecutaron tomas de fotografías de los deslizamientos de mayor magnitud.

La toma de fotografías aéreas de las cuales se obtuvo la información en la etapa de procesamiento de datos se realizó a través del uso de un vehículo aéreo no tripulado multirrotor: el DJI Phantom 4 pro Professional.

Método Mora-Vahrson

El método Mora-Vahrson *et al.* (1992) permite obtener una zonificación de la susceptibilidad del terreno a deslizarse, mediante la combinación de la valoración y peso relativo de diversos indicadores morfodinámicos (relieve, litología, la humedad del suelo, sismicidad y lluvia) y su distribución espacio-temporal, la cual es sencilla de implementar en un SIG. El grado o nivel de amenaza que es el producto de la susceptibilidad y de la acción de los elementos de disparo, se determina con la siguiente ecuación.

$$H = (SI * SH * SP) * (DLL + DS) \quad \text{Ecuación 1}$$

Dónde:

H: Grado de susceptibilidad al deslizamiento

SI: Valor del parámetro de la susceptibilidad litológica

SH: Valor del parámetro de humedad del terreno

SP: Valor del parámetro de pendiente

DLL: Valor del parámetro de disparo por lluvia

DS: Valor del parámetro de disparo por sismicidad

La ponderación a usar en la evaluación de cada elemento va de 1 a 5, donde 1 corresponde al valor más bajo (características menos favorables para que ocurra un deslizamiento) y 5, zonas con un potencial muy alto de deslizamiento.

Índice de susceptibilidad

Para determinar el índice de susceptibilidad H, se elaboró dos mapas: el primero, asociado al factor detonante sismos (Ts); y el otro, al factor detonante precipitaciones máximas (Tp), de acuerdo a la ecuación 1.

El índice de susceptibilidad para la Sierra Norte en cuestión se calculó sumando los dos mapas.

Cuadro 1. Grado de amenaza de acuerdo al potencial de susceptibilidad.

SUS = [ L * P * H ] * [ S + LI ]		
Potencial	Clase	Grado de amenaza
0 – 6	I	Muy baja
7 – 32	II	Baja
33 – 162	III	Moderado
163-512	IV	Mediano
513 – 1250	V	Alto
> 1250	VI	Muy alta

Fuente: Tomado de Mora y Vahrson, 1991

Análisis climático

El análisis climático desarrollado para la región de la sierra norte se basó en la identificación de las

Precipitaciones acumuladas dentro de los 34 años que comprende el periodo de 1981-2014. El proceso consistió en revisión de: obtención de bases de datos de la precipitación acumulada y procesamiento mediante un SIG.

## RESULTADOS

En este apartado se muestran los resultados a partir de las metodologías empleadas, en primer lugar, los resultados para la metodología Mora-Vahrson con sus respectivos factores de susceptibilidad. También se muestran los resultados sobre la precipitación acumulada en el periodo de 1980-2010.

### Índice de susceptibilidad a deslizamientos (H)

Se elaboró el mapa de susceptibilidad a deslizamientos incorporando todos los factores indicados en la metodología Mora-Vahrson. En el Cuadro 2 se resumen los valores para cada factor, expresado como un porcentaje del área de estudio.

Cuadro 2. Porcentaje del área de la Sierra Norte, según el valor de susceptibilidad, correspondiente a cada factor de la metodología Mora-Vahrson.

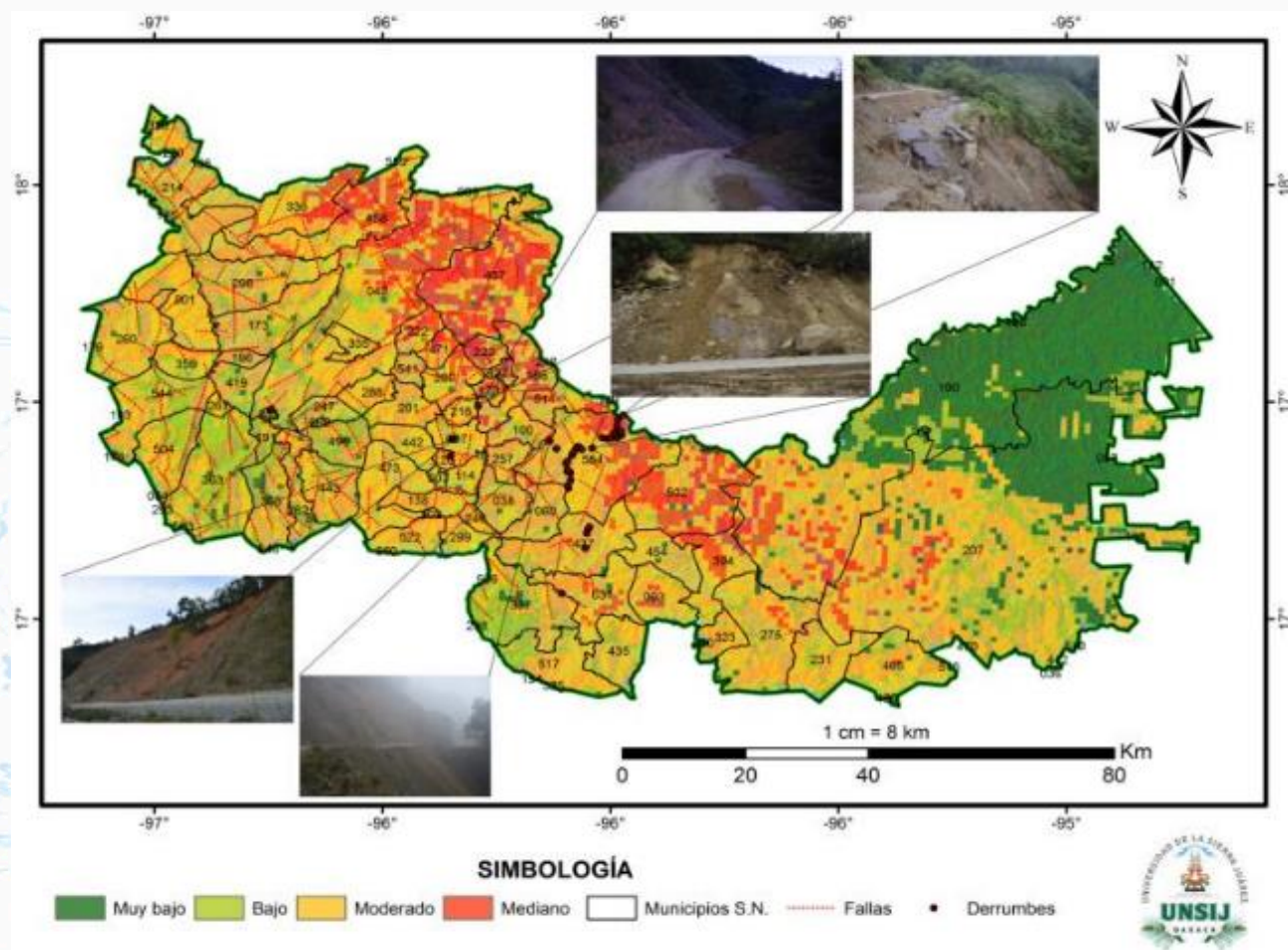
Factor	Valor de susceptibilidad						Total
	0	1	2	3	4	5	
Pendiente	18.33%	16.23%	20.78%	26.83%	14.92%	2.92%	100%
Litología	--	3.39%	30.15%	46.16%	13.76%	6.54%	100%
Humedad del suelo	--	--	80.75%	19.25%	--	--	100%
Sismos	--	0.01%	83.9%	16%	--	--	100%
Precipitaciones extremas	--	7.4%	23.4%	24.3%	27.9%	16.8%	100%

En el Cuadro 3 se presenta la distribución de área en hectáreas según la clasificación del potencial de deslizamiento en el área de estudio.

Cuadro 23. Distribución de área según la clasificación del potencial de deslizamiento en el área de estudio.

Índice de susceptibilidad	factor de susceptibilidad	Potencial de deslizamiento	Área (ha)	Porcentaje %
0-6	1	Muy Bajo	1350.10	15.61
7-32	2	Bajo	1211.28	14.01
33-162	3	Medio	5162.26	59.69
163-512	4	Mediano	924.79	10.69
513-1250	5	Alto	0	0
>1250	6	Muy Alto	0	0
Total			8648.43	100.00

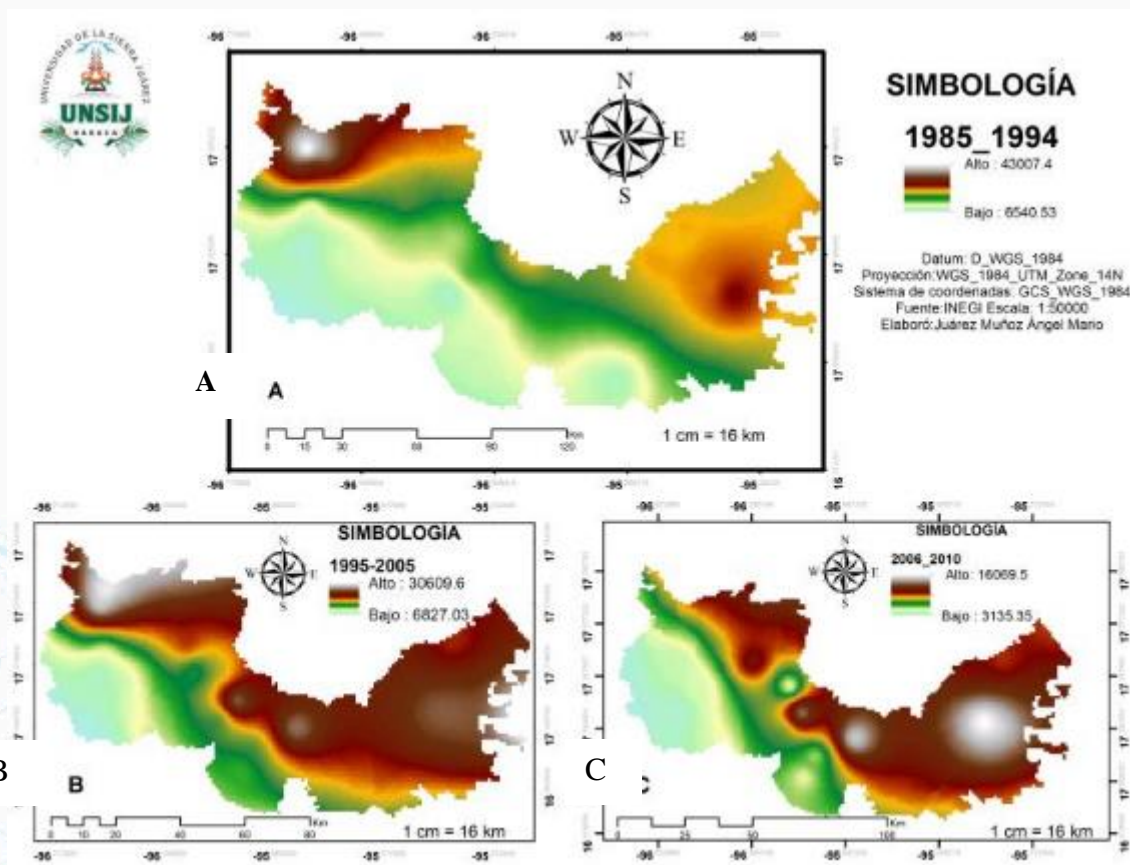
La Figura 2 señala los niveles de susceptibilidad a deslizamientos, fallas geológicas y algunos derrumbes con imágenes representativas del muestreo en campo realizado en Diciembre de 2018, para la corroboración de datos.



**Figura 2. Susceptibilidad a deslizamientos en la Sierra Norte Oaxaca.**

#### Análisis climático de precipitación acumulada en el área de estudio

La precipitación acumulada cada 10 años en un periodo de 30 años (1980-2010) en la sierra Norte, comparada en tres periodos de 10 años, 1) 1985-1994 (Figura 3A), 2) 1995-2005 (Figura 3B) y 3) 2006-2010 (Figura 3C) muestra diferencias importantes, entre los distritos Mixe y Villa Alta aumenta, mientras que en el distrito de Ixtlán disminuye.



**Figura 2. Mapas de Precipitación acumulada cada 10 años en la sierra Norte Oaxaca en el periodo de 1980-2010. A (periodo 1985-1994), B (periodo 1995-2005) y C (periodo 2006-2010).**

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

De las 8,648.43 ha de extensión que posee el área de estudio, se obtuvo susceptibilidad media con un porcentaje del 10.69%, media en un 59.69%, baja en un 14.01% y muy baja con un 15.61%, cabe destacar que el factor de susceptibilidad 3 potencial Medio (Figura 13) es el de mayor cobertura en la Sierra Norte. Así pues, los fenómenos de deslizamientos de laderas son más frecuentes cuando el factor detonante (precipitación) disminuye o desaparece cuando las fuerzas actuantes y resistentes se vuelven a equilibrar; por otra parte, Corominas y Moreno (2005) señalan que los deslizamientos pueden reactivarse con episodios de lluvia de corta duración y gran intensidad, por lo que Clark-Tapia *et al.*, (2016) sugiere que, de presentarse, este tipo de escenarios durante más de dos días seguidos de lluvias intensas, se incrementa la probabilidad de deslizamientos y flujo de lodos, ante lo cual las comunidades deben anticiparse a este tipo de desastres e incluir zonas vulnerables en los procesos de planeación territorial.

Con base en los resultados obtenidos sobre las fallas geológicas y los derrumbes existentes dentro de la región (Figura 14, Anexo V), al sobreponer las capas con el índice de susceptibilidad de la metodología Mora-Vahrson, se observa que algunos derrumbes si se encuentran sobre las áreas susceptibles a deslizamiento, ya sean de manera moderada o mediana, por lo cual implica un gran riesgo sobre esas zonas, así como un monitoreo constante en los días de lluvias intensas y de fuertes sismos. Por su parte, Soeters y van Westen (1996) formularon que los procesos de inestabilidad de laderas son el producto de las condiciones locales geomorfológicas, hidrológicas y geológicas, las cuales pueden verse modificadas por los procesos



geodinámicos, vegetación, usos del suelo y actividades humanas, además de la frecuencia e intensidad de las precipitaciones y de la sismicidad de la zona. Concordando con los factores de susceptibilidad de esta metodología Mora-Varshon (1991).

La metodología Mora-Varshon resultó ser una metodología exitosa en la elaboración de cartografía a deslizamientos de ladera en la Sierra Norte, debido a que los factores que incluye son tan necesarios para determinar dicha susceptibilidad, aunque no queda de más agregar factores como el tipo de suelo, uso de suelo y vegetación, zonas potenciales de recargas hídricas entre otros factores.

La facilidad de cálculo en los SIG nos permitió obtener gran cantidad de variables, pero, es altamente recomendable realizar el trabajo de campo que acompañe a la elaboración de una cartografía para identificar zonas de susceptibilidad a los movimientos de ladera. Realizar estudios sobre movimientos de laderas, en los que se necesita una gran cantidad de información geográfica, es una labor no siempre fácil en países en vías de desarrollo, como es el caso de México y en particular del Estado de Oaxaca.

#### Agradecimientos

Agradecemos al Dr. Fidencio Servín, por su valioso tiempo en la revisión de este trabajo, a Irene Bautista Juárez, Teresa Martínez, Fernando Humberto Martínez Hernández, por la compañía y ayuda en la recolección de datos de campo.

#### Literatura citada

Clark-Tapia, R., Ramos, M. F., Alfonso, C., Mendoza, M.M. y Fuente, M., (2016). Caracterización y Gestión de la Cuenca del Papaloapan: Énfasis en la Sierra Norte de Oaxaca. Oaxaca 102p.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua; 2014a). Reporte del clima en México. Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional. México. 27 p.

García, J., Monnar, O., Zapata, J., Arango, E., y López, P. (2006). Sistema de Información Geográfica para el manejo y evaluación del riesgo sísmico en la ciudad de Santiago de Cuba. Disponible: [http://www.espejos.unesco.org.uy/simplac2002/ponencias/geom%20E1tica%202002\\_GEO50.doc](http://www.espejos.unesco.org.uy/simplac2002/ponencias/geom%20E1tica%202002_GEO50.doc). [Consulta: 2006, diciembre 17].

Mora, R., Vahrson, W. & Mora, S., (1992): Mapa de Amenaza de Deslizamientos, Valle Central, Costa Rica. Centro de Coordinación para la Prevención de Desastres Naturales en América Central. Costa Rica. Disponible en: <https://www.ugm.org.mx/publicaciones/geos/pdf/geos18-2/Rosabal-38-2.pdf>

Mora, S. & Vahrson, W. (1991). Determinación a priori de la amenaza de deslizamientos sobre grandes áreas, utilizando indicadores morfodinámicos. En: Memoria sobre el Primer Simposio. Bogotá, Colombia. 259-273 pp.

Rodríguez, E. S., Morales, B.W., Gonzales, F.N., López, M. C., Carreras, S, L.M., Luna, A.M., Lemus, R.C., García, V.J.C., Díaz, A.L.G. y Garzón, H.C.A. (2011) .Atlas de riesgos del municipio de Oaxaca de Juárez, Oaxaca. Instituto de Geología de la UNAM. México, D.F.99 p.

Soeters, R. y Van, W C.J. (1996). "Slope instability recognition, analysis and zonation". In Turner, K. y Schuster, R.L. (Eds.), Landslides Investigation and Mitigation; Transportation Research Board, Special Report 247, National Academy Press, Washington DC, 129-177.

# ID-304: IMPACTO DE LA PRODUCCIÓN AGUACATERA EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HÍDRICOS EN LA CUENCA ZIRAHUÉN, MICHOACÁN.

Joanna Karen CASTRO CHÁVEZ<sup>a</sup> Melanie KOLB<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Instituto de Geografía, UNAM Investigación Científica, Ciudad Universitaria, 04510, CDMX, email: [joann\\_castro@hotmail.com](mailto:joann_castro@hotmail.com)

<sup>b</sup> Instituto de Geografía, UNAM Investigación Científica, Ciudad Universitaria, 04510, CDMX, email: [melanesien@gmail.com](mailto:melanesien@gmail.com)

## RESUMEN

En la cuenca Zirahuén, el acelerado cambio de uso del suelo forestal a uso agrícola y la reconversión de cultivos tradicionales por cultivos de exportación, están deteriorando la calidad ambiental, y afectando a los Servicios Ecosistémicos Hídricos, que son beneficios producidos por el sistema hidrológico, como la provisión y regulación, del recurso.

A través del cálculo del balance hídrico en la cuenca, las tasas de deforestación y un análisis de noticias periodísticas se trató de identificar las posibles causas y consecuencias de los procesos mencionados dentro de la cuenca.

Debido a la complejidad y sinergia de estos, fue necesario analizar integralmente la problemática, en el sistema natural y social, que se entrelazan, dentro de la cuenca. Tras ello, se encontró que hay un déficit de agua en la cuenca, deforestación que va en aumento, la cual ha reconvertido bosques de pino en plantaciones aguacateras, cabe mencionar que las plantas de aguacate consumen 6 veces más agua que un pino, en promedio. En la parte final, las notas periodísticas, reflejaron que las dimensiones de la problemática van más allá del déficit de agua, tienen implicaciones en la salud, el modo de vida, la dinámica política, económica y social de esta zona.

**Palabras clave:** Servicios Ecosistémicos Hídricos, agua, aguacate, bosques,

## INTRODUCCIÓN

Las tendencias de la dinámica poblacional, el cambio de uso del suelo, la mala gestión del agua, están amenazando la supervivencia de los ecosistemas, alterando el ciclo hidrológico, con disminución de acceso al agua, en cantidad y calidad, para las actividades humanas esenciales. (Ríos M., Mendoza R., Silva R., *et al.*, 2018).

En el caso de la cuenca Zirahuén, el cultivo de aguacate ha sido una de las principales amenazas, tan solo la superficie cosechada de aguacate pasó de 77 mil a 157 mil hectáreas de 1990 a 2014, en tanto que la producción creció de 686,301 a 1,520,695 toneladas, para el mismo período (Ortiz C. y Bonales J. 2017). Michoacán contribuye con 93% de las exportaciones totales de aguacate mexicano, mismas que han crecido de 17 mil a 653 mil toneladas en el período de 1990-2013 (FAO, 2016). Todo ello ha repercutido en los ecosistemas, principalmente los bosques de esta zona y en la esfera social y política.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

La Cuenca del lago de Zirahuén se localiza en la porción centro-norte del estado de Michoacán, dentro de la región hidrológica de la cuenca del Balsas, donde el lago está a 2075 m.s.n.m. y tiene una superficie de superficie total de 28,390 Has. La constituyen los ríos el Silencio y los Manzanillos, arroyos Turitán y Agua Blanca, lagos de Zirahuén y Cuitzitan y manantiales de Agua Fría.

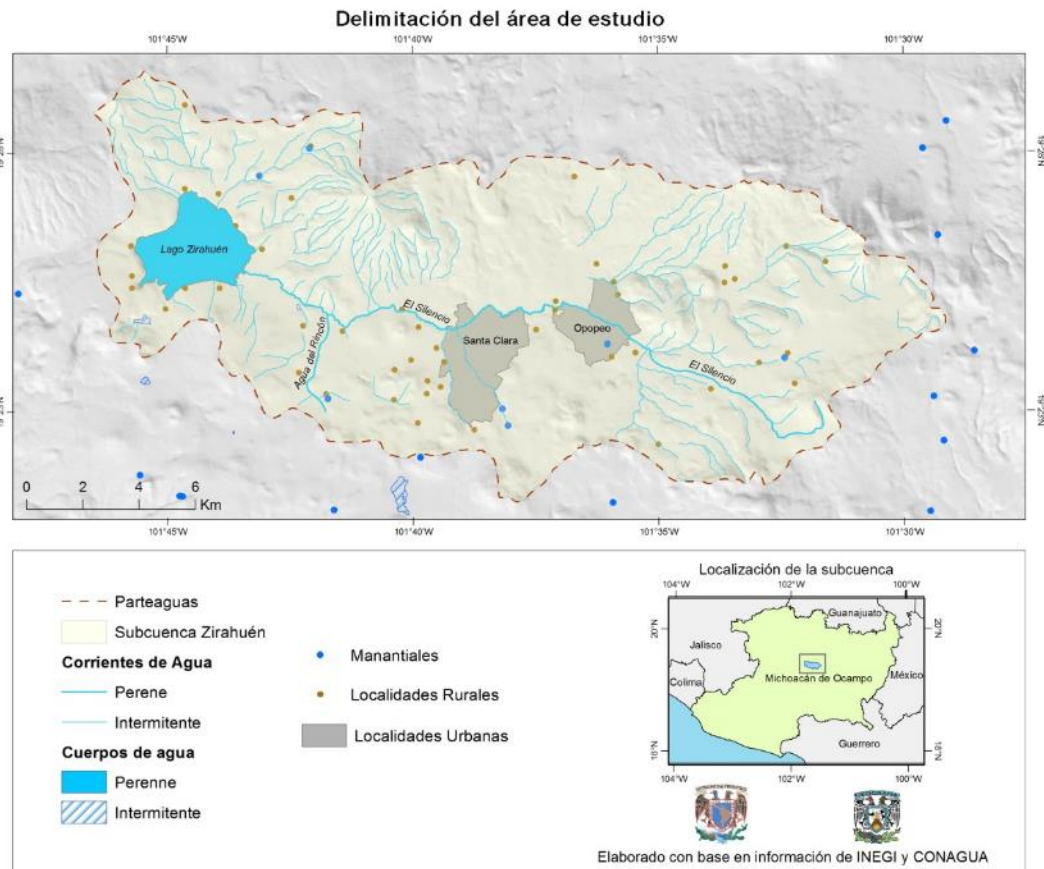


Figura 1. Delimitación del área de estudio. Elaboración propia con datos de INEGI y CONAGUA (2015).

Debido a las distintas problemáticas en la zona, se eligió esta como área de estudio, con el fin de analizar el estado de los servicios ecosistémicos, principalmente provisión.

En el siguiente cuadro (Cuadro 1) se muestran los métodos y herramientas utilizadas en las 3 principales secciones de investigación:

Cuadro 1. Objetivos y métodos.

<i>Objetivo general:</i> <i>Analizar la problemática de la disponibilidad de agua y el cambio de uso del suelo a cultivos aguacateros en la cuenca Zirahuén, Michoacán.</i>		
Objetivos particulares	Sección	Métodos/Herramientas
1. Determinar la oferta de agua a partir de la distribución de agua en la cuenca basado en balances de agua, considerando el rango de precipitación histórica.	Balance hídrico	- Método directo para el cálculo de balance hídrico (Thornthwaite y Mather (1957))
2. Identificar los actores principales de consumo y evaluar su demanda y uso del agua.	Identificación de usuarios y sus concesiones de agua	Análisis de base de datos de concesiones subterráneas y superficiales (volumen) - Identificación de usuarios del agua -Análisis de información en notas periodísticas
3. Analizar la deforestación por plantaciones de aguacate y estimar su influencia sobre la distribución y el balance del agua.	Análisis del cambio de uso del suelo	- Matrices de cambios, periodos 2004-2007, 2007-2014 y 2004-2014 - Tasa de deforestación - Mapas de cambio de uso del suelo

Existen diversos métodos y formas de estimarse, en el caso del balance hídrico propuesto por Thornthwaite y Mather (1957), se basa en un método empírico al cual denominó Método Directo para definir la falta y excesos de agua (Santillán, E. *et al.*, 2013). El método directo, inicia partiendo del conocimiento de las precipitaciones medias mensuales y de la evapotranspiración mensual estimada, esta es la combinación de dos procesos separados por los que el agua se pierde a través de la superficie del suelo por evaporación y por otra parte mediante transpiración del cultivo (Allen R. *et al.*, 2006). Este balance se realizó con datos de CLICOM para 3 años distintos (acorde al cálculo de la anomalía se eligieron 3 años, año seco (2004), húmedo (2007) y normal (1992), tratando que la información fuese compatible con los insumos de Uso del Suelo) y uno con datos de normal climatológica WORDCLIM.

El cálculo de la tasa de deforestación se realizó con la ecuación sugerida por la FAO, la cual expresa la proporción de cambio con respecto al área inicial de manera anual, propuesto por la FAO (1996):

$$R = [(1 - (A_1 - A_2)/A_1)^{1/t} - 1] * 100$$

Dónde:

**R** = La tasa de cambio anual en porcentaje

**A<sub>1</sub>** = Área en el tiempo 1

**A<sub>2</sub>** = Área en el tiempo 2

Posteriormente, se realizó un Análisis de Cambio de Uso del Suelo para lo cual se rasterizaron las capas vectoriales de uso del suelo (Mas J.F. 2016) a través de ArcGIS para posteriormente ser tratadas con la herramienta CROSSTAB del menú GIS Analysis/Database Query en IDRISI, donde es posible insertar imágenes ráster que incluyan las categorías de uso del suelo, éstas serán comparadas y de ello, resultará una tabla cuyas cifras estarán dadas en píxeles (Irwansyah E., 2012) y se deberá multiplicar por los píxeles para obtener el cambio en hectáreas (Ha) en los periodos comparados, cómo se explicará más adelante.

Este método, emplea el análisis de una matriz de tabulación cruzada (de 2 años distintos, es decir un periodo de tiempo) para distinguir aquellos cambios producto de transiciones sistemáticas, con el fin de realizar valoraciones más completas de los cambios más significativos ocurridos en el territorio (López V. y Wenseslao P. 2007).

Se realizó el análisis de las bases de datos del Registro Público de Derecho de Agua, el cual es publicado por CONAGUA para dar conocimiento de las concesiones de agua, para distintos usos, como lo son: Pecuario, Agrícola, Público Urbano y Servicios.

Y como parte final un análisis de notas periodísticas con el fin de detectar problemáticas consecuentes que son externadas por los mismos ciudadanos, así como por dependencias de gobierno, asociaciones civiles, entre otros, siguiendo la metodología de Crespo, J. M, Jiménez, A. y Nava, J. D (2019).

### 3 RESULTADOS

A partir del cálculo del Balance Hídrico se obtuvieron los siguientes resultados, mostrando los meses de mayor falta de agua en la cuenca de estudio (Figura 2).

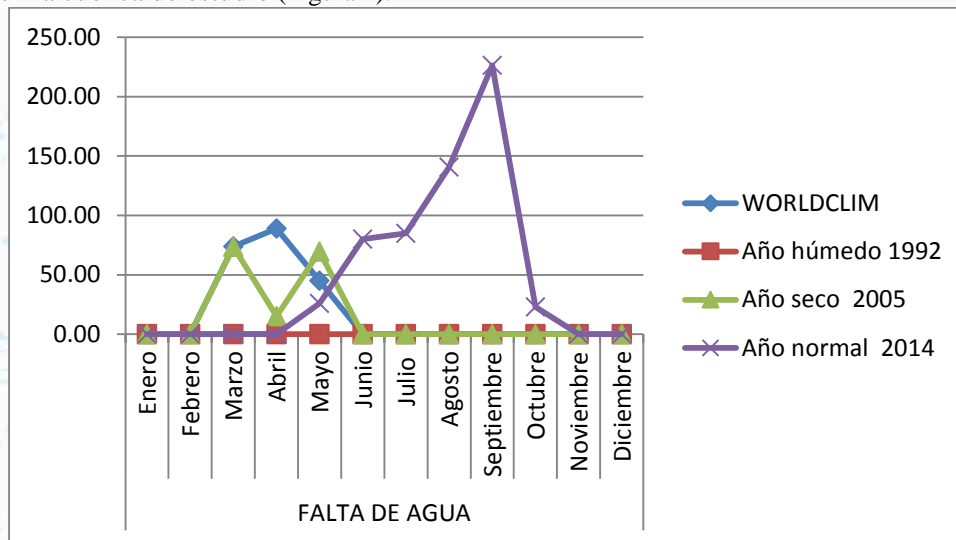


Figura 2. Falta de agua para los 3 años y periodo de referencia. Fuente: Elaboración propia con base en datos de CLICOM y SMN (Base de Datos Climatológica Nacional: Sistema CLICOM (en línea), Consultado el: 08 de marzo de 2019, en: <http://clicom-mex.cicese.mx>).

Los resultados obtenidos a través del cálculo del balance, muestra que en los meses de julio a septiembre hay agua disponible, aún cubriendo las necesidades del suelo. Es decir, había exceso del recurso o por el contrario, el déficit, es decir, falta de agua acorde a la oferta natural. La falta de agua, revela la disponibilidad del agua, por mes, ello permite entender la disponibilidad y comportamiento del agua en la cuenca, de acuerdo a los requerimientos naturales. Es posible notar que para el año normal (2014), el déficit de agua incrementa considerablemente desde julio hasta septiembre.

La época de estiaje inicia en noviembre y finaliza en abril (aproximadamente), y los meses con menor precipitación son desde enero a abril, en los cuales SAGARPA (2015) menciona que es necesario proporcionar irrigación periódica, aunque la cantidad de agua y frecuencia del riego, dependerá del clima suelo y vigor de las plantas (COFUPRO, 2014), ello representa mayor demanda de agua, en los meses donde hay mayor déficit. El cultivo puede establecerse en temporal o riego y se sugiere que en los casos donde se tenga más de una floración deberán implementar riegos en la época de mayor demanda de agua (abril-mayo).

Posteriormente obtuvieron los volúmenes de uso del agua de las distintas categorías. Respecto al agua superficial (Figura 3), alrededor del 80% es destinada a uso Público Urbano, mientras que la agricultura ocupa aproximadamente un 19% y dentro de ese porcentaje, se encuentra una productora de frutas, donde se comercializa aguacate.

En cuanto al agua subterránea, existen solamente dos concesiones dentro de la cuenca, las cuales albergan al 51% del volumen subterráneo total que se concesiona, dichas concesiones son de empresas productoras de aguacate (Figura 4).

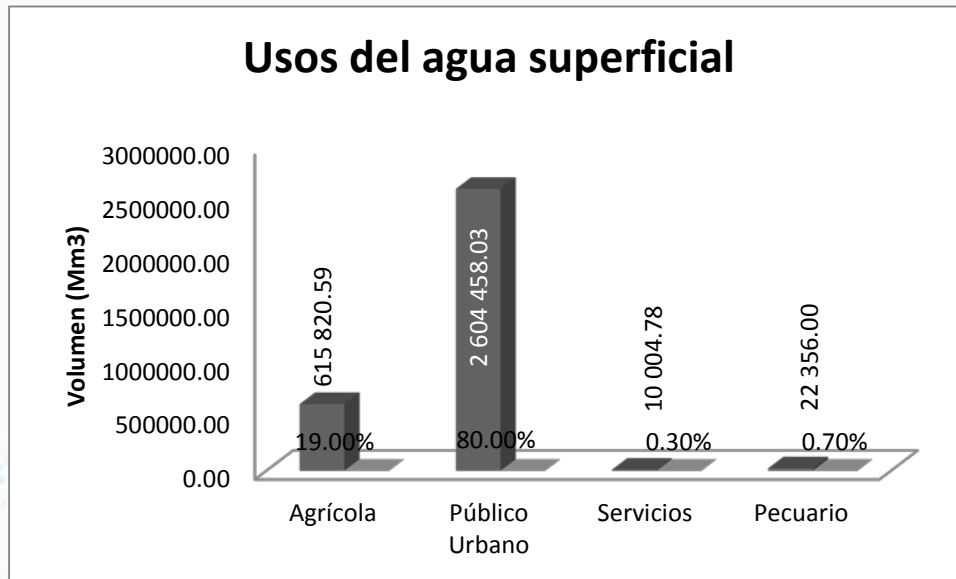


Figura 3. Usos del agua. Elaboración propia con base en CONAGUA, 2015.

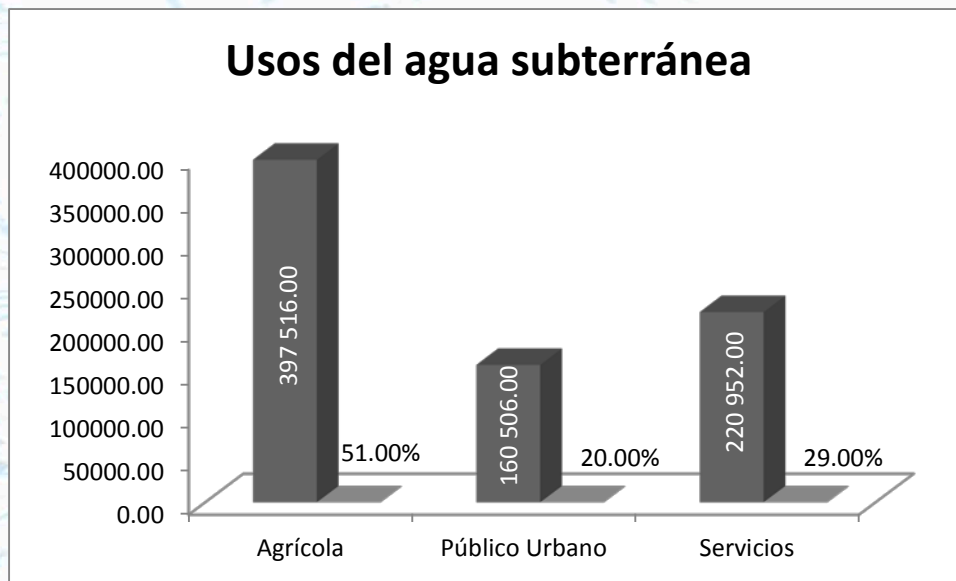


Figura 4. Usos del agua. Elaboración propia con base en CONAGUA, 2015.

Realizando el análisis de Cambio de Uso de Suelo, se obtuvieron los siguientes resultados:

Referente al analisis de Cambio de Uso de suelo, se obtuvieron los siguientes resultados

Cuadro 2. Tasas de deforestación (R) de los periodos de estudio a) 2004-2007; b) 2007-2014; c) 2004-2014.

Núm.	Clase	2004-2007		2007-2014		2004-2014	
		Área	Tasa de deforestación	Área	Tasa de deforestación	Área	Tasa de deforestación
1	Agricultura de riego	1.89	21.42	9.00		0.00	

2	Agricultura de temporal	30 358.71	-0.50	29 908.85	1.55	33 756.69	1.38
3	Cultivo perenne	91 209.44	1.44	95 394.24	2.85	121 878.54	3.26
4	Asentamientos humanos	396.26	0.20	398.65	1.57	450.44	1.64
5	Pastizal	235.45	-3.50	213.77	2.72	269.33	1.71
6	Otros	999.39	0.00	999.39	1.57	1 129.58	0.78
7	Bosques	24 078.98	-1.13	23 296.78	1.47	26 095.72	0.53

Fuente: Elaboración propia con base en Mas J. F., 2016.

Analizando las coberturas de uso del suelo realizadas por Mas J. F. *et al.* (2016), es posible ver los cambios que ha habido en la vegetación del estado y en específico, a escala de la cuenca, y las clases más representativas son el incremento en asentamientos humanos, agricultura de riego entre 2004-2007, pastizal inducido/cultivado y también se muestra un incremento en el bosque de pino encino de vegetación primaria y secundaria, ello puede relacionarse a que a partir de 2011 se comenzó con proyectos de reforestación y fertilización en bosques, por parte de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) (cuadro 15). Hay un incremento considerable en los cuerpos de agua, lo cual no significa un incremento en los cuerpos naturales, sino se relaciona con presas o contenedores para el almacenamiento del recurso. El periodo que va de 2004-2007 fue el que mayor deforestación de bosques tuvo.

En el primero periodo de estudio se puede observar que la cobertura de agricultura de temporal fue la que desplazó mayormente a la cobertura de bosques, seguida por los cultivos perennes, lo cual nos permite entender parte de la reconversión del uso de suelo natural por cultivos de aguacate, principalmente destinado a exportación (Ortiz C. y Bonales J. 2017).

Referente a la documentación periodística, más del 70% de la información obtenida provenía de fuentes de carácter regional y local, aunque cabe destacar que sobre todo en los últimos años, esta problemática está llegando a los medios de comunicación internacionales, donde ha tomado aparición incluso en primera plana.

Cuadro 3. Afectaciones naturales y sociales, sin medidas de prevención

Afectación	Núm. de notas	Recursos Hídricos y/o SEH	Bosques y Suelo	Especies (biodiversidad)
Medio natural	18	14	13	7
Medio natural y medidas	11	7	9	3
Afectación	Núm. de notas	Salud humana	Económicas	Políticas
Medio social	2	1	1	1
Medio social y medidas	3	2	2	1

Fuente: Elaboración propia

Cuadro 4. Afectaciones sociales y naturales, con medidas de prevención

Afectación	Núm. de notas	Recursos Hídricos y/o SEH	Bosques y Suelo	Especies (biodiversidad)	Salud humana	Económicas	Políticas
Ambos (social y natural)	19	20	14	6	9	11	8
Ambos (social y natural) y medidas	22	20	17	9	13	7	18

Fuente: Elaboración propia

Alrededor del 70% de notas periodísticas hacen alusión a la problemática del medio ambiente en Zirahuén y solo algunas mencionan los drásticos cambios sociales, económicos y de salud en la población. Las medidas de prevención en ambos casos son escasas y en general apuntan a reforestación en la zona.

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Esta cuenca representa una de las unidades de paisaje más importantes de Michoacán. Es una región de transición entre dos grandes regiones hidrológicas: Lerma y Balsas; esta condición genera una posible influencia en la transferencia de agua tanto a la región del Lerma, como a la región del Balsas (Aleman M., 2010). Pero ha tenido “la fortuna” como algunos lo ven, de tener potencial en cuanto a la plantación de aguacate, el cual es visto como un producto comercializable, explotable y redituable, ello puede ser entendido desde su definición como “paquete tecnológico” en donde se describen desde las técnicas de cultivo, su comercialización y hasta las características propicias donde su crecimiento es favorable, dentro de la Agenda Técnica Agrícola de Michoacán del 2017 (SAGARPA, SENASICA, INIFAP, 2015) se menciona que este “producto” es susceptible de utilizarse en las regiones de climas templado subhúmedo [C(w2)(w)] y semicálido subhúmedo [(A)C(w2)(w)] que se encuentren a una altitud entre 1,300 y 2,400 metros sobre el nivel del mar, sin considerar más allá lo daños ambientales que en esos sitios existan previo a seguir con el crecimiento de dicho paquete y que puedan derivarse de dicha actividad.

Pese a liderar a nivel internacional la producción y exportación, Michoacán está lejos de poder considerarse como un modelo de producción sustentable, si bien los indicadores de pobreza y migración internacional muestran una disminución ligeramente superior en los municipios productores, ello no significa bienestar dentro de la cuenca Zirahuén así como de otras aledañas (Gavito M., Astier M., Martínez J., et al., 2012).

Sin duda son diversos los factores que coexisten para que la problemática siga latente, otro de ellos es referente al clima, lo cual fue observado en análisis de las series climatológicas, así como en estudios realizados como el de Chacón A., Rosas C., Rendón L., et al. (2010), donde se habla de un aumento de la temperatura y disminución en la precipitación. Lo anterior representa un considerable riesgo de perder la capacidad de almacenamiento de agua con los efectos del Cambio Climático, ya que hay tendencia al aumento en la temperatura promedio ambiental, la disminución en la precipitación pluvial y las tasas de infiltración por el uso de agua en los cultivos que se practican sin planeación y sin medidas de regulación hídricas, según los datos obtenidos y graficados de las distintas variables y a partir de CLICOM. Todo ello ocasionan la pérdida de los servicios ecosistémicos de la cuenca (Chacón A., Rosas C., Rendón L., et al., 2010).

Las afectaciones al medio ambiente y a los recursos naturales dentro de la cuenca son perceptibles, debido a la búsqueda de una mayor derrama económica y la desigualdad en distribución y gobernanza de estos, la demanda que ejercen las plantaciones de aguacate sobre el agua en la cuenca de Zirahuén ha generado problemas de abasto público de agua que además se agudiza por los cambios de uso del suelo que altera la disponibilidad y la calidad de agua natural en la cuenca, ello además se refleja en la calidad de los cuerpos de agua, cuyos indicadores en primera instancia son especies y vegetación. Un alto porcentaje del total de agua concesionada



es destinada al ramo de la producción aguacatera, sin prever el desabasto a la población y las afectaciones que de ello se puedan derivar.

Las afectaciones no solo se reflejan en esta esfera sino también en la salud de los pobladores, los cuales sufren los efectos del uso de fertilizantes que son transportados por cuerpos de agua principales de donde los pobladores de localidades rurales, principalmente hacen uso. Ello fue identificado gracias a la documentación periodística de notas locales, en donde se reflejan muchas de las quejas de los que menos perfilan en los estudios que reflejan los “beneficios” de “el oro verde”, tales como pequeños productores, pobladores y terratenientes despojados. El propósito de entender el uso de suelo en conjunto con la provisión del agua, es visualizar que muchos servicios de los ecosistemas están declinando y tendrán consecuencias en el bienestar de la sociedad. En algunos casos, estas pérdidas de servicios de los ecosistemas son graduales, mientras que otros están siendo compensados por aumentos en algunos otros servicios. El bienestar futuro dependerá de la capacidad para vivir de manera sostenible en un bien común y global y de una planificación del territorio que permita la permanencia de la vegetación natural y garantice la provisión de agua y alimento. Los ecosistemas sustentan todos los recursos y los bienes de los que dependen los seres humanos y son fundamentales para asegurar su bienestar (Galicia, L., 2016).

## 5. AGRADECIMIENTOS

Este agradecimiento es dirigido principalmente al Instituto de Geografía de la UNAM, institución de gran valor y aporte en la investigación geográfica en el territorio mexicano, así como a la Dra. Melanie Kolb, por su ahínco, ganas de compartir sus conocimientos, motivación, humildad y paciencia en la realización de dicho trabajo.

## 6. LITERATURA CITADA

Alemán M., (2010), El involucramiento de ejidatarios y científicos en la investigación y manejo de la cuenca de Zirahuén, Michoacán, México en: Ortiz Paniagua et al. (2010), Espejo de los dioses: estudios sobre ambiente y desarrollo en la cuenca del lago de Zirahuén, Universidad Michoacana de San Nicolás, SEMARNAT, COEEO

Base de Datos Climatológica Nacional: Sistema CLICOM (en línea), Consultado el: 08 de marzo de 2019, en: <http://clicom-mex.cicese.mx>.

Brauman KA, Daily GC, Duarte TK, Mooney HA (2007) The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annu Rev Environ Resour* 32:67–98

Chacón A., Rosas C., Rendón L., (2010), Balance hidrológico del lago de Zirahuén, en: Ortiz Paniagua et al. (2010), Espejo de los dioses: estudios sobre ambiente y desarrollo en la cuenca del lago de Zirahuén, Universidad Michoacana de San Nicolás, SEMARNAT, COEEO

Crespo, J. M, Jiménez, A. y Nava, J. D (2019). Tensiones y conflictos territoriales en la pesca ribereña del Estado de Campeche, México (2013-2018). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 82, 1-61.

COFUPRO (2014), Fondo sectorial Michoacán, en: [https://www.cofupro.org.mx/cofuproold/archivo/fondo\\_sectorial/Michoacan/24michoacan.pdf](https://www.cofupro.org.mx/cofuproold/archivo/fondo_sectorial/Michoacan/24michoacan.pdf)

CONAGUA (2016), Estadísticas del Agua en México, México, D. F., 276 p.

CONAGUA, (2015 c), Registro Público de Derechos de Agua (REPDA) en: <http://app.conagua.gob.mx/Repda.aspx>.

FAO (1996), Forest resources assesment 1990 survey of tropical forest cover and study of change processes, Food and Agricultural Organization, Rome.

FAO (2018), El estado de los bosques del mundo, las vías forestales hacia el desarrollo sostenible

Galicia, L. 2016. Dinámica de cambio del uso de suelo y vegetación en México: patrones de cambio, causas directas e indirectas y prioridades futuras. En Moncada Maya J.O. y A. López (coordinadores generales), Geografía de México. Una reflexión espacial contemporánea. Instituto de Geografía-UNAM y Programa Editorial del Gobierno de la República-SEP (ISBN 978-607-02-8276-8), pp 235-249.

Maass J. M. (2004), La investigación de procesos ecológicos y el manejo integrado de cuencas hidrográficas: un análisis del problema de escala en; Cotler, H., & Pineda López, R. (2008). El manejo integral de cuencas en México. Estudios y Refle.

Maass, J. et al. (2005), Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico, Ecology and Society, vol. 10, no. 1, p. 17.

Ríos, M. et al. (2018) Elementos para gestión del agua en la cuenca del lago de Zirahuén. Terra Latinoam [online]. 2018, vol.36, n.4, pp.431-439

SAGARPA (2015), Agenda técnica agrícola de Michoacán, 2ª edición, 237 p..

Thornthwaite C., Mather R., Carter D. (1957), Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance, Drexel Institute of Technology, Philadelphia. Publications in climatology, v. 10, no. 3

## **ID-329: IMPACTO AMBIENTAL POR PLAGUICIDAS APLICADOS EN LA AGRICULTURA EN LA MICROCUENCA CIÉNEGA PRIETA DE YURIRIA GUANAJUATO**

Nicolás Ortega García <sup>a</sup>, Miguel Ángel Domínguez Cortázar <sup>a</sup>, Enrique Arturo Cantoral Uriza <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Maestría en Gestión Integrada de Cuencas, Facultad de Ciencias Naturales, UAQ, Cerro de las Campanas S/N, Las Campanas, Querétaro, Querétaro, México C.P. 76010, [nog3009@gmail.com](mailto:nog3009@gmail.com)

<sup>b</sup> Facultad de Ciencias, Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, UNAM, Boulevard Juriquilla 3001, Juriquilla, Querétaro, México, C.P. 76230, [cantoral@ciencias.unam.mx](mailto:cantoral@ciencias.unam.mx)

### **RESUMEN**

La contaminación por plaguicidas utilizados en la agricultura es tema de interés en el ámbito social y de salud, en las cuencas, conocer esta problemática implica usar técnicas de laboratorio, o bien, herramientas que permitan de manera indirecta evaluarla; ambas proveen conocimientos para decidir sobre el uso de insumos agrícolas, pudiendo sustituir los más peligrosos y contaminantes por más benévolos con el ambiente y el ser humano. Esta investigación tiene como objetivo identificar zonas de mayor contaminación causadas por plaguicidas agrícolas, apoyándose en datos morfométricos y de modelación geoespacial, que describen el comportamiento del agua en la microcuenca Ciénega Prieta del municipio de Yuriria Guanajuato. La contaminación se estimó por un método indirecto llamado Cociente de Impacto Ambiental (CIA) usando datos de los paquetes tecnológicos de maíz, sorgo, trigo y cebada; cultivos importantes por la superficie sembrada y requerimiento hídrico. El paquete oficial se compone de información publicada por el INIFAP, los paquetes de proveedores de insumos o asesores y de productores locales, están elaborados a partir de entrevistas directas. Los datos se ajustaron únicamente a las plagas más comunes de la zona. Se calculó el CIA por ingrediente activo multiplicando el porcentaje de ingrediente activo en la formulación del plaguicida, la dosis recomendada y la frecuencia de aplicación con el CIA teórico calculado por la Universidad de Cornell. Sumando los CIA de los ingredientes activos generamos el CIA por cultivo; el CIA total resulta de sumar todos los CIA por cultivo. El CIA total permitió hacer una comparación de los tres paquetes tecnológicos propuestos para la microcuenca y usando la modelación geoespacial, se detectaron zonas con mayor cantidad de sedimentos acumulados. Se encontró que el CIA total más alto corresponde al paquete tecnológico oficial, atribuible a que permite el uso de plaguicidas más tóxicos y peligrosos. Se realizó un análisis de varianza y prueba de tukey a los datos del CIA por cultivo, encontrándose que el maíz genera mayor contaminación en todos los paquetes tecnológicos. Por otro lado, la modelación geoespacial simuló el arrastre de sedimentos transportados por el agua, acumulándose en mayor grado en la zona de temporal.

**Palabras clave:** Microcuenca, Plaguicidas, Contaminación, Agricultura, Impacto Ambiental

### **1. INTRODUCCION**

El avance en el crecimiento de los sistemas agropecuarios se ha atribuido al uso de plaguicidas, El uso de estas sustancias actualmente ha provocado una gran preocupación por el efecto que tienen en el ambiente, encontrándose en sus diferentes componentes (aire, agua y suelo), en diversas regiones geográficas, aun en las más remotas al sitio de aplicación (Gevao y Jones, 2002). En tal sentido, los plaguicidas constituyen la principal fuente de contaminación difusa o no puntual del agua superficial y está dada por los escurrimientos que encuentran en su camino cuesta abajo hacia los arroyos, ríos y lagos de la cuenca, ya sea de modo directo o a través de sistemas de drenaje; la contaminación en el agua subterránea se da debido a la lixiviación tanto desde suelos agrícolas como de los no cultivados, habiéndose detectado ampliamente esta problemática a nivel mundial por la necesidad de producir alimento para la sociedad pero a un elevado costo ambiental (Cerejeira *et al.*, 2003, Pérez y Aguilar, 2012, Larsen *et al.*, 2013). El destino de los plaguicidas en el ambiente constituye un complejo proceso influenciado por sus propiedades fisicoquímicas, las prácticas de manejo, las condiciones climáticas, las propiedades del suelo y las del agua (Spadotto *et al.*, 2002).

Dado que en México no se tienen datos precisos de las afectaciones a la salud asociadas directa o indirectamente a los plaguicidas, es necesario documentar los efectos a largo plazo en las poblaciones expuestas; de igual manera, se desconoce el riesgo asociado al consumo de productos que han estado expuestos a fumigaciones.

Las poblaciones infantiles son particularmente vulnerables a los efectos de estos contaminantes, sin embargo, no existen instrumentos gubernamentales que regulen la exposición ambiental a estos compuestos (Cifuentes *et al.*, 2010, Wingle *et al.*, 2007).

La técnica más utilizada para determinar el efecto en el ambiente de los plaguicidas está basada en análisis químico (Torres, 2005), pero existen otras que se denominan indirectas, como el Cociente de Impacto Ambiental (CIA) desarrollado por Kovach *et al.* (1992). Esta metodología evalúa el impacto ambiental, la magnitud del daño y hace propuestas que permitirán reducir las aplicaciones de ciertos químicos que se acumulan en los productos finales, evitar la contaminación del agua, los daños a la salud de las personas e incrementar la conservación de los ecosistemas (IICA, 2017). El CIA es una fórmula creada para proporcionar a los agricultores un panorama de opciones en el uso y selección de los plaguicidas basándose en fundamentos teóricos y científicos. (Cifuentes *et al.* 2010, Wingle *et al.*, 2007)

En el Bajío Guanajuatense se utiliza un modelo productivo aparentemente exitoso por sus elevados rendimientos y por el valor de la producción; pero por estos motivos, el uso de plaguicidas es elevado. En el año 2017 Pérez *et al* estimaron 9,878 toneladas o miles de litros usados en los cultivos de maíz, sorgo, trigo y cebada; sin considerar aplicaciones extraordinarias en el caso que se presenten plagas de difícil control, como sucedió con el gusano cogollero en el 2014, la roya en el maíz y el pulgón amarillo del sorgo en el 2015, realizándose entre 3 y 6 aplicaciones extraordinarias para cada cultivo involucrado.

Para entender más sobre el efecto de los plaguicidas y tener nuevos elementos de diagnóstico, la presente investigación busca identificar las zonas que presentan un mayor impacto ambiental ocasionado por el uso de plaguicidas en la actividad agrícola, considerando el suministro del agua para el desarrollo de los cultivos. Los resultados que se desprendan permitirán hacer propuestas de manejo alternativo en los procesos de producción, trayendo consigo una mejor calidad de los productos que consumen las comunidades rurales y urbanas de la microcuenca de estudio; y al perfeccionarse los procesos de producción, se mejoraran conjuntamente las aportaciones de plaguicidas a los componentes del suelo, disminuyéndose la cantidad de sedimentos contaminados que son arrastrados por el agua de las partes más altas a las más bajas, evitando el proceso de contaminación y deterioro ambiental.

### **1.1 Objetivo general.**

Identificar las zonas con mayor impacto ambiental por la actividad agrícola en la microcuenca Ciénega Prieta del municipio de Yuriria Guanajuato, considerando las diferentes cantidades de plaguicidas aplicados, el suministro de agua y la cantidad de sedimentos arrastrados.

### **1.2 Objetivos particulares.**

1.2.1 Obtener una base de datos de los plaguicidas aplicados en los diferentes cultivos, de riego y temporal en la microcuenca Ciénega Prieta del municipio de Yuriria, Guanajuato.

1.2.2. Aplicar la metodología del Cociente de Impacto Ambiental para identificar zonas con mayor problemática de contaminación por plaguicidas dentro de la microcuenca de estudio.

1.2.3. Identificar mediante la simulación geoespacial las zonas con mayor acumulación de sedimentos y determinar las partes de la microcuenca con mayor posibilidad de contaminación por plaguicidas.

### **1.3 Preguntas de investigación.**

1.3.1 ¿Cuáles son los plaguicidas aplicados en los diferentes procesos de producción agrícola, que manifiestan un mayor impacto ambiental en la zona de estudio?

1.3.2 ¿Cuál es la zona con mayor impacto ambiental causado por plaguicidas, considerando su clasificación de abasto de agua para los cultivos?

1.3.3. ¿Cómo influye el arrastre de sedimentos en el incremento de la contaminación causada por plaguicidas usados en la actividad agrícola en la microcuenca de estudio?

## 2. MATERIALES Y METODOS

### 2.1 Zona de estudio

La zona de estudio se encuentra ubicada en El Bajío del Llano de Yuriria que se coloca en la parte sureste de la provincia del Eje Neovolcánico, se comunica con el Bajío Guanajuatense por el pasillo de entrada del Río Lerma. (SPP,1980). La zona de riego de mayor importancia en el municipio de Yuriria es conocida como Ciénega Prieta, que se localiza al poniente de la Laguna de Yuriria; comprende cerca de 24,000 ha. esta zona de riego obtiene el agua principalmente de extracción del acuífero (CNA,1988).

La zona de estudio posee varias estaciones climatológicas, que proporcionan información sobre las principales condiciones y variantes climáticas (ver Cuadro 1) (Servicio Meteorológico Nacional, 2019).

Cuadro 1. Datos de las estaciones climatológicas de Yuriria Guanajuato. (Fuente Servicio Meteorológico Nacional, 2019)

Estación	Temperatura media (°C)	Precipitación (MM)
Santa María Yuriria	19.0	678.7
Cerano	18.3	701.7

La vegetación predominante es el matorral subtropical, encontrándose restringida a suelos someros y pedregosos de las laderas de los cerros, en los terrenos planos o poco inclinados predominan suelos vertisoles con vegetación del tipo matorral espinoso. En cuanto a fauna, los mamíferos tan solo se encuentran presentes como especies pequeñas y medianas ya que la presión del hombre por la cacería, el grado de disturbio ocasionado por los caminos y carreteras, hacen poco probable la existencia o presencia de especies de talla grande, dichos mamíferos significan un problema para la agricultura, tales como las ratas y ratones silvestres, tuzas, ardillones y conejos, así como, aquellas que representan un problema para los animales de corral como el cacomiztle y la zorra (Alvarez,1991).

La posesión de la tierra es en gran parte del tipo ejidal, según datos del PROCEDA (1992 – 1997) los ejidos con los que cuenta el municipio son 43 con un universo de 9,657 parcelas distribuidas en zonas de riego o temporal. (ver el Cuadro 2).

Cuadro 2. Destino de las tierras del municipio de Yuriria. (Fuente INEGI 1992)

Municipio	Superficie parcelada (HA)	Agrícola (%)	Ganadera (%)	Agropecuaria (%)	Otros usos (%)
Yuriria	14 376.750	95.0	1.0	2.7	1.3

De las 14 376.750 ha, el 26.5% es de riego o humedad de primera y el 71.5% de temporal, 0.2% de agostadero de buena calidad y 0.5% de monte o agostadero en terrenos áridos (INEGI, 1992).

La principal actividad en la zona es la agricultura, se establecen cultivos de riego y de temporal, los principales cultivos se concentran en el sorgo, maíz, cebada, trigo, garbanzo blanco y frijol (SIAP, 2018).

### 2.2 Metodología utilizada

Los paquetes tecnológicos estarán caracterizados por los criterios de recomendación y uso; dentro de los primeros se tiene paquetes que se elaboran en base a las evaluaciones e investigación realizadas por la fuente oficial del gobierno en materia de agricultura, dentro de este grupo, también se tiene a todos aquellos que estructuran el paquete tecnológico con los productos que proveen o bien que recomiendan al prestar un servicio de asesoría técnica; y por último, el paquete de uso está estructurado por el agricultor que es el que pone en práctica las recomendaciones o las adecua a sus necesidades y posibilidades.

Con la caracterización anterior, se tienen estructurados tres paquetes tecnológicos, el de la fuente oficial que será el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) de donde se tomarán las recomendaciones para los cultivos de maíz, sorgo, trigo y cebada, incluidos en la Agenda técnica agrícola para Guanajuato 2017 y de la Guía para producir cebada maltera en surcos en el Bajío. El segundo paquete

estará compuesto por todos aquellos productos que recomiendan los proveedores de plaguicidas y los asesores-extensionistas, el cual se obtendrá por medio de entrevistas semiestructuradas directamente en campo. El tercer paquete se refiere a los plaguicidas que utilizan los productores agrícolas y la recopilación de los datos se hará mediante entrevistas directas en sus núcleos de población y/o unidad de producción.

Una vez recopilada la información de cada uno de los paquetes tecnológicos, se integrará a una base de datos con los elementos necesarios para el cálculo del Cociente de Impacto Ambiental total ( $CIA_{total}$ ) por medio de la metodología implementada por Kovach y la Universidad de Cornell. El primer paso importante es determinar el CIA de campo para un ingrediente activo y diferentes patrones de uso ( $CIA_{ia}$ ), se obtiene multiplicando el valor del CIA teórico ( $CIA_t$ ) para un químico específico por el porcentaje de ingrediente activo (%IA) en la formulación, la dosis usada por hectárea (D) y la frecuencia de aplicación anual (FA) (Kovach *et al.*, 1992). Expresándose en la siguiente fórmula:

$$CIA_{ia} = (CIA_t) (\%IA) (D) (FA)$$

El CIA teórico ( $CIA_t$ ) es igual a la suma algebraica de tres ecuaciones, que evalúan el impacto en trabajadores agrícolas (ITA), consumidores (IC) y en la biota no humana (IB). A su vez, cada uno de estos tres componentes, están basados en una serie de conversiones de información físico-química y toxicológica en escalas arbitrarias de 1.3 y 5, que constituyen los factores de ponderación en la ecuación del CIA teórico para cada ingrediente activo. Los valores de CIA teóricos actualmente se encuentran tabulados y publicados en la página web Integrated Pest management Program de la Universidad de Cornell ([www.nysipm.cornell.edu/publications/eiq/](http://www.nysipm.cornell.edu/publications/eiq/))

$$CIA_t = (ITA) + (IC) + (IB)$$

Para obtener el CIA de campo de cada cultivo, simplemente se realiza la sumatoria de los CIA de campo del ingrediente activo, desde el i-ésimo hasta el n-ésimo producto aplicado.

$$CIA_{campo} = \sum [(CIA_{ia})_i + \dots (CIA_{ia})_n]$$

Por último, el resultado del CIA de cada modelo, también llamado CIA total ( $CIA_{total}$ ) se obtiene sumando el CIA de campo ( $CIA_{campo}$ ) de cada cultivo, desde el i-ésimo hasta el n-ésimo cultivo.

$$CIA_{total} = \sum [(CIA_{campo})_i + \dots (CIA_{campo})_n]$$

Con el cálculo del CIA se tendrán herramientas válidas para ubicar espacialmente las partes de la cuenca involucradas a la actividad agrícola que presentan un riesgo más alto de contaminación por plaguicidas en las diferentes zonas que la conforman, ya sea en la parte de riego como de temporal. Considerando definir de manera fiable cual es el paquete que tiene un valor mayor en cuanto a contaminación, se procederá a realizar un análisis de varianza y prueba de medias, con el objetivo de verificar si existe diferencias significativas entre cada CIA de campo por cultivo y paquete tecnológico.

Para hacer este análisis geoespacial y el de los factores morfométricos se auxiliara del software libre Qswat versión 1.0, obtenido de manera gratuita del sitio <https://swat.tamu.edu/software/qswat/> compatible con el Qgis 3,4 descargado de <https://www.qgis.org/es/site/>, calculándose las unidades de respuesta hidrológica a partir del modelo de elevación digital obtenido del INEGI, los raster de uso de suelo y de tipo de suelo, así como la hidrología 1:50,000 de la misma autoría; los datos climáticos se proporcionaran del sitio web <https://globalweather.tamu.edu/>.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Cálculo del Cociente de Impacto Ambiental

La recolección de datos accedió a establecer los paquetes tecnológicos para los cultivos de maíz, sorgo, trigo y cebada. Se consideró viable ajustar el paquete tecnológico oficial, así como el de los distribuidores y asesores, al complejo de plagas que son más comunes del paquete tecnológico de los productores, esto con la finalidad de no intervenir de forma desleal al incluir plagas que únicamente se reportan en la literatura con poca posibilidad de suscitarse en la zona. Posterior a ello se aplicó la fórmula correspondiente para el cálculo del  $CIA_{ia}$  y con la ayuda de la base de datos del sitio web de la Universidad de Cornell se obtuvo el  $CIA_t$ .

posteriormente se sumaron estos se calculó el CIA de campo por cultivo ( $CIA_{cultivo}$ ) y la suma de todos estos nos lleva al CIA del modelo ( $CIA_{total}$ ) como se muestra en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Cálculo del CIA de los diferentes paquetes tecnológicos

Paquete Tecnológico	Cultivo	$CIA_{cultivo}$	$CIA_{total}$
<b>Oficial</b>	Maíz	227.93157	445.543485
	Sorgo	64.6425	
	Trigo	77.01118	
	Cebada	75.958235	
<b>Distribuidores y asesores</b>	Maíz	140.917934	321.482876
	Sorgo	124.300856	
	Trigo	29.4813831	
	Cebada	26.7827031	
<b>Productores</b>	Maíz	154.718807	328.246135
	Sorgo	116.774508	
	Trigo	33.07126	
	Cebada	23.6815598	

Se realizó un análisis de varianza con el programa Infosat, para determinar si existe relación entre los CIA de campo y cultivo, considerando los paquetes tecnológicos involucrados. (Ver el Cuadro 4.)

Cuadro 4. Análisis de Varianza y prueba de tukey para determinar si los CIA de campo por cultivo son diferentes y mas contaminantes

Variable	N	$R^2$	$R^2$ Aj	CV
$CIA_{cultivo}$	12	0.78	0.7	37.97

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)					
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
<b>Modelo</b>	34380.81	3	11460.27	9.54	0.0051
<b>Cultivo</b>	34380.81	3	11460.27	9.54	0.0051
<b>Error</b>	9606.28	8	1200.79		
<b>Total</b>	43987.09	11			

Test: Tukey Alfa=0.05 DMS=90.60582					
Error: 1200.7851 gl: 8					
Cultivo	Medias	n	E.E.		
<b>Cebada</b>	42.14	3	20.01	A	
<b>Trigo</b>	46.52	3	20.01	A	
<b>Sorgo</b>	101.91	3	20.01	A	B
<b>Maíz</b>	174.52	3	20.01		B

**Medias con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0.05$ )**

Donde se considera establecer una hipótesis nula ( $H_0$ ): Los cultivos establecidos tienen el mismo efecto con el CIA de campo por cultivo.

En contraparte de una hipótesis alternativa donde ( $H_a$ ): al menos un cultivo establecido tiene diferente efecto con CIA de campo por cultivo.

Haciéndose el análisis respectivo se llegó a la siguiente conclusión:

Se rechaza la  $H_0$  debido a que el valor de  $p$ -valor = 0.0051 es menor que  $p > 0.05$  por lo que al menos un cultivo es diferente en su CIA de campo por cultivo.

El cultivo que tiene una mayor significancia al analizar sus medias con la prueba de Tukey, es el maíz, lo que significa que, de acuerdo al valor de su media, se considera el más contaminante en los tres paquetes tecnológicos considerados. Todo esto con un 95% de confiabilidad (ver Figura 1)

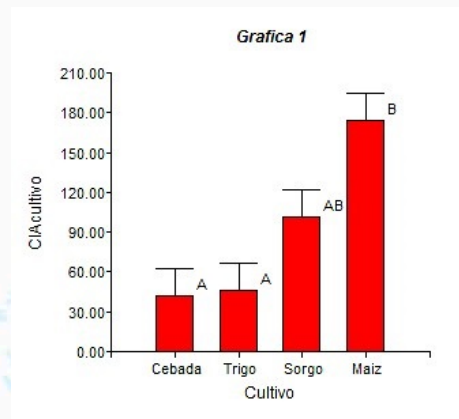


Figura 1. Comparación de medias por la prueba de Tukey, El paquete tecnológico para maíz es el más contaminante al tener un CIA de campo y cultivo mayor que los demás.

### 3.2 Delimitación de la cuenca

La cuenca quedó delimitada con el auxilio de los softwares especializados para tal efecto, como se muestra en la figura 2

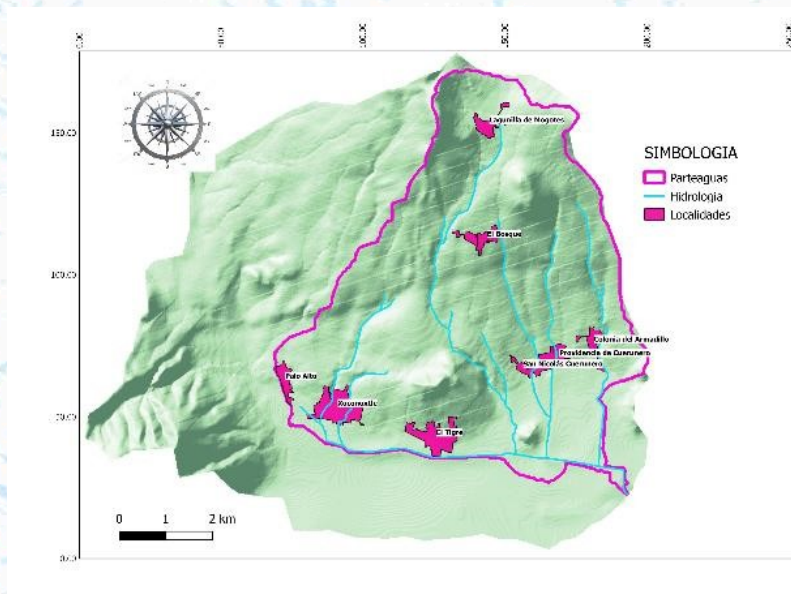


Figura 2. Delimitación de la microcuenca Ciénega Prieta con auxilio del programa Qswat versión 1.0 y Qgis 3.4



### 3.3 Cálculos morfométricos de la microcuenca

Con el auxilio de los softwares Qswat 1.0 y Qgis 3.4, se logró hacer el cálculo morfométrico, llegando a los resultados en el Cuadro 5.

Cuadro 5. Parámetros Morfométricos de la microcuenca Ciénega Prieta

<b>PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS GENERALES</b>		
<b>Parámetro</b>	<b>Símbolo</b>	<b>Valor</b>
<b>Perímetro (km)</b>	P	38.907
<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	A	43.368
<b>Longitud máxima (km)</b>	LM	8.97
<b>Longitud cause principal (km)</b>	LCP	12.245
<b>Ancho de la cuenca</b>	AC	4.834782609
<b>Desnivel altitudinal (m)</b>	DA	688

<b>PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS ASOCIADOS A LA FORMA DE LA CUENCA</b>		
<b>Parámetro</b>	<b>Símbolo</b>	<b>Valor</b>
<b>Factor forma</b>	FF	0.538994717
<b>Coefficiente de compacidad</b>	Kc	1.654249756
<b>Coefficiente de circularidad</b>	CC	0.36001763

<b>PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS ASOCIADOS A LA FORMA DEL RELIEVE</b>		
<b>Parámetro</b>	<b>Símbolo</b>	<b>Valor</b>
<b>Cota máxima (msnm)</b>	Cmax	2416
<b>Cota mínima (msnm)</b>	Cmin	1728
<b>Altitud media (msnm)</b>	Am	1922.96
<b>Altitud más frecuente (msnm)</b>	Af	1751
<b>Altitud mayor del cauce</b>	Amc	2210
<b>Altitud menor del cauce</b>	Amec	1731
<b>Pendiente promedio de la cuenca (%)</b>	Smed	5.618619845

<b>PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS ASOCIADOS A LA RED DE DRENAJE</b>		
<b>Parámetro</b>	<b>Símbolo</b>	<b>Valor</b>
<b>Orden de la cuenca</b>	Oc	3
<b>Longitud total de drenaje (km)</b>	Lt	43.917
<b>Densidad de drenaje</b>	D	1.012659103
<b>Frecuencia de drenaje</b>	F	0.553403431
<b>No. De drenajes orden 1</b>		13
<b>Coefficiente de torrencialidad</b>	Ct	0.299760192
<b>Pendiente del cauce</b>	Sc	3.911800735
<b>Tiempo de concentración (horas)</b>	TC	1.383043263

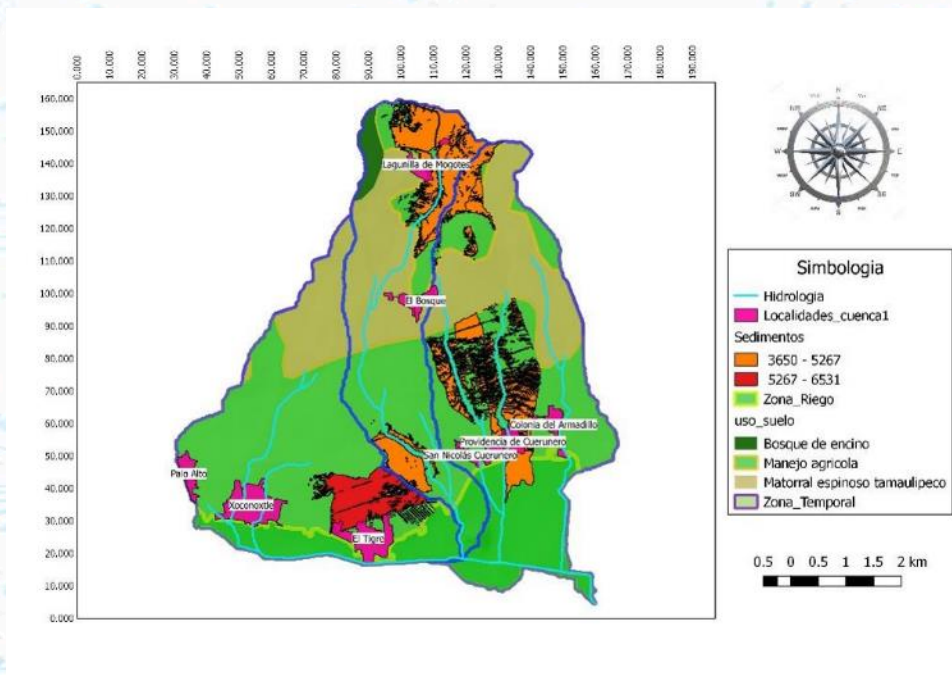
La microcuenca Cienega Prieta presenta una superficie de 43.368 km<sup>2</sup> y un perímetro de 38.907 km, por lo está categorizada como una microcuenca de tamaño pequeño, la pendiente media la categoriza como una zona con relieve accidentado medio, su factor de forma nos dice que es una microcuenca ligeramente ensanchada, su coeficiente de circularidad la mantiene como una microcuenca alargada, su densidad de drenaje es moderada y su tiempo de concentración es de 1.38 hr. Considerando estos datos, se tiene una microcuenca con buena respuesta hidrológica y con una forma alargada, por lo que no se prevé que genere eventos torrenciales que pongan en riesgo de inundación.

### 3.4 Calculo del arrastre de sedimentos

Con el programa Qswat 1.0 y Qgis 3.4; los datos de uso de suelo, tipo de suelo y los parámetros climáticos de la estación Santa María, se logró modelar el arrastre de sedimentos, calculándose las Unidades de Respuesta Hidrológicas y los sitios de mayor acumulación de sedimentos (ver Figura 3).

La zona de mayor arrastre de sedimentos se encuentra en la zona de temporal; la acumulación de sedimentos se calculó de forma anual en todas las Unidades de Respuesta Hidrológica.

Figura 3. Modelación de arrastre de sedimentos por medio del programa Qswat 1.0 y Qgis 3.4, calculados en ton/ha/año



## 4. DISCUSION Y CONCLUSIONES

El paquete tecnológico con un mayor CIA total, es el oficial, seguido del paquete de los productores, y en tercer orden descendente, el de los distribuidores y/o asesores. Los resultados obtenidos del análisis de varianza y prueba de Tukey mantienen resultados que ponen de manifiesto que el paquete tecnológico propuesto para maíz es el más contaminante en todos los casos. En cuanto al arrastre de sedimentos, las zonas con mayor concentración, pertenece a la agricultura de temporal, donde los parámetros morfométricos arrojan pendientes con relieve accidentado

Entender el comportamiento del agua dentro y fuera de la microcuenca es una labor muy compleja, dicho comportamiento tiene que ser avalado por técnicas de diagnóstico que permitan hacer conjeturas relevantes para hacer propuestas de mejora que beneficien a todos los seres que habitan esos territorios.

La presente investigación logro cumplir con sus objetivos planteados, pero con el uso de técnicas y tecnologías que, usadas en conjunto, llevaron a buen fin dicho proceso. El entender de primera instancia, que el manejo de

la agricultura en la microcuenca esta limitada por el recurso hídrico, es entender el patrón de siembra de los productores. Sembrar en el ciclo primavera-verano es establecer maíz y/o sorgo, por su rendimiento e ingreso económico que dejan los excedentes en las zonas donde existe suministro de agua de presas o pozos profundos. En las zonas de temporal donde no existe agua se pueden sembrar los mismos cultivos, pero con cultivares de ciclos de vida más cortos. Para el ciclo otoño-invierno en los terrenos de riego, se debe de establecer trigo o cebada por la tolerancia que guardan a heladas; mas sin embargo en el temporal no es posible sembrar por la falta del recurso hídrico en esa época del año.

El cálculo del Cociente de Impacto Ambiental permitió conocer cuales técnicas de producción son más contaminantes dentro de la microcuenca, concluyendo que el maíz es el cultivo que más contamina por el uso de plaguicidas altamente peligrosos y tóxicos, así mismo, las instancia que mayormente incide en este tipo de recomendaciones, es la misma que debe de vigilar y reglamentar su uso.

Los plaguicidas al ser aplicados a los cultivos son depositados en el suelo y el efecto del agua en este, hace que sean transportados hacia zonas donde pueden ser acumulados en cuerpos de almacenamiento de agua o sobre el suelo en zonas inundables, permaneciendo latentes y transportados a los ríos subterráneos. En la microcuenca se observa con la modelación geoespacial, acumulación de sedimentos en la parte media de la misma, la cual corresponde a la zona de temporal con valores que van de 3,650 a 6,532 toneladas anuales.

A sabiendas de que los patrones de cultivo están ligados al suministro de agua para los cultivos, la zona con mayor presión de siembra sería la de riego, más sin embargo son zonas donde sus características morfofórmicas presentan pendientes ligeras, lo que lleva a tener después de la modelación valores de acumulación de sedimentos entre 150 a 3,650 toneladas por año.

Después de este análisis, podemos concluir que la parte media de la microcuenca Ciénega Prieta es donde se tiene un mayor potencial de contaminación, siendo también la zona con mayor presencia de asentamientos humanos, incrementándose el riesgo de comprometer la salud de los pobladores de la microcuenca y el deterioro ambiental de la zona. Es necesario hacer un llamado a las instituciones oficiales que tienen a su cargo velar por el bienestar social y de los recursos naturales, que revisen sus paquetes tecnológicos y los adecuen al uso de productos más amigables con el medio ambiente y con menor efecto en el ser humano. A los distribuidores de insumos y asesores es conveniente que permanezcan en constante actualización y sigan siendo éticos; y, por último, a los productores agrícolas hacerles un llamado para que se mantengan asesorados y a la expectativa de hacer cambios en sus procesos de producción de sus cultivos, en beneficio de ellos y sus familias.

## **5 AGRADECIMIENTO**

Agradezco a todos los Distribuidores de insumos agrícolas de la Ciénega Prieta y Yuriria, que muy amablemente permitieron compartir sus conocimientos y experiencia, así mismo, a todos los extensionistas de campo por su ardua labor, entrega y compromiso con el sector agrícola. A la Lic. Alejandrina Rodríguez Cruz por su infinita cooperación. Un agradecimiento muy amplio a todos los productores agrícolas de la zona por su amabilidad y colaboración, recordándoles que son el ultimo eslabón de la cadena en el cuanto al uso y es ahí donde se puede hacer cambios importantes.

## **6. LITERATURA CITADA**

Alvarez, S. (1991). Zoogeografía de los vertebrados de México. SITESA-IPN.

Aparicio, V., Gerónimo, D., Hernández, Pérez, D., Portocarrero, R., & Vidal, C. (2015). Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. *Buenos Aires, Argentina: INTA*.

Cerejeira, M., Viana, P., Batista, S., Pereira, T., Silva, E., Valerio, M., Silva, A., Ferreira, M., & Silva, A. (2003). Pesticides in Portuguese Surface and Ground Waters. *Water Research*, pp. 1055-1063.

Cifuentes, E., Trasande, L., Ramírez, M., & Landrigan, P. (2010). A qualitative analysis of environmental policy and children's health in Mexico. *Environ Health*, pp.9-14.

Comisión Nacional de Agua Gerencia Estatal de Guanajuato-Subgerencia de Ingeniería Departamento de Saneamiento y Calidad del Agua. (1998). *Informe Final atención de la Emergencia Hidroecológica en la Laguna de Yuriria, Guanajuato*. México.

Gevao, B., & Jones, K. (2002). Pesticides and Persistent Organic Pollutants. En *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. pp. 83-106. Oxon, United Kingdom: CAB International.

IICA Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. (2017). Sistematización de metodologías para evaluar efectos ambientales de tecnologías agrícolas con enfoque en sistemas de producción de agricultura familiar. Agosto 26, 2018. De ICCA. Disponible en: <http://repositorio.iica.int/bitstream/11324/6005/1/BVE17099233e.pdf>

INEGI. (1999). INFO. Anuario Estadístico del Estado de Guanajuato.

INIFAP. (2008) *Guía para producir semilla de cebada maltera en surcos en el Bajío*. Celaya Gto. : Instituto Nacional de investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

INIFAP. (2017) *Agenda Técnica Agrícola de Guanajuato* (pp. 170-187, 226-243). Ciudad de México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

Kovach, J., Petzoldt, C., Degni, J., & Tette, J.. (1992). A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York's Food and Life Sciences*, 139, pp.1-8.

Larsen, M.C., Hamilton, P.A., Werkheiser, W.H. (2013). Water quality status and trends in the United States. *En Monitoring Water Quality*. pp.19-57. United States: Elsevier.

Pérez, R. & Aguilar, A. (2012). Agricultura y contaminación del agua. Instituto de Investigaciones Económicas, Universidad Autónoma de México. p.27 México D.F.

Pérez M., Navarro, H., Flores D., Ortega N. & Tristán Martínez E., (2017). Plaguicidas altamente peligrosos utilizados en el Bajío de Guanajuato, en *Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México*, Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A. C. (RAPAM), México

Spadotto, C., Gomes, M., Hornsby, A. (2002). Pesticide leaching potential assessment in multilayered soils. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicol e Meio Ambiente*, Curitiba, 12, pp.1-12.

Secretaría de Programación y Presupuesto. 1980. Síntesis Geográfica de Guanajuato.

Servicio Meteorológico Nacional. (2019) Recuperado el 21 de Septiembre de 2019, de <https://smn.conagua.gob.mx/es/>

*Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera*. (28 de Agosto de 2018). Obtenido de [http://infosiap.siap.gob.mx/gobmx/datosAbiertos\\_a.php](http://infosiap.siap.gob.mx/gobmx/datosAbiertos_a.php)

Torres, D., & Capote, T. (2005). Agroquímicos un problema ambiental global: uso del análisis químico como herramienta para el monitoreo ambiental. Septiembre 2, 2018, de *Revista Ecosistemas, Norteamérica* Disponible en: <https://revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/201>

Wigle, D.T., Arbuckle, T.E., Walker, M., Wade, M.G., Liu, S.L., & Krewski, D. (2007). Environmental Hazards: Evidence for Effects on Child Health. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 10, pp.3-39.

# ID-347: EVALUACIÓN DE ESCENARIOS DE DISTRIBUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA DE NITRATOS PRODUCTO DE LA ACTIVIDAD AGROPECUARIA INTENSIVA EN LA CUENCA DEL RÍO ANGULO (MICHOACÁN)

Mario Alberto HERNÁNDEZ HERNÁNDEZ<sup>a</sup>, Omar LUCAS URBINA<sup>b</sup>, Sonia Tatiana SÁNCHEZ QUISPE<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Cátedra CONACYT asignado al Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México; Av. Universidad 3000, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México; malbher@igeofisica.unam.mx

<sup>b</sup> Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Facultad de Ingeniería Civil, Departamento de Hidráulica; Avenida Francisco. J. Múgica s/n, Col. Felicitas del Río, Ciudad Universitaria, Edificio H, Morelia, Michoacán; orlucas53@gmail.com, soniatsq@hotmail.com

## RESUMEN

En México, el agua subterránea suministra 39% de los usos nacionales y de cada 100 litros empleados para la agricultura en cuencas, 28% provienen de una fuente subterránea, de ahí la importancia de su consideración en el manejo de cuencas hidrográficas. Al ser la agricultura una de las actividades principales en la zona de estudio y teniendo un uso extendido de fertilizantes nitrogenados, se presenta una contaminación difusa por nitratos ( $\text{NO}_3$ ), en canales de riego, cuerpos de agua, corrientes principales y acuíferos. Este trabajo se centra en la evaluación del grado de contaminación por la presencia de nitratos en puntos de control superficiales y subterráneos de la cuenca hidrográfica del Río Angulo y sus acuíferos (Zacapu y Pastor Ortiz). La distribución espacial de la concentración de nitratos se evaluó en función de unidades agrícolas y el cálculo del balance de nitrógeno, siguiendo una normativa española (BNAE-2014). Se simuló el transporte del contaminante por advección en un modelo de acuífero calibrado en Processing Modflow y se determinaron las concentraciones para distintos escenarios de gestión (100, 50, 25, 0.4, 200% de abonado). Los resultados muestran una mayor concentración de nitratos en la porción Norte de la zona de estudio, correspondiente a la desembocadura de microcuencas tributarias al Río Lerma, adyacentes al Río Angulo (superiores a 0.6mg/L), cuando se consideran los kg de nitrógeno aplicados con el 100% del balance calculado en la normativa española (Escenario 1). En el escenario más desfavorable (Escenario 5), que considera la aplicación del 200% del balance de nitrógeno convertido en nitratos en el acuífero, las mayores concentraciones resultan superiores a 1.0mg/L. En ninguno de los casos se supera el valor de concentración de 10mg/L, indicado en la Norma Oficial Mexicana (NOM-127) o lo indicado en las normas internacionales de la EPA (Environmental Protection Agency, de 10mg/L) o la OMS (Organización Mundial de la Salud, de 50mg/L). Se concluye que si bien existe una importante concentración difusa de nitratos en las masas de agua del Río Angulo y sus acuíferos, estas no superan los valores máximos normados, por lo que se recomienda no contaminar más allá de la capacidad de depuración natural del sistema, promoviendo prácticas de abonado más eficientes.

**Palabras clave:** Contaminación difusa por nitratos, modelación del transporte de solutos, modelo de acuífero, escenarios de gestión

## 1 INTRODUCCIÓN

Los sistemas acuíferos son la única fuente permanente de agua en varios sitios de México, sustentan en gran medida el riego agrícola, suministran cerca del 75% de la dotación urbana, satisfacen las demandas de agua de la gran mayoría de los desarrollos industriales y abastecen a casi toda la población rural (CONAGUA, 2009, 2011) Sin embargo, debido a su sobreexplotación, la calidad del agua en los últimos años ha sufrido un deterioro significativo a causa de diferentes actividades humanas, afectando el agua superficial y subterránea.

La contaminación de acuíferos ocurre si la carga contaminante sub-superficial generada por descargas y lixiviados antropogénicos (de actividades urbanas, industriales, agrícolas y mineras) no se controla; pudiendo ser de dos tipos: puntual y difusa, siendo esta segunda la más preocupante como medio de contaminación. Los tipos de contaminación presentes en los acuíferos puede deberse a la materia orgánica biodegradable,

microbiológica, térmica, inorgánica y por nutrientes. Estos contaminantes presentan diferentes mecanismos de transporte, pudiendo ser por advección, difusión, dispersión mecánica e hidrodinámica, retardación, sorción y adsorción.

Entre todos los contaminantes del agua, en esta investigación se abordará aquellos producidos por nutrientes de una fuente difusa, siendo estos, los nitratos los cuales se presentan más comúnmente, sobre todo en zonas donde la agricultura promueve el uso de fertilizantes a base de nitrógeno y la ganadería intensiva origina efluentes por la acumulación e incorrecta eliminación de la urea, compuestos amoniacales y abonos orgánicos. Al ser los nitratos la forma más estable de los compuestos nitrogenados, estos son arrastrados fácilmente por el agua procedente de lluvia, riego (o ambos), infiltrándose a los acuíferos y transportándose por el medio poroso, contaminando a su vez las aguas superficiales a través de la interacción aguas superficiales y subterráneas. Estas aguas son explotadas para diferentes usos, entre ellos, el más importante es como suministro de agua potable; si las personas son expuestas de manera prolongada al consumo del agua contaminada por nitratos, presentarán problemas de salud, desconociéndose a la fecha todos los efectos del nitrato en la salud humana. De acuerdo con Cotler y Iura (2010), la contaminación difusa por utilización de fertilizantes y pesticidas puede darse tanto en cuencas con amplias superficies agrícolas o bien en cuencas donde la superficie agrícola está más concentrada y es más intensiva, pero con un alto consumo de agroquímicos.

La contaminación difusa por nitrógeno se ha señalado como una amenaza significativa para la calidad de las aguas subterráneas. En estados Unidos se ha encontrado que el 75% de los estados presentan por arriba del nivel máximo permisible, en la Unión Europea el 22% de los territorios agrícolas presentan concentraciones de nitratos y en México para el 2008 se detectaron concentraciones de nitratos en los recursos hídricos superiores a 3 miligramos por litro sobre todo en las regiones Golfo Norte y Golfo centro el 59% y 86% respectivamente sobrepasaron esos límites, mientras que los estados de Sinaloa, Durango, Puebla y Yucatán presentan concentraciones de 22.7, 11.8, 48 y 21 miligramos por litro respectivamente (Correa et al., 2015). Debido a esto existe una necesidad de mejorar las técnicas que permitan detectar agentes contaminantes y monitorear constantemente los ecosistemas sujetos a impactos ambientales severos, con el fin de tomar las medidas preventivas (Martínez Gaspar et al. 2011), ya que existen zonas del país en donde el monitoreo de concentraciones de nitratos en la escorrentía superficial y mantos acuíferos no se realiza de una manera eficiente, por lo cual, la información que se tiene es poca, y conocer la forma de distribución de los contaminantes.

En los últimos años se ha utilizado la modelación matemática para obtener información, en lugares donde no se cuenta con esta, en los cuales, en mayor o menor precisión ofrecen resultados similares a los históricos, siendo modelaciones de flujo, transporte de contaminantes, vulnerabilidad de los acuíferos entre otros, generando alternativas de solución a una problemática en específico; además de que actualmente muchos modelos, incorporan ciertos contaminantes como son los nutrientes, con el fin de presentar el sistema agua-nitratos realizando predicciones a corto, mediano y largo plazo, previo el análisis y validación de dichos resultados (Lynn et al., 1992).

Es así que esta investigación aportará y ampliará el conocimiento del uso de modelos matemáticos para evaluar el grado de contaminación de los acuíferos, cuestión que suele dejarse de lado debido a la falta de información para llevar a cabo las simulaciones, llegando a obtener resultados muy parecidos a la realidad. Los resultados obtenidos permiten proponer recomendaciones que permitan analizar los resultados de concentración difusa de contaminantes en el medio poroso saturado, mediante el auxilio de herramientas informáticas.

## **2 MATERIALES Y MÉTODOS**

La zona de estudio (Figura 1a) está conformada por el sistema acuífero de Zacapu y Pastor Ortiz, que hidrológicamente están ubicados en la Región Administrativa Lerma-Santiago, dentro de la Cuenca del Río Angulo. Políticamente, la zona pertenece al Estado de Michoacán, comprendiendo en su totalidad a los municipios de Puruándiro, Panindícuaro, Villa Jiménez, Huaniqueo y de manera parcial a los municipios de Nahuatzen, Erongarícuaro, Zacapu, Quiroga, Morelos, Morelia, Purépero, Pénjamo, Abasolo, Huanímaro, Valle de Santiago y Yuriria. Las principales corrientes en la zona (Figura 1b) corresponden al Río Angulo (suroeste) y tributarios del Río Lerma (noreste); otros cuerpos de agua son las presas de Mercado, Gonzalo, Copándaro y Melchor, con un volumen útil combinado de 228.63hm<sup>3</sup>.

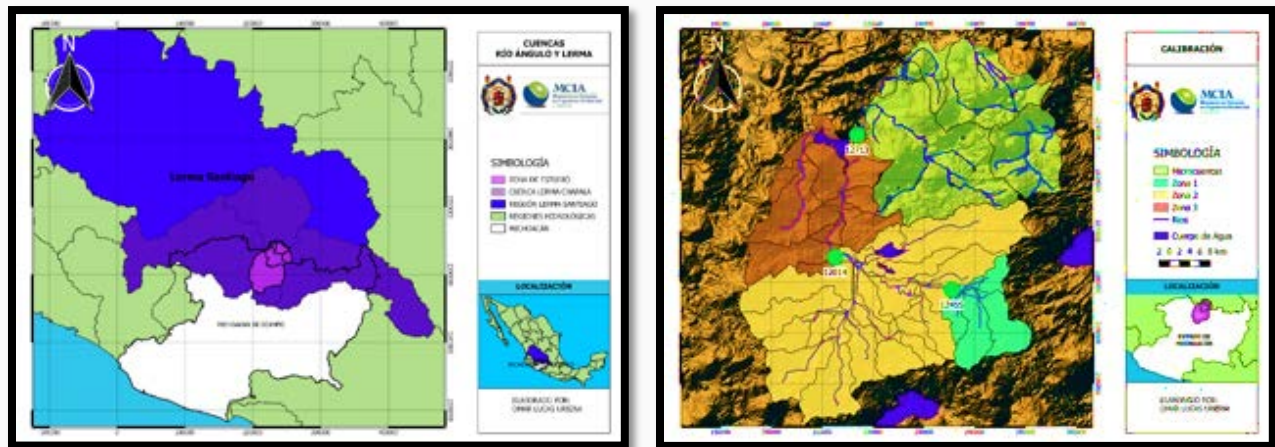


Figura 1a. Localización de la zona de estudio; 1b. Red de corrientes y microcuencas principales

De acuerdo con INEGI (2010), la población total en los municipios de la zona asciende a 1.09 millones de habitantes, concentrados en 281 poblaciones, los cuales demandan una dotación promedio de  $86.96 \text{ hm}^3/\text{año}$ . Respecto a las demandas agrícolas, se considera el Distrito de riego 085 Rosario-Mezquite, que cuenta con  $63,217 \text{ ha}$  de superficie regada. En cuanto a los volúmenes de extracción para uso industrial, de acuerdo con los registros de REPDA (2017), las extracciones son del orden de  $0.21 \text{ hm}^3/\text{año}$ .

Por otro lado, las interacciones que existen entre el ciclo hidrológico y el ciclo del nitrógeno no son sencillas; si bien la relación de los diferentes fenómenos que existe entre cada uno de estos ciclos ya es compleja, el manejo de los fenómenos hidrológicos y las transformaciones del nitrógeno en conjunto aumentan el grado de complejidad; sin embargo, mediante la modelación matemática es posible abordar de manera simplificada las interacciones del flujo y el transporte (Pérez, 2005). Los modelos matemáticos ofrecen un panorama global de las relaciones del escurrimiento superficial, niveles freáticos y concentración de nitratos, mediante la calibración de un modelo de flujo subterráneo y la simulación de escenarios a través de la herramienta computacional.

El incorporar o fusionar modelos matemáticos permite ampliar los objetivos de estudio, estableciendo relaciones entre fenómenos independientes en cada modelo. La incorporación de modelos se ha realizado de diferentes formas, en ocasiones se integran los modelos para que el usuario pueda utilizarlo como un solo programa o de forma separada, en donde el usuario establece las relaciones de los resultados, como en el presente trabajo.

La metodología propuesta consiste en evaluar la concentración de nitratos en el escurrimiento superficial y agua subterránea por medio de modelación matemática, suponiendo que la principal fuente de nitratos en el área de estudio proviene de contaminación difusa por zonas agrícolas; planteada con base en la aplicación de diferentes modelos de evaluación de recursos hídricos, con la utilización de la información disponible del área de estudio y las salidas o resultados de los modelos, utilizada en lugares donde la existencia de los datos espaciales y temporales sea considerada insuficiente para la evaluación de la afectación del nitratos en el agua. (Estrela, 1992). Para cumplir con lo anterior, se propone aprovechar la información de salida de los modelos matemáticos, establecer y evaluar la interrelación existente entre cada uno de estos.

### 3 RESULTADOS

El trabajo contempla la integración de distintos resultados, iniciando con (i) la construcción, simulación y calibración de una serie de modelos hidrológicos superficiales en EVALHID (Andreu et al., 2011); (ii) la extracción de los resultados de recarga de los modelos de EVALHID y su aplicación en el modelo de flujo subterráneo de MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1998) (construido y calibrado); (iii) la evaluación de la contaminación difusa mediante la norma Española BNAE-2014; (iv) la simulación del transporte en el modelo matemático MT3D y, finalmente, (v) la evaluación de escenarios de gestión de la contaminación por nitratos. Sobre la modelación hidrológica, ésta se realizó en varias etapas: se partió de la generación de polígonos de Thysen para conocer la influencia de las estaciones sobre el dominio de trabajo. Sobre el tratamiento de los datos registrados en las estaciones climáticas y de aforo (revisando pruebas de bondad de ajuste y consistencia)

para las 4 microcuencas que comprenden en su totalidad los dos sistemas acuíferos estudiados (Figuras 2a y 2b).

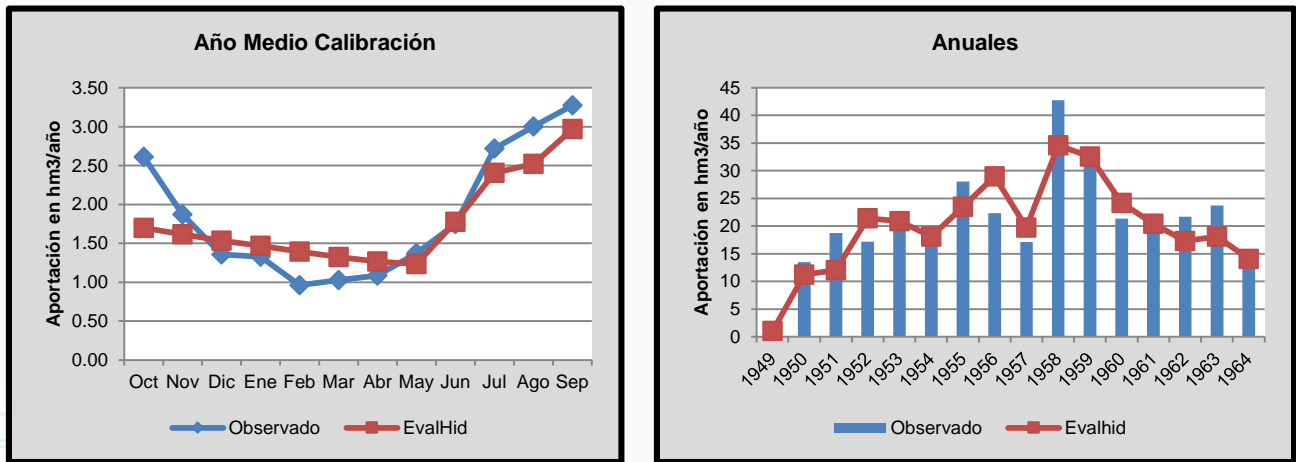


Figura 2a. Calibración del escurrimiento mensual medio ( $\text{hm}^3$ ) en la microcuenca de cabecera Z1-12415, de  $216\text{km}^2$ ; 2b. calibración de la aportación anual en la microcuenca Z1-12415, con  $r^2=0.79$  y NSE 0.62

Por considerar el ajuste del modelo superficial como bueno para las distintas microcuencas, en función del balance hídrico, es posible tomar los resultados de recarga que arrojan dichos modelos y asignarlos como dato de entrada al modelo subterráneo, que ha sido construido y modelado en Processing Modflow, como un sistema acuífero unificado (acuífero de Zacapu y Pastor-Ortiz), de cuyos estudios de disponibilidad elaborados por la CONAGUA (2007) no indican alguna veda o sobreexplotación.

El monitoreo de niveles en el sistema acuífero se realizó en 2 temporadas del 2017, para complementar los datos observados de la zona (2007, 2012, 2014) y poder realizar la calibración del modelo matemático. Se propuso una red de 37 puntos de control de niveles estáticos (Figura 3a), a partir de la cual se generaron las interpolaciones de niveles estáticos observados en el dominio del modelo y se compararon con los valores simulados (Figura 3b).

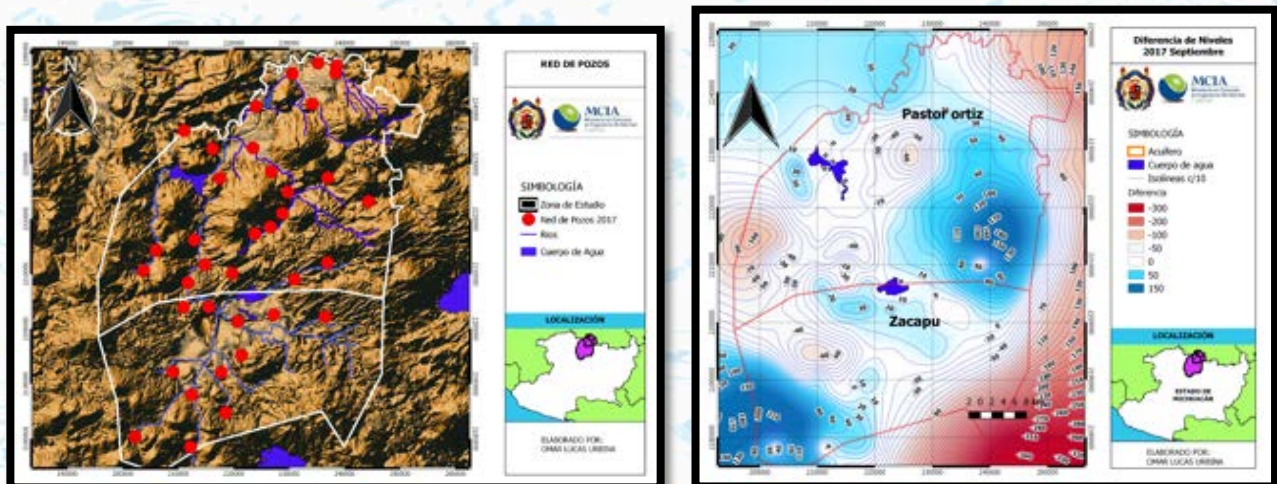


Figura 3a. Localización de los puntos de control piezométrico en el sistema acuífero; 3b. diferencia entre el nivel piezométrico simulado y observado en 2017 para el sistema acuífero

La modelación subterránea se realizó en estado transitorio, con unidades de tiempo en meses, para 159 pasos de tiempo, representando un periodo de 13 años y 3 meses, desde octubre de 2004 a diciembre de 2017 (Figura



4a). El modelo se construyó con una malla de 15 columnas y 20 filas de 4000x4000m, de un espesor promedio de 500m. Los parámetros de conductividad, porosidad, coeficiente de almacenamiento fueron propuestos con base a datos de literatura y calibrados mediante un proceso de prueba y error, comparando los niveles simulados y observados (Figura 4b), definiendo un error aceptable de  $\pm 2\%$ , comparando 13 celdas del modelo, definidas con anterioridad. La comparación se realizó con la revisión de índices estadísticos de ajuste como el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE), correlación de Pearson y el Error Cuadrático Medio (RMS), obteniendo de manera general muy buenos ajustes (0.990, 0.997, 0.992, respectivamente).

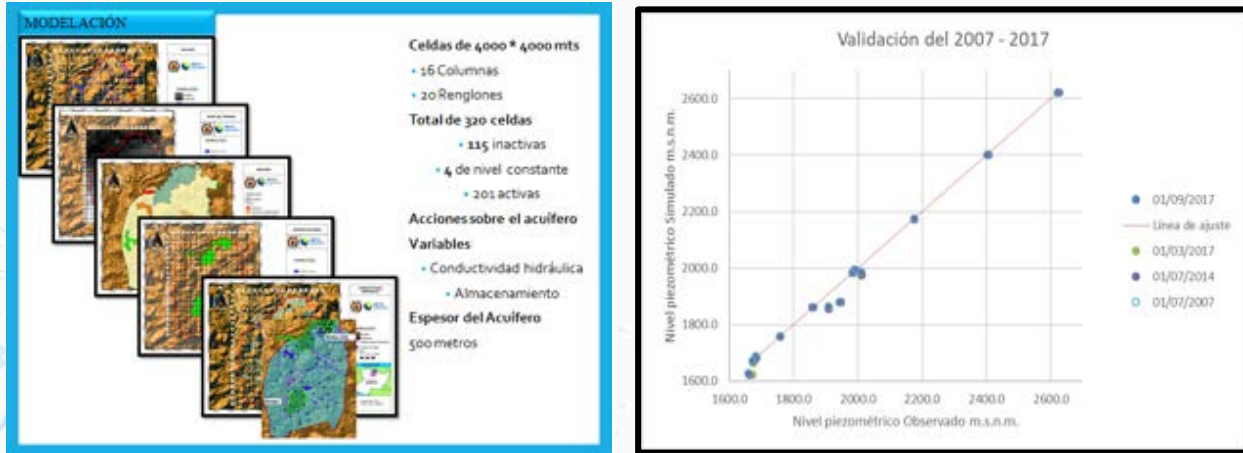


Figura 4a. Construcción del modelo de flujo subterráneo en Processing Modflow; 4b. Resultados de calibración manual para las celdas de comparación de simulados vs. observados.

Respecto a la estimación de la contaminación difusa por la presencia de nitratos en el sistema acuífero, ésta se realizó a partir de la metodología española BNAE-2014, cuantificándola a nivel de municipio y determinando el balance entre las cargas de entrada y salida de nitrógeno (en kilogramos) y considerando distintos porcentajes de conversión entre nitrógeno y su forma más estable, los nitratos. El cálculo del balance (Figura 5a) se realizó en función de información proporcionada por SAGARPA para el periodo de 2011 a 2016, dividiendo los cultivos que son por riego y temporal, los tipos de cultivo típicos y su producción, las cabezas de ganado, los tipos y cantidades de abonado (dosis en kg/Ha), entre otros. Las mayores producciones de nitrógeno se presentaron en los municipios de Jiménez (48.6kg/Ha), José Sixto Verduzco (48.1kg/Ha), Angamacutiro (36.6kg/Ha) y Morelos (29.6kg/Ha), localizados al centro y norte del sistema acuífero.

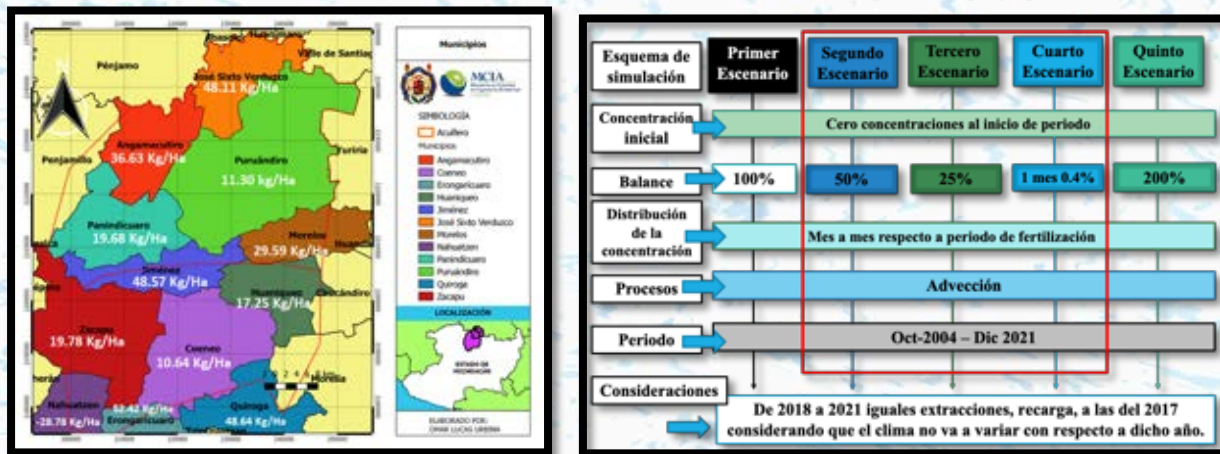
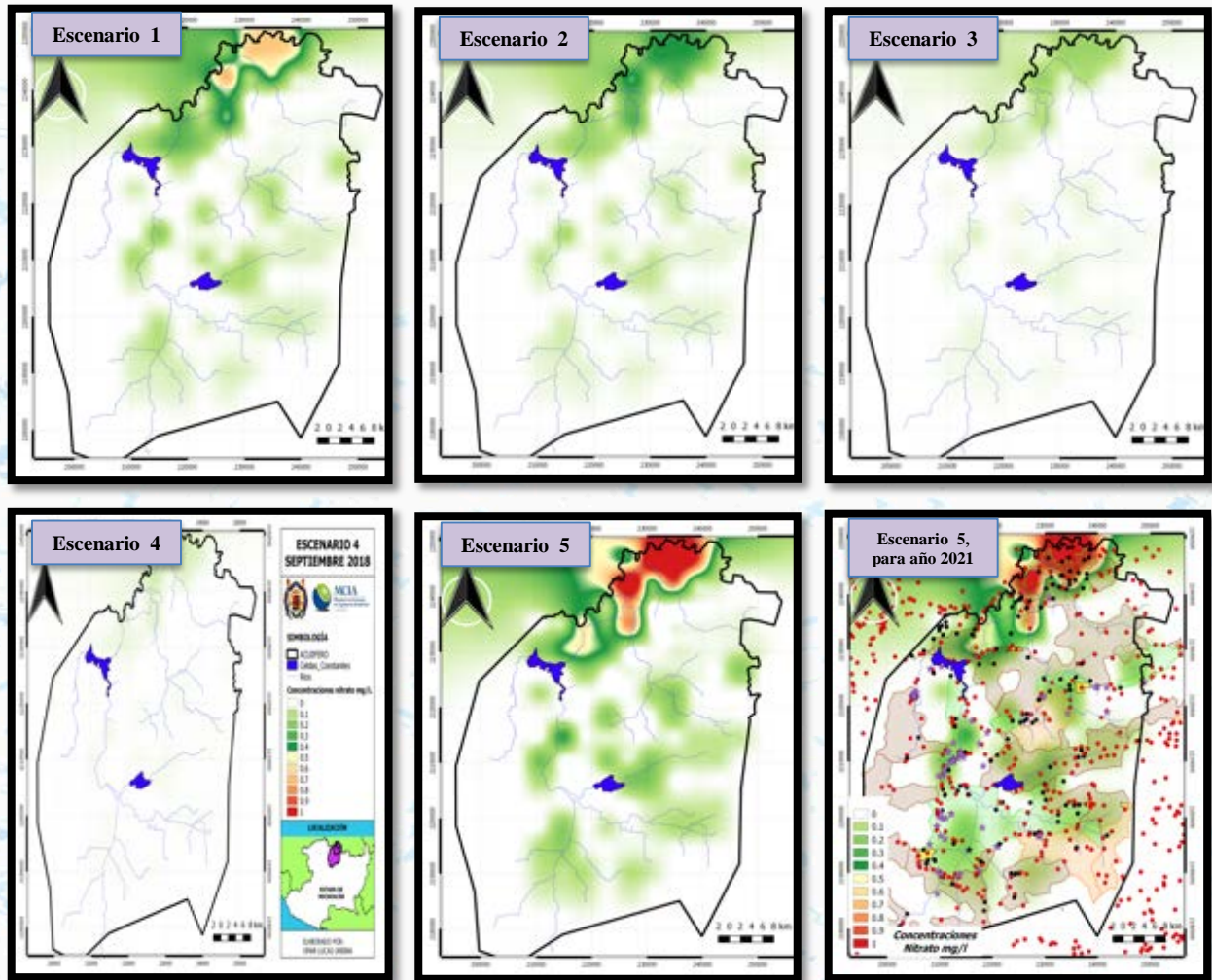


Figura 5a. Resultados del balance de nitrógeno (en kg/Ha), para el año 2016 en municipios del sistema acuífero; 5b. Matriz de evaluación de escenarios de concentración difusa de nitratos (en %) y periodos de evaluación

Respecto a la simulación del transporte de contaminantes en MT3D, se les asignó a las celdas activas del modelo una condición de frontera de tipo flujo prescrito, imponiendo de manera distribuida la concentración de nitratos (a partir de considerar que un porcentaje del nitrógeno obtenido por el balance se convierte en nitratos), tomando en cuenta además la distribución espacial de las zonas agrícolas de riego y temporal sobre el sistema acuífero. Respecto a la construcción y revisión de escenarios de contaminación y predictivos en el tiempo (Figura 5b), se consideraron 5 escenarios donde se transforman distintos porcentajes (100%, 50%, 25%, 0.4% y 200%) de nitrógeno en nitratos. Se consideró la advección como proceso de transporte dominante, aplicando de manera difusa una concentración mes a mes, con base en la distribución de actividades agropecuarias de cada municipio considerado. Las predicciones de concentración se realizaron con simulaciones hasta 2021 (mediano plazo). A continuación, en las Figuras 6a,b,c,d,e,f se presentan los resultados interpolados de contaminación difusa por nitratos en el sistema acuífero, para los distintos escenarios del año 2018 (época de lluvias, septiembre).



Figuras 6a,b,c,d,e,f. Variación de la concentración de nitratos en el sistema acuífero de estudio

Los resultados de la simulación del transporte, para el año 2018 (Figuras 6a,b,c,d,e), representan los resultados de contaminación difusa por presencia de nitratos para el año 2018. En el primer escenario (Figura 6a), se obtuvieron concentraciones máximas de 0.6-0.7mg/L de nitratos, localizados en la porción norte del sistema acuífero, asociados al distrito de riego cercano al Río Lerma; en el caso del segundo escenario (Figura 6b), las concentraciones se reducen a entre 0.2 y 0.3mg/L, ubicados en las mismas zonas del norte de la zona de estudio; el escenario 3 (Figura 6c), muestra concentraciones máximas de 0.2mg/L en la misma porción norte del sistema acuífero; el escenario 4 (Figura 6d), tiene concentraciones inferiores a 0.1mg/L, las cuales son prácticamente despreciables; por el contrario, en el escenario 5 (Figura 6e), las concentraciones máximas registradas al norte

de la zona estudiada son superiores a 1.0mg/L. Finalmente, la Figura 6f representa el escenario a mediano plazo de concentración de nitratos para el año 2021, considerando el 200% del balance de nitrógeno convertido en nitratos, aplicado de manera difusa en el sistema acuífero. En ninguno de los casos se supera el valor de concentración de 10mg/L, indicado en la Norma Oficial Mexicana (NOM-127) o lo indicado en las normas internacionales de la EPA (Environmental Protection Agency, de 10mg/L) o la OMS (Organización Mundial de la Salud, de 50mg/L).

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La modelación matemática permitió conocer la distribución de nitratos en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz, encontrando que la combinación de depresiones piezométricas (zonas de menor gradiente hidráulico), junto con la alta producción agrícola, están asociadas con las zonas más vulnerables a la contaminación por nitratos en el sistema acuífero. El modelo de flujo subterráneo fue capaz de reproducir el movimiento y comportamiento de los niveles piezométricos observados en distintos periodos temporales, sirviendo como base para el análisis del transporte de nitratos en el medio poroso saturado, realizado mediante el módulo MT3D de Processing Modflow.

Por otro lado, la escasez de información para la modelación de un sistema hidrológico representa un gran reto, ya que se requiere tomar decisiones del proceso de calibración, como son: seleccionar las herramientas y los métodos que mejor se ajusten para la construcción del modelo, reproducir una aproximación de la realidad de dicho sistema, generar resultados a manera de escenarios de gestión, basar las decisiones de gestión del agua subterránea en los resultados de la modelación matemática y computacional. El análisis de niveles piezométricos en el periodo del 2007 al 2017 mostró que el recurso hídrico disponible hace 10 años se ha visto disminuido, debido a las acciones antrópicas (extracciones) produciendo descensos de nivel, entre 1 y 4m hacia la zona de Pastor Ortiz, que actualmente es considerada por la CONAGUA como una zona sobreexplotada.

La metodología del balance de nitrógeno en la agricultura española permitió cuantificar la contaminación difusa producto de la actividad agropecuaria en la zona de estudio, en donde José Sixto Verduzco, Jiménez y Angamacutiro, son los municipios con mayor producción de nitrógeno, contando con áreas de cultivo más pequeñas al resto de los municipios, de ahí que estos tres municipios sean los que presentaron mayor contaminación por fuente difusa. Esta metodología española podrá ser mejorada para México, si los expertos en producción vegetal, animal, fertilización, edafología, estadísticas agrarias, los centros de docencia e investigación y el sector privado, participen en la determinación de los coeficientes de extracción y producciones reales, los cuales son participes en cada uno de los apartados de las entradas y salidas para llevar a cabo el balance y adaptar la metodología a las necesidades y comportamientos de la actividad agropecuaria de Michoacán y el resto del país.

Para los escenarios de simulación del transporte del contaminante, se encontró que el tiempo de simulación a futuro es posible a corto plazo, siendo de un periodo de 4 años, pasado este tiempo los comportamientos tienden a disminuir por considerar que las precipitaciones y extracciones no tendrían variación con respecto al último año de información registrada. De acuerdo con el comportamiento del transporte de contaminante en los acuíferos, las concentraciones cuantificadas provenientes del balance de nitrógeno no son lo suficientemente altas para llegar a contaminar los acuíferos; para que sobrepasen el valor establecido de los 10 mgNO<sub>3</sub>/L que marca la Norma, se requeriría que las concentraciones fueran 10 veces mayores al valor de las concentraciones cuantificadas, o que pasen 100 años para sobrepasar este valor.

Finalmente, se concluye que, si bien existe una importante concentración difusa de nitratos en las masas de agua del Río Angulo y sus acuíferos, estas no superan los valores máximos normados, por lo que se recomienda no contaminar más allá de la capacidad de depuración natural del sistema, promoviendo prácticas de abonado más eficientes. Además, en esta investigación se han establecido las bases metodológicas que permitirán analizar otros acuíferos del país (aún bajo la premisa de escasez de datos), que por sus características geológicas puedan llegar a estar más expuestos a un contaminante, dejando en situación vulnerable a las personas que hacen uso y consumo del agua de dichos acuíferos.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH), por las facilidades prestadas para el desarrollo del trabajo; a los tesisistas y servicios sociales del Departamento de Hidráulica de la UMSNH, por su colaboración en la salida de campo; al proyecto postdoctoral No. 272697 de CONACYT-SENER-Fondo de Sustentabilidad Energética, por su apoyo técnico y financiero; a la Comisión Estatal del Agua de Michoacán, por los análisis químicos realizados; a los profesores e investigadores asociados al desarrollo del proyecto.

## 6. LITERATURA CITADA

- Andreu, J.; Solera, A.; Paredes, J. 2011. *Construcción de un modelo hidrológico cuasidistribuido para la evaluación del recurso hídrico superficial (EVALHID)*. Universidad Politécnica de España. Valencia, España.
- CONAGUA. 2007. Comisión Nacional del Agua. *Actualización hidrogeológica de los acuíferos: Maravatío - Contepec - Epitacio Huerta, Zacapu, Morelia – Queréndaro y Pastor Ortiz en el estado de Michoacán (Zacapu)*. México D.F. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 190 pp.
- CONAGUA. 2009. Comisión Nacional del Agua. *Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Michoacán*.
- CONAGUA. 2011. Comisión Nacional del Agua. *Agua en el mundo: Estadísticas del agua en México*. 113–126.
- Correa G., A.; Martínez C., M.A.; Sánchez Q., S.T.. 2015. *Determinación de la concentración de nitratos en escorrentía superficial y mantos acuíferos con modelación matemática*. Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Cotler, H.; Iura, D. 2010. *Las cuencas hidrográficas de México, diagnóstico y priorización*. Instituto Nacional de Ecología. Pluralia Ediciones e Impresiones. México, D.F. ISBN 978-607-7655-07-7.
- Estrela, T. 1992. *Modelos matemáticos para la evaluación de recursos hídricos*. Madrid, España. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, Gabinete de Formación y Documentación. ISSN 0211-6499; M-25. 55pp.
- INEGI. 2010. *Instituto Nacional de Información, Estadística y Geografía*. Censo de población y vivienda 2010. <https://inegi.org.mx/temas/estructura/default.html#Publicaciones>
- Köhn, J.; Pérez, K.; Torres, F. 2000. *Modelado en geofísica aplicado al transporte de nitratos en aguas subterráneas*. Tesis de Maestría en Ciencias de la Tierra. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Lynn, W.; Gelhar, T.; Though, F. 1992. *A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers*. Water Resources Research, Vol. 28 No. 7, 1955-1974.
- Martínez, J.G.; Castellanos, Z.; Rivera, M.; Núñez, R. 2006. *Contaminación por nitratos en acuíferos del norte de México y del estado de Guanajuato*. Vol. 6. Agrofaz, publicación semestral de Investigación Científica. DOI: ISSN 1665-8892.
- McDonald, M. G.; Harbaugh, A. W. 1988. *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model*. U. S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 6, chap. A1, 586 p.
- Pérez, M.A. 2005. *Modelo distribuido de simulación del ciclo hidrológico y calidad del agua, integrado a sistemas de información geográfica, para grandes cuencas*. Aportación al análisis de presiones e impactos de la directiva marco del agua. Valencia, España. 123pp.
- REPDA. 2017. *Registro Público de Derecho del Agua*. Dependiente de la Comisión Nacional del Agua. <https://app.conagua.gob.mx/Repda.aspx>

## **ID-366: CONTAMINACIÓN POR MICROPLÁSTICOS EN LA SUBCUENCA TECOLAPILLA: ARTICULANDO ACTORES PARA DIMENSIONAR EL PROBLEMA EN EL ÁREA DE INFLUENCIA DE LA RESERVA DE LA BIÓSFERA LOS TUXTLAS.**

Silvia GUENDOLAY RAMOS <sup>1</sup>, María Susana ROCHA-MIER <sup>2</sup>, Verónica VALADEZ-ROCHA <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Boca del Río, Km 12 carretera Veracruz-Córdoba C.P. 94290, email: gurs.1997@hotmail.com; veronicavaladez@bdelrio.tecnm.mx

<sup>2</sup> Pescadores del Faro Zapotitlán S.C. , Circunvalación Norte s/n Zapotitlán, Tatahuicapan de Juárez, email: [srochamier@gmail.com](mailto:srochamier@gmail.com)

### **RESUMEN**

La contaminación por micro plásticos es una preocupación internacional. Las cuencas exorreicas conectan los diferentes ecosistemas costeros del Golfo de México y transportan materiales, nutrientes, organismos, pero también residuos que son transportados por las corrientes litorales y depositados en la línea de costa. Se realizó un estudio en colaboración con diversos actores de la región en la sub-cuenca Tecolapilla, perteneciente a la cuenca del Papaloapan para determinar la magnitud del problema de contaminación por micro plásticos en cinco playas. Se recolectaron muestras a lo largo de transectos perpendiculares a la línea de costa en tres zonas del transecto, utilizando un cuadrante de un metro cuadrado y recolectando 5 litros de arena los cuales se tamizaron para obtener los micro plásticos (1mm-5mm) que se clasificaron por tipo. Se realizó un Análisis de Varianza para determinar diferencias significativas en la composición de micro plásticos entre zonas. Se determinó un número máximo de 78 unidades/m<sup>2</sup>. En la mayoría de las playas la presencia de micro plásticos fue mayor en la línea de marea alta y la línea de vegetación. En todas las playas las fibras y microfibras fueron los tipos de micro plásticos más abundantes. El análisis de conglomerados por zona de muestreo indica que las playas de Panteón Mangle y La Perla del Golfo tienen mayor contenido de micro plásticos que las demás playas. Estos resultados sugieren, que los numerosos cuerpos de agua que drenan al mar en esta zona acarrearán estos materiales desde tierra y luego son transportados y depositados por las corrientes y el oleaje. Resulta preocupante, pues el área de estudio es de difícil acceso y cuenta con ambientes casi prístinos en el área de influencia de una Reserva de la Biósfera. Sin embargo, es de destacar que la participación de diferentes actores locales en el presente estudio pone de manifiesto el interés local de conocer la magnitud del problema y encontrar soluciones.

**Palabras clave:** contaminación, micro plásticos, playas arenosas, cuencas costeras.

### **INTRODUCCION**

El término "micro plástico" fue utilizado por primera vez por Thompson *et al.*, (2004), se describen como pequeñas partículas y fibras de plástico. No existen estándares establecidos para determinar el tamaño máximo de una partícula, pero se considera, generalmente, que el diámetro de la partícula es inferior a 5 milímetros (Browne *et al.*, 2010; FAO, 2015). Los micro plásticos pueden clasificarse de acuerdo con su tamaño o a su composición. El interés en su estudio centra en entender su origen, rutas de transporte e impactos adversos en la vida silvestre marina, el cual es escaso (Cole *et al.*, 2011), en comparación con el estudio del destino y los efectos ambientales de la basura plástica de mayor tamaño. Los primeros informes sobre la contaminación por micro plásticos se publicaron en la década de 1960, y se basaron en estudios del contenido estomacal de aves marinas varadas (FAO, 2015). Se menciona que el 80% de los residuos de plásticos en las playas se originan (1) de fuentes continentales y son transportados a las costas por ríos, viento, sistemas de drenaje hechos por el hombre o actividad humana; o (2) proceden de las corrientes oceánicas, donde se acumulan variedades de plásticos flotantes de baja densidad provenientes de las artes de pesca, los cuales son transportados a través de grandes distancias. (Corcoran *et al.*, 2009). El movimiento y distribución de los micro plásticos es complejo y depende de muchos factores: flotabilidad, bioincrustación, el tipo, tamaño y forma de los polímeros, el viento, las corrientes locales y de gran escala, la acción de las olas (FAO, 2015; GESAMP, 2016). Las áreas reportadas

como afectadas por la presencia de micro plásticos son: el mar Mediterráneo, los mares del este y el sureste asiático y las zonas de convergencia ecuatorial (giros) al norte del Atlántico y del Pacífico (Corcoran *et al.*, 2009; Hidalgo *et al.*, 2012; FAO, 2015; Yu *et al.*, 2016; Waller *et al.*, 2017; Yu *et al.*, 2018).

Actualmente no hay registro de estudios acerca de la ocurrencia y distribución de micro plásticos en las costas de Veracruz y son contados los trabajos que se han realizado para el Golfo de México, particularmente en playas u otros ambientes marinos. Este estudio surgió del interés de diversos actores de una comunidad en el área de influencia de Los Tuxtlas. La Cooperativa de Pescadores del Faro de Zapotitlán, un grupo de mujeres a cargo del Campamento Tortuguero de la comunidad y el Instituto Tecnológico de Boca del Río por conocer la magnitud del problema que causan los micro plásticos en las playas de la subcuenca Tecolapilla, que además cabe destacar se encuentra en el área de influencia de La Reserva de la Biósfera de los Tuxtlas. Asimismo, en el medio marino, los arrecifes costeros bordeantes que resguardan la zona, suponen una alta concentración de especies marinas como: peces, crustáceos, moluscos, equinodermos, entre otros; que son considerados el sustento de las comunidades cercanas. Sin olvidar también, que las playas son hábitat de anidación de tortugas marinas, por mencionar a la tortuga verde (*Chelonia mydas*), la lora (*Lepidochelys kempii*), y la carey (*eretmochelys imbrata*). Las playas en esta zona se encuentran influenciadas por algunas de las 73 descargas exorreicas (INEGI/SIATL) que se registran para la sub-cuenca Tecolapilla. Es por ello, que la presencia de micro plásticos representa un grave riesgo para la salud de los ecosistemas puesto que por su tamaño son confundidos con partículas orgánicas y pueden incorporarse a las cadenas tróficas con impactos aún no determinados. En este estudio se llevaron a cabo colectas de muestras de micro plásticos de tres zonas de playas arenosas de la sub-cuenca Tecolapilla, para posteriormente clasificar las macropartículas de plásticos y determinar la ocurrencia y tipología de micro plásticos en las playas arenosas de la sub-cuenca Tecolapilla en el municipio de Tatahuicapan de Juárez, Veracruz.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Se recolectaron muestras de sedimentos entre julio y agosto de 2019 (época seca) siguiendo el protocolo de Wessel *et al.* (2016) ligeramente modificado, en cinco playas arenosas localizadas en los municipios de Catemaco, Tatahuicapan de Juárez y Mecayapan en la subcuenca Tecolapilla, perteneciente a la Cuenca del Papaloapan (RH28As) en el estado de Veracruz. Se tomaron coordenadas geográficas del sitio de muestreo utilizando GPS móvil. Se trazó un transecto perpendicular a la línea de costa y se identificaron los siguientes indicadores: Línea Inmediata de Costa (LIC), establecido por Boak y Turner (2005); Línea de Marea Alta (LMA), establecida por Williams y Micallef (2009), y Línea de Vegetación (LV), establecido por Tinley, 1985; McGwynne y McLachlan (1992). En cada uno de estos indicadores se realizó un cuadrante de 1 m<sup>2</sup>, y en cada cuadrante se recolectaron 5 litros de arena utilizando palas de metal, a una profundidad de 5 cm.

La muestra de arena se tamizó con tamices de 5mm y 1mm para obtener sólo la fracción de micro plásticos. Los fragmentos colectados en el tamiz de 1mm, se colocaron en tubos de ensaye y se añadió alcohol para su preservación.

### **Análisis de laboratorio**

Utilizando un microscopio estereoscopio y estuche de disección, se observaron las muestras y se separaron los micro plásticos, colocándolos en tubos Eppendorf con agua destilada.

Una vez separadas las partículas, se aplicó la prueba de la aguja caliente (basada en De Witte *et al.*, 2014) cuando había duda de la naturaleza de la partícula. Las partículas se clasificaron de acuerdo al sistema de clasificación de micro plásticos (Crawford y Quinn, 2017), representado en la tabla 1. Se midieron y cuantificaron las partículas obtenidas y se tomaron evidencias fotográficas. Utilizando software Statistics versión 4.0 (STATSOFT) se realizó un análisis de varianza de una vía con intervalo de confianza de 95% a nivel regional (considerando todas las playas) para determinar si existe una diferencia significativa entre la composición de micro plásticos por cada zona de cada playa.

**Tabla 1.** Sistema de clasificación de micro plásticos propuesto por Crawford y Quinn, 2017.

<b>Abreviación</b>	<b>TIPO</b>	<b>TAMAÑO</b>
PT	pellets	<5 mm–1 mm
MPS	micro pellets	<1 mm–1 µm
FR	fragmento	<5 mm–1 mm
MFR	micro fragmento	<1 mm–1 µm
FB	fibra	<5 mm–1 mm
MFR	microfibras	<1 mm–1 µm
FI	film	<5 mm–1 mm

## RESULTADOS

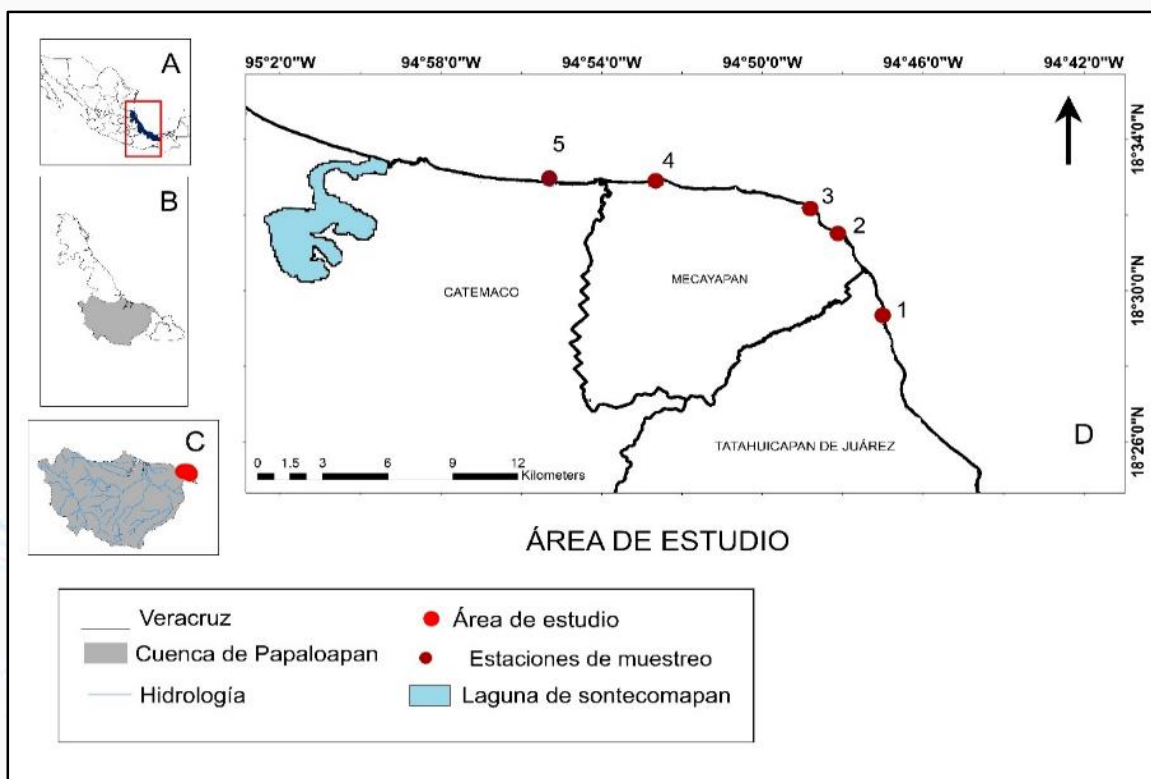
Se recolectaron muestras de 5 playas en la sub-cuenca Tecolapilla, perteneciente a la cuenca Papaloapan. Las coordenadas geográficas de los cinco puntos de muestreo se muestran en la tabla 2.

Todas las muestras contienen presencia de micro plásticos (5mm – < 1mm) por metro cuadrado (#partículas/m<sup>2</sup>). En la tabla 3, se observa que la zona donde se acumulan mayor número de partículas de micro plásticos es la zona LMA (179 partículas/m<sup>2</sup>), mientras que la zona que presenta menor número de micro plásticos es la LIC (62 partículas/m<sup>2</sup>).

Dentro de las cinco estaciones de muestreo, la playa con mayor abundancia y diversidad de micro plásticos fue El Panteón Mangle, con un total de 156 partículas/m<sup>2</sup>.

**Tabla 2.** Coordenadas de las cinco playas arenosas.

<b>Número de playa</b>	<b>Playa</b>	<b>Latitud (N)</b>	<b>Longitud (O)</b>
1	Zapotitlán	18°29'21.10"	-94° 47'00.18"
2	Panteón Mangle	18°31'30.62"	-94° 48'07.00"
3	Perla del Golfo	18°32'10.14"	-94° 48'48.38"
4	Oyapan	18°32'54.15"	-94° 52'39.33"
5	Carrizal	18°32'50.09"	-94° 55'10.27"



**Figura 1.** Mapa de localización de los puntos de muestreo utilizado el GSC WGS84. Playa 1: Zapotitlán, Playa 2: Panteón de Mangle, Playa 3: Perla del Golfo, Playa 4: Oyapan y Playa 5: Carrizal.

Se contabilizaron los micro plásticos clasificados de acuerdo con la clasificación de Crawford y Quinn, (2017), como se muestra en tabla 4. Se puede observar que la distribución de los tipos de micro-plástico se dio de manera desigual, siendo las partículas de menor densidad, como las fibras, las que se encuentran en mayor porcentaje en la zona de LV y en la LIC, mientras que las microfibras (con menor densidad) se encuentran con mayor abundancia en la LMA.

**Tabla 3.** Total de Micro plásticos observados en cada estación de playa.

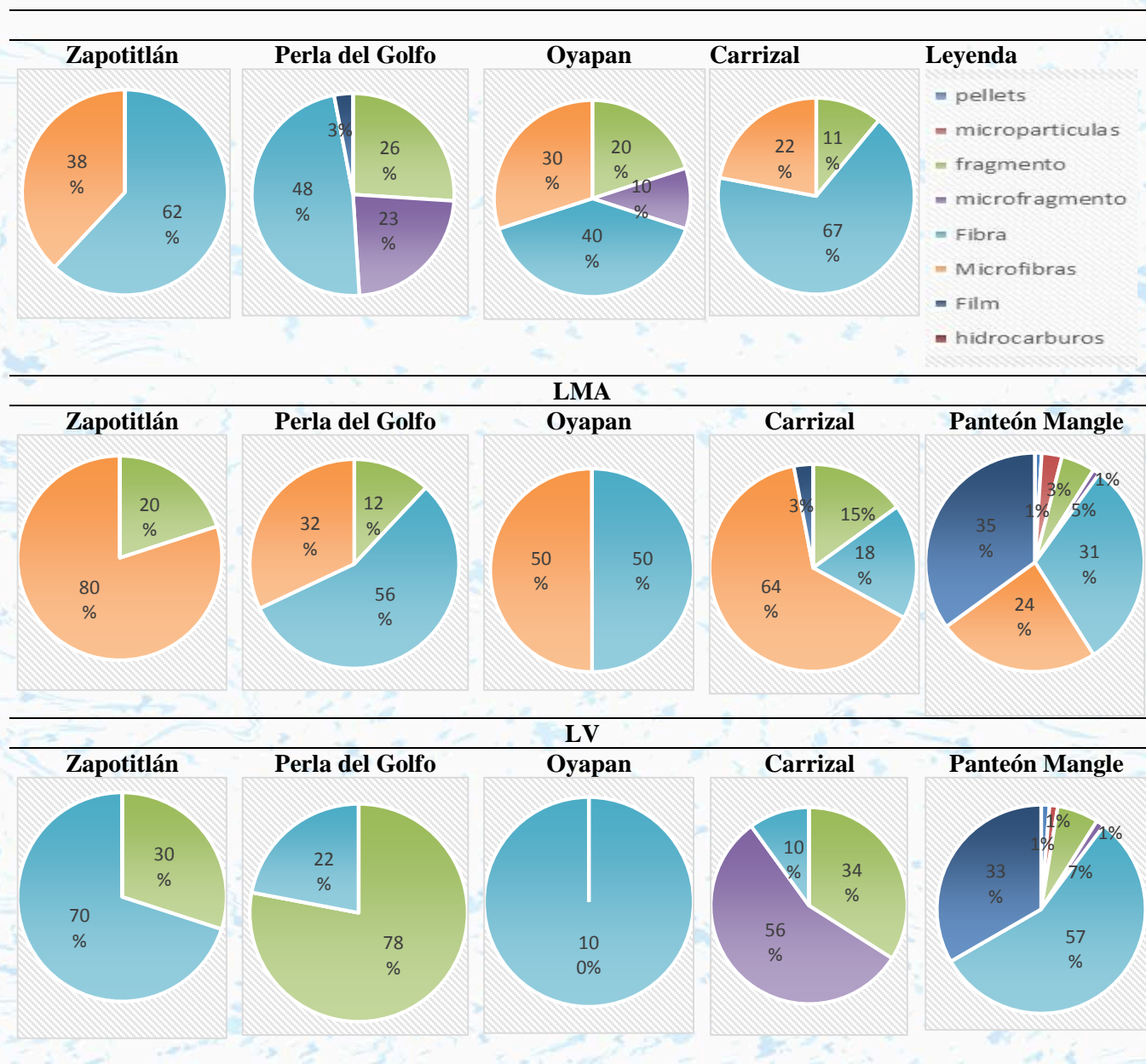
Playas	ZONAS		
	LIC	LMA	LV
1 Zapotitlán	8	5	10
2 Panteón Mangle	0	78	78
3 Perla del Golfo	35	59	9
4 Oyapan	10	10	12
5 Carrizal	9	27	43
<b>Total de Micro plásticos</b>	62	179	152

Con respecto a la composición de micro plásticos en cada playa estudiada, cabe destacar, que la estación de Oyapan, cuenta con tres descargas fluviales, arena fina, energía alta y que no tiene arrecifes bordeantes que la protejan. En esta playa la distribución de partículas para cada zona, muestra un patrón definido de diversidad de manera descendente; fibras, microfibras, fragmentos y micro fragmentos en la LIC; microfibras y fibras en la LMA; y solo fibras en la LV. La misma tendencia ocurre en la estación Perla del Golfo, siendo similar en cuanto al número de descargas fluviales, la composición de la arena de la playa, energía media, pero, a diferencia



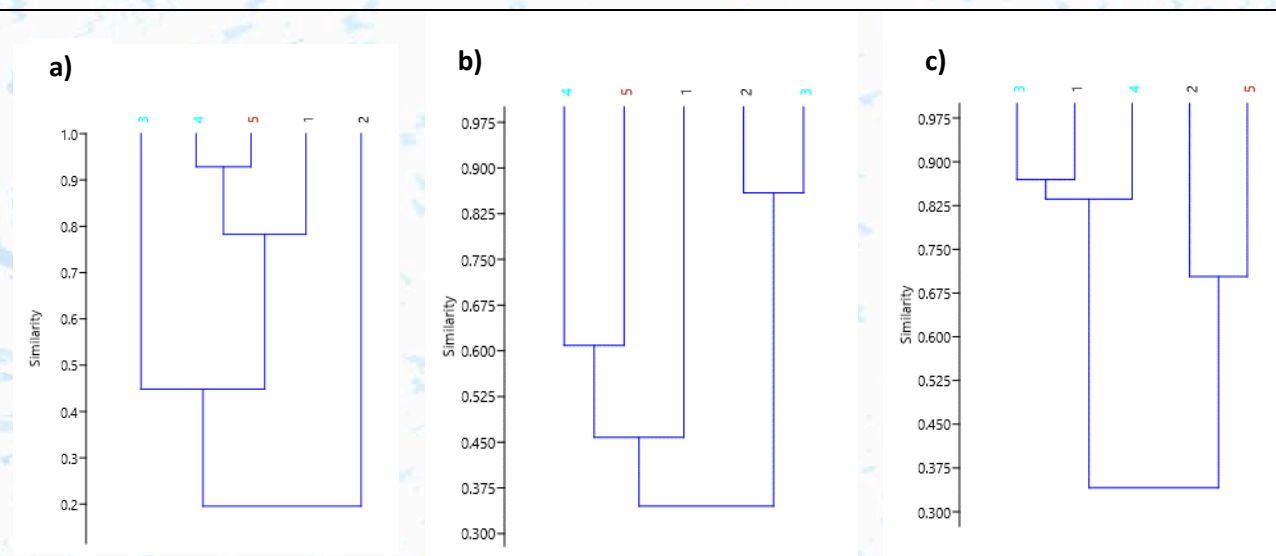
de la playa de Oyapan, está protegida por arrecifes someros. Las estaciones Zapotitlán y Panteón de Mangle, ambas son similares. Presentan cuatro descargas fluviales, se componen de arena fina, tienen media energía y se encuentran bordeadas por parches de arrecifes someros; la diversidad tipológica de partículas de micro plástico presenta un patrón de distribución similar a las anteriores, siendo las fibras las que predominan en las zonas LIC (solo para el caso de Zapotitlán) y LV. Lo contrario ocurre en la estación de Carrizal, que se encuentra influenciada por dos descargas fluviales, tiene la energía más alta y está compuesta por arena gruesa, en la que se puede observar fibras, microfibras y fragmentos en la LIC, con presencia de micro fragmentos que se incluyen en la LMA y un alto porcentaje de micro fragmentos (53%) en la LV.

Del 100% de micro plásticos cuantificados (393), las fibras (5mm-1mm), fueron la categoría más común representando un 43% del total de micro plásticos recolectados. Las microfibras (1mm) fueron la segunda categoría más común con 18% y por último los fragmentos (5mm-1mm) con 15%.

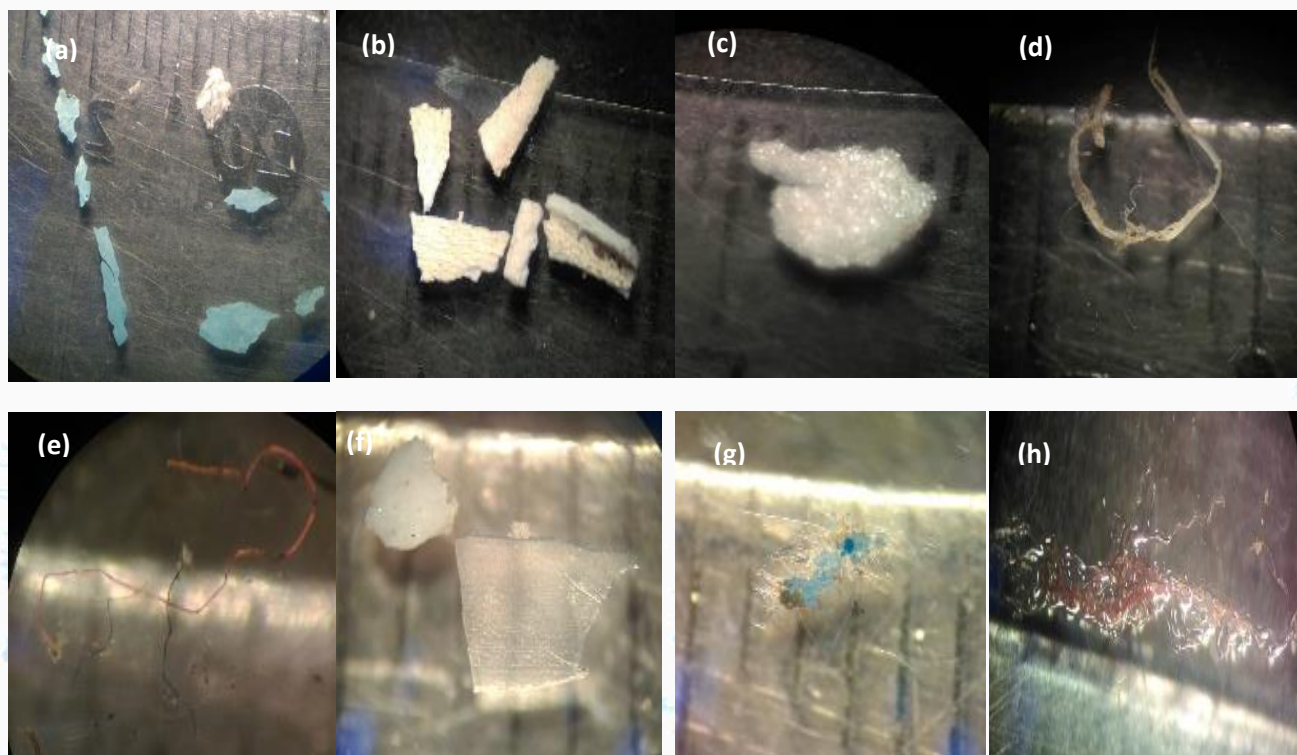


**Figura 2.** Porcentajes de composición de micro plásticos para cada zona de playa muestreada. LIC (Línea inmediata de costa), LMA (Línea de Marea Alta) y LV (Línea de Vegetación).

El análisis de conglomerados por zona se muestra en la figura 3. Indica que las playas 3 (Perla del Golfo) y 4 (Oyapan) y 1 (Zapotitlán) muestran una composición similar de micro plásticos en la LIC (Figura 3). Panteón Mangle (2) y Perla del Golfo (3) tienen mayor contenido de micro plásticos que las demás y esto puede deberse a que ambas zonas son cercanas (1km de distancia), se encuentran dentro de la misma celda costera y presentan una pendiente suave y una composición de sedimentos similar, (arena fina). Ambas se encuentran influenciadas por tres descargas fluviales. Estos resultados sugieren, que los numerosos cuerpos de agua que drenan al mar en esta zona acarrean estos materiales desde tierra y luego son transportados y depositados por las corrientes y el oleaje. En cuanto a la similitud en la composición de micro plásticos en la LMA las playas que mostraron mayor similitud fueron Panteón de Mangle (2) y Perla del Golfo (3) que forman un grupo en el árbol de similitud. Otro grupo lo forman las playas Oyapan (4) y Carrizal (5). La playa de Zapotitlán (1) se separa de ambos grupos (Figura 3). En LV la composición de micro plásticos es similar en Zapotitlán (1), Perla del Golfo (2) y Oyapan (3) (Figura 3) ambas de arena fina, de baja pendiente y de baja energía. Otro grupo lo forman las playas Panteón de Mangle (2) y Carrizal (5) (Figura 3). Estas dos playas se caracterizan por la ausencia de parches de arrecife bordeante y presentan alta energía, Carrizal (5) tiene sedimentos gruesos y una pendiente pronunciada lo que la hace diferente a las demás playas.



**Figura 3.** Análisis de conglomerados por cada zona utilizando el algoritmo de Bray-Curtis a) Clúster de Línea Inmediata de Costa, b) Clúster Línea de Marea Alta y c) Clúster de Línea de Vegetación. Los números representan las playas muestreadas; 1 (Zapotitlán), 2 (Panteón Mangle), 3 (Perla del Golfo), 4 (Oyapan) y 5 (Carrizal). Los colores representan el número de descargas fluviales con influencia en la playa, café dos descargas fluviales; Azul tres descargas fluviales y Negro cuatro Descargas fluviales.



**Figura 4.** Imágenes de micro plásticos (1mm-5mm) recolectados (a) film o películas; (b) Fragmentos; (c) fragmento; (d) fibras; e) microfibras; f) fragmentos; (g) microfibras y (h) fibras.

En la figura 4 se muestran algunos ejemplos de los tipos de micro plásticos encontrados en las muestras analizadas. En Análisis de Varianza de una vía para determinar diferencias significativas en la composición de micro plásticos por zona. Se determinó que hubo diferencia significativa ( $P < 0.05$ ) en la composición de micro plásticos en esa región sólo para microfibras (Tabla 4). Se realizó una Prueba de Duncan *post hoc* para determinar cuál zona tenía una composición significativamente diferente (Tabla 4). La zona de LMA, fue la que mostro una mayor presencia de microfibras.

**Tabla 4.** ANOVA de una vía, observándose la media y desviación estándar de cada categoría de clasificación. Diferentes letras denotan diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para las categorías en las diferentes zonas.

	Pellet	Micro partícula	Fragmento	Micro fragmento	Fibra	Micro fibra	Film o Película
<b>LIC</b>	0.0±0.0	0.0±0.0	2.4±3.8	1.8±3.5	6.4±6.3	1.6±1.5a	1.5±0.2
<b>LMA</b>	0.2±0.4	0.4±0.9	3.2±2.8	0.2±0.4	13.4±14.3	12.8±7.6A	5.6±12.0
<b>LV</b>	0.2±0.4	0.2±0.4	6.0±5.7	5.0±10.6	13.8±17.3	0.0±0.0	5.2±11.6
<b>Total</b>	0.1±0.4	0.2±0.6	3.9±4.2	2.3±6.3	11.2±13.0	4.8±7.2a	3.7±9.3

## DISCUSIÓN

En este estudio se determinó que del total de las partículas de micro plásticos (393) encontradas en cada zona de Playa, la mayor parte corresponde a fibras (43%), microfibras (18%) y fragmentos (15%). Las playas evaluadas se encuentran cercanas, a no más de 6 km de distancia, y distribuidas en tres municipios (Catemaco, Tatahuicapan de Juárez y Mecayapan). Cuatro de las cinco playas muestreadas presentan una composición similar de sedimentos, arenas finas principalmente, a excepción de la playa Carrizal que se caracteriza por contar con arena gruesa. El patrón de distribución de los micro plásticos encontrado es similar al descrito en otros estudios, donde la mayor parte micro plásticos se concentra en la zona LMA, o supra litoral (Thompson *et al.* 2004; Hidalgo-Ruz *et al.* 2012; Purca y Henostroza, 2017). De acuerdo con Barranza, (2017) las playas con mayor influencia humana, como lo es en nuestro estudio la playa Panteón de Mangle y la Playa Perla del Golfo que se encuentran frente a la comunidad La Perla del Golfo, son las que presentan mayor deposición de micro plásticos en sus playas.

Algunos estudios atribuyen el origen de las fibras y microfibras a las actividades de pesca que se llevan a cabo en los bordes costeros, las cuales procederían de las diversas artes de pesca que se llevan a cabo en la zona, principalmente las redes de enmalle, y a los desagües de las comunidades cercanas, que transportan fragmentos de fibra textil que son liberados durante lavado de telas sintéticas (Thompson *et al.* 2004). En nuestro estudio se encontraron fibras que pudieran proceder de cuerda para cabos y redes y microfibras que efectivamente pudieran proceder de textiles sintéticos. En la sub-cuenca Tecolapilla hay más de 73 descargas exorreicas (INEGI/SIATL) que drenan al mar. Otros factores a considerar son: 1) la corriente litoral que va de sur a norte la mayor parte del año y que puede transportar materiales desde grandes distancias como desde la desembocadura del Río Coatzacoalcos; 2) la energía del oleaje que puede estar relacionada con la geomorfología de la costa y con la presencia de arrecifes bordeantes frente a la costa, que están directamente asociados con la energía, morfología y composición de las playas y del tipo de micro plásticos que se depositan en ella. El caso más claro en nuestro estudio fue la playa Carrizal la cual muestra una composición diferente de las demás playas (sedimento, pendiente y ausencia de arrecifes bordeantes) y una composición diferente de micro plásticos (mayor contenido de fragmentos y micro fragmentos a comparación de las otras playas).

Se han registrado estudios sobre la presencia de micro plásticos en costas este y oeste de América del Norte, del caribe, Europa, África, Asia y Antártida (Corcoran *et al.*, 2009; Hidalgo *et al.*, 2012; FAO, 2015; Yu *et al.*, 2016; Waller *et al.*, 2017; Yu *et al.*, 2018), pero solo uno se ha realizado por Wessel *et al.* (2016) en playas arenosas del Norte del Golfo de México en Mobile Bay (Alabama, Estados Unidos). En este estudio se realizaron 84 cuadrantes en 7 playas recolectando 14 L de sedimento por playa obteniendo 614 partículas de micro plástico en total, y 117 partículas  $m^{-2}$  como valor máximo por playa, es decir, 8 partículas  $l^{-1}$  a diferencia de nuestro estudio donde se obtuvo un total de 393 partículas de micro plásticos en total y como máximo 78 partículas por  $m^{-2}$ , es decir 15 partículas por litro. Esto implica que existe una mayor cantidad de micro plásticos por litro de sedimento en la región estudiada. Otra diferencia encontrada entre este estudio y el antes mencionado es la composición, Wessel *et al.*, 2016 reportan polímeros como el poliestireno como más abundantes que el poliéster y la poliamida (de donde derivan las microfibras). Esto puede explicarse por la naturaleza de las actividades humanas en Mobile Bay, que es un área turística influenciada por ríos y desagües de la ciudad de Alabama en Estados Unidos.

Aunque se conoce que los micro plásticos están ampliamente distribuidos en el mundo, no existen actualmente estimaciones cuantitativas a escala local o regional y menos aún en zonas remotas y de difícil acceso como lo es la Reserva de la Biósfera de los Tuxtlas. Es importante conocer la magnitud del problema en los ecosistemas costeros para identificar las fuentes, las rutas y los impactos que pueden provocar. Asimismo, es importante que las comunidades locales se involucren. Sobre este estudio cabe destacar que la iniciativa para la realización de este estudio fue de la cooperativa de Pescadores del Faro de Zapotitlán quién en su búsqueda por diversificar sus fuentes de ingreso están interesados en conocer sus recursos para proponer alternativas sustentables para su aprovechamiento. De esta manera se encontraron con el problema de la contaminación por plásticos y después

de asociarse con otros actores locales, buscaron la colaboración con el Instituto Tecnológico de Boca del Río, logrando, a través de la suma de esfuerzos, llevar a cabo este estudio donde todos participaron

## CONCLUSIONES

En este estudio se determinó un total de 393 partículas de micro plásticos en 5 playas de la sub-cuenca Tecolapilla, la mayor parte de los micro plásticos corresponde a fibras (43%), Microfibras (18%) y fragmentos (15%). Las playas que presentaron mayor cantidad de micro plásticos que fueron las denominadas Panteón de Mangle y Perla del Golfo se caracterizan por presentar un mayor número de descargas exorreicas. El origen más factible de los micro plásticos encontrados son las zonas pobladas, cercanas y lejanas que generan microfibras que pueden ser transportadas por las corrientes litorales y las descargas exorreicas y las artes de pesca de la región. Se encontraron diferencias significativas en cuanto a la composición de micro plásticos sólo para la categoría microfibras, donde la línea de marea alta fue la única zona donde se encontró un número significativamente mayor que en las otras zonas.

Este es el primer estudio realizado en la zona y es de suma relevancia, pues representa la primera aproximación al problema a nivel local en la sub-cuenca Tecolapilla, donde la calidad de los recursos y ecosistemas costeros es buena, pero que se encuentra sujeta a toda clase de presiones. Se requiere extender este tipo de estudios a toda la cuenca del Papaloapan para identificar las zonas críticas para así poder recopilar información más detallada e identificar soluciones adecuadas.

## AGRADECIMIENTOS

A la familia Valerio Bautista de la comunidad de Zapotitlán por sus amables atenciones que hicieron posible la recolección de muestras para este estudio. Al Campamento Tortuguero de Zapotitlán quien participó en el muestreo. Al Fondo Ambiental Veracruzano, porque gracias al proyecto que se está llevando a cabo con este financiamiento, se pudieron llevar a cabo estos estudios.

## LITERATURA CITADA

- Barraza, E. 2017. Medición de la cantidad de residuos plásticos pequeños en algunas playas de El Salvador. *Realidad y Reflexión*, 1(45) 45-54.
- Boak EH. & Turner IL. 2005. Shoreline definition and detection: a review. *Journal of Coastal Research*, 21(4): 688 – 703.
- Browne, M.A., Galloway, T.S. & Thompson, R.C. 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science & Technology*, 44(9): 3404–3409.
- Carpenter, E.J. & Smith, K.L., 1972. Plastics on the Sargasso sea surface. *Science*, 175(4027): 1240–1241.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband C. & Galloway, T.S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12): 2588–2597.
- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P.K., Fileman, E.S., Halsband, C. & Galloway, T.S. 2014. Isolation of Microplastics in Biota-rich Seawater Samples and Marine Organisms. *Scientific Reports*, 4(1): 1-7.
- Corcoran, L.P., Biesinger, C.M. & Grifi, M. 2009. Plastics and beaches: A degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (2009): 80–84.
- Crawford, B.C. and Quinn, B. 2017. Microplastic identification techniques. *Microplastic pollutants*. 219-267. Ed. 1. Elsevier Inc.

De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K. & Robbens, K. 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1): 146–155.

FAO. 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture. *Fisheries and Aquaculture Technical Paper*. No. 615. 147p. Consultado el: 10 de septiembre de 2019; disponible en: <http://www.fao.org/3/ca3540es/ca3540es.pdf>

GESAMP. 2016. “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment” (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO/IOOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). *Reports and Studies*. GESAMP No. 93, 220 p.

Hidalgo R. V, Macayaa V., Eastmana L. y Thiela M. 2012. Muestreo Nacional de micro plásticos en las playas de Chile. Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas, Coquimbo, Chile.  
INEGI/SIATL. Consultado el: 09 de septiembre de 2019; Disponible en: [http://antares.inegi.org.mx/analisis/red\\_hidro/siatl/](http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/)

Micallef A, Williams AT. 2009. Beach Management: Principles and Practice. Earthscan Publishers, London, UK. 240 p. Ed. 1.

Purca S. y Henostroza A. 2017. Presencia de micro plásticos en cuatro playas arenosas de Perú. *Revista Peruana de Biología*, 24(1)101-106. Universidad Nacional Mayor de San Marcos Lima, Perú.

Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., Jonh, C., McGonigle, D. & Russell, A.E. 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672): 838–838.

Waller, C.L., Griffiths, H.J., Waluda, C. M., Thorpe, S. E., Loaiza, I., Moreno, B., Pacherrres, O. C. & Hughes, A. K. 2017. Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Science of The Total Environment*, 598(2017): 220–227.

Wessel, C.C., Lockridge, G.R., Battiste, D. & Cebrian, J. 2016. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin*. 109(2016): 178-183.

Yu, X., Peng, J., Wang, J., Wang, K., Bao, S., Whitmire, S. Y Chowb, T. A. 2016. Occurrence of microplastics in the beach sand of the Chinese inner sea: the Bohai Sea. *Environmental Pollution*. 214 (2016): 722-730.

Yu, X., Ladewig, S., Bao, S., Toline C. A., Whitmire S. and Chow T.A. 2018. Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. *Science of the Total Environment* 613: 298–305.

## **ID-368: IMPACTO DE AGROQUÍMICOS EN LAS ACTIVIDADES PRODUCTIVAS EN LA SUBCUENCA RÍO TECOLUTLA**

Víctor Manuel Huerta García<sup>a</sup>, María Yolanda Leonor Ordaz Guillén<sup>b</sup>, Nora Ruiz Ordaz<sup>c</sup>

<sup>a,c</sup> Escuela Nacional de Ciencias Biológicas-Instituto Politécnico Nacional, Av. Wilfrido Massieu 399, Col. Nueva Industrial Vallejo, C.P. 07738, Alcaldía Gustavo A. Madero, Ciudad de México, email: vickm11.vh@gmail.com

<sup>b</sup> Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CIEMAD)- Instituto Politécnico Nacional. Dirección: Calle 30 de Junio de 1520 s/n, Barrio la Laguna Ticomán C.P. 07340 Del. Gustavo A. Madero, Ciudad de México, email: mordazg@ipn.mx

<sup>c</sup> email: noraruizordaz@yahoo.com.mx

### **RESUMEN**

El consumo de agroquímicos en la agricultura siempre ha sido de vital importancia debido a los riesgos que presentan las plagas para los cultivos, sin embargo, fue hasta inicios del siglo XXI donde se eleva a nivel mundial el uso de insecticidas, herbicidas y fungicidas. Se estima para México un uso por encima de 35 mil toneladas, así como se considera al Estado de Veracruz uno de los mayores consumidores.

Este tipo de sustancias una vez que entran en contacto con el ambiente, permanece en el sitio de aplicación (en función de los procesos de degradación y propiedades del lugar), o se moviliza a diferentes sitios (depende de las características fisicoquímicas del agroquímico), donde puede ocasionar diferentes efectos.

En la parte norte de Veracruz, se encuentra la región hidrológica Tuxpan-Nautla donde se localiza la Subcuenca Río Tecolutla, que engloba a los Municipios de Papantla, Gutiérrez Zamora y Tecolutla, además de pasar por estos el cauce del Río que da nombre al municipio y a la Subcuenca. Por medio de los escurrimientos naturales los residuos de agroquímicos se van incorporando al cuerpo de agua, afectando el ecosistema y en específico a las especies acuáticas que ahí se desarrollan, ya que por sus características la zona es utilizada para anidación y crianza debido a la gran cantidad de nutrientes que ahí se encuentran. Por ello, al tener alguna afectación, se genera una serie de consecuencias en el lugar, en el cual también se desarrolla una de las actividades económicas más importantes del área, la pesca, la cual, aparte de ser medio de ingreso para los pobladores, también es fuente de alimento para sus familias.

En la zona se han realizado una serie de estudios de los principales plaguicidas utilizados en los campos agrícolas (2,4-D; glifosato y picloram), se hace un análisis de ellos, ya que es importante el estudio del comportamiento de este tipo de sustancias una vez que se incorporan al ambiente, así como los posibles impactos al ecosistema, a las especies que ahí se desarrollan y a la población local, a fin de promover un manejo más adecuado.

**Palabras clave:** Agroquímico, Agricultura, Impacto, Pesca.

## 1 INTRODUCCIÓN

La utilidad de los agroquímicos en la agricultura es de gran importancia, ya que combaten a las especies de plantas que son contraproducentes para los cultivos, por el hecho de competir por nutrientes y espacios, además de animales que son considerados plagas por el impacto negativo que generan. Sin embargo, es hasta inicios del siglo XXI que se incrementa el uso de herbicidas, insecticidas y fungicidas, puesto que se requería una producción intensiva como consecuencia de su inclusión en el sector industrial. A partir de este punto, se obtuvieron beneficios para este sector pero al mismo tiempo efectos adversos al ambiente y a la salud, ya que cuando se liberan al medio, su persistencia a través del suelo o en cuerpos de agua repercute de alguna manera a los organismos que ahí se desarrollan (Ceccon, 2008).

Estas sustancias pueden ser inmovilizadas por la retención, adhesión o concentración sobre las partículas del suelo (adsorción), por lo que se limita su transferencia a la atmósfera o al agua. Esto depende de las propiedades del compuesto y la superficie donde se encuentre, habitualmente, la adsorción aumenta con el contenido de materia orgánica y arcilla, así como disminuye al elevarse el pH (potencial de Hidrogeno) o la temperatura (Sánchez y Sánchez, 1984; Tu *et al.*, 2001). De igual forma, la lixiviación es relevante, pues representa la probabilidad que presentan algunas sustancias para llegar a aguas subterráneas y distribuirse a corrientes de agua como ríos, además de depósitos como lagunas (Monquero, 2008 citado por Alfaro, 2013). Para poder evaluar el potencial de contaminación, existe el índice de GUS (Groundwater Ubiquity Score), por lo tanto, especies químicas que presenten valores mayores a 2.8 tienen una alta probabilidad de ser lixiviados a comparación de quienes presenten valores por debajo de 1.8 (Alfaro Portugez, 2013; Fernandes de Oliveira y Magno, 2011). Cabe destacar que la lixiviación depende estrictamente de las propiedades fisicoquímicas del compuesto, al igual que de factores propios del suelo como pH, contenido de agua en el suelo, textura, contenido de materia orgánica; así como de las condiciones meteorológicas, tales como la precipitación (Fernandes de Oliveira y Magno, 2011). Sin embargo, el movimiento de estas sustancias no se podría lograr sin su persistencia en el ambiente, misma que depende exclusivamente de los procesos de degradación que se llevan a cabo en el lugar donde se apliquen. Este procedimiento se realiza mediante la transformación de su estructura química, dando lugar a compuestos más simples, pero que no siempre resultan ser menos tóxicos. La modificación se efectúa mediante acciones abióticas (hidrólisis, fotólisis, reacciones redox) o bióticas (biodegradación). Esta última es la de mayor relevancia, debido a que en el suelo se encuentra un gran número de microorganismos como bacterias y hongos capaces de degradar diversos compuestos, aunque su actividad depende de algunas variables como el tipo de suelo, pH, contenido de agua y temperatura (Alfaro Portugez, 2013; Aparicio *et al.*, 2015; Fernandes de Oliveira y Magno, 2011).

En los últimos 20 años, la superficie que se tiene registrada para la agricultura en México es de 110 millones de hectáreas (datos actualizados a 2017, INEGI 2019), por lo que la aplicación de agroquímicos se favoreció, tan sólo en 2016 se utilizaron poco más de 47 mil toneladas en promedio de agroquímicos de acuerdo con datos reportados por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO por sus siglas en inglés) (FAO, 2019). Los estados de mayor consumo en el país son Campeche, Chiapas, Chihuahua, Michoacán, Nayarit Oaxaca, Puebla, Sinaloa, Tamaulipas y Veracruz (conforme a un comunicado de la Secretaría de Salud en 2012, Arellano y Rendón, 2016).

En la parte norte de la entidad, se encuentra la región hidrológica Tuxpan-Nautla y donde se localiza la subcuenca Río Tecolutla, que engloba al municipio del mismo nombre y por donde pasa el cauce del río que desemboca al Golfo de México (Ortiz López, 2013), por lo cual se genera un transporte de residuos agroquímicos, de tal forma que se puede acumular los utilizados en las partes altas y en las cercanías al cuerpo de agua, lo cual afecta al ecosistema y en específico a las especies acuáticas que ahí se desarrollan como cangrejo moro, cangrejo azul, robalo, truchas, mojarras, etc (López *et al.*, 2009), debido a que en esta área se encuentran los humedales, los cuales tiene entre su vegetación características a los manglares, mismos que ocupan estos organismos como zona de crianza por ser altamente productivo de nutrientes, además de brindar protección (Botello, Villanueva, Gutiérrez, y Rojas, 2010; López y Ezcurra, 2002).

Por lo tanto, es importante realizar estudios sobre los posibles impactos que se pueden llegar a presentar a las especies que ahí se desarrollan que son consideradas productivas, derivado del comportamiento que tienen este tipo de sustancias una vez incorporadas al ambiente, a fin de promover un manejo más adecuado, utilizando plaguicidas menos tóxicos o naturales. Para ello, se partió de localizar los agroquímicos presentes en la zona.



Para poder realizar el análisis de los posibles efectos a las especies en la parte baja de la Subcuenca, la investigación bibliográfica fue de vital importancia, ya que en México existen pocos datos o estudios que demuestren la regulación de agroquímicos.

Al respecto, Ordaz Guillén (2002) identifica los plaguicidas de mayor uso como el mancozeb, lucaflow, togar, manzate fungicida, faena (Glifosato) y tordón (Picloram y 2,4-D) en el municipio de Tecolutla, lo que genera un panorama amplio de estas sustancias en la región. De igual forma, Carrillo Morales (2016), identificó y georreferenció a través de un Sistema de Información Geográfica (SIG), los principales agroquímicos utilizados en la Subcuenca del Río Tecolutla (Glifosato, 2,4-D y picloram en sus diferentes mezclas), dentro de tres municipios: Gutiérrez Zamora, Papatla y Tecolutla. Por otro lado, Morales Rangel (2016) llevó a cabo un análisis sobre el comportamiento ambiental en suelos y cuerpos de agua en la parte baja de la Subcuenca Río Tecolutla (Río Chichicatzapan, Río Tecolutla y Estero La Victoria), por lo que realizó determinaciones en temporada de lluvias y secas de los agroquímicos identificados mediante encuestas. Para la temporada de lluvias se detectó picloram a concentraciones de 0.32 a 0.59 ppb y trazas para glifosato en el cuerpo de agua, mientras que para la época de secas, reporta 2,4-D desde concentraciones traza hasta 1.20 a 1.34 ppb; trazas para glifosato y hasta 41.20 ppb de AMPA. Por lo que a partir de este último estudio, Vázquez Sánchez (2016) desarrolló una prueba piloto donde determina la presencia de los herbicidas 2,4-D y picloram en el Estero La Victoria solamente para la temporada de lluvias, y encuentra la presencia de estas especies químicas, por debajo de 50 ppb para 2,4-D y de 0.39 a 0.54 ppb de picloram, justo en la conexión con el Río Tecolutla.

Por último, Rangel González (2017), realiza determinaciones de herbicidas en suelo y agua, pero en la parte alta de la Subcuenca, en el municipio de Papatla. Logró identificar en suelo la presencia de 2,4-D y glifosato junto con su producto de degradación AMPA para la época de secas, en cantidades máximas de 520.65  $\mu\text{g Kg}^{-1}$ , 383.22  $\mu\text{g Kg}^{-1}$  y 5 037.76  $\mu\text{g Kg}^{-1}$  respectivamente. Asimismo, reporta cantidades traza de glifosato y una máxima de 45.45 ppb de AMPA en lo que corresponde al Río Tecolutla para ambas temporadas de muestreo. Sin embargo, a pesar de tener conocimiento de la aplicación de picloram en la zona, sólo encontró cantidades traza, en la época de lluvias, en las muestras de agua, pero no así en las muestras de suelo.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

Para cumplir con los objetivos del presente estudio, se procedió a investigar en diversas fuentes bibliográficas la identificación de los herbicidas que se emplean en el municipio de interés y sus municipios aledaños; así como los posibles efectos a especies acuáticas de valor comercial, por parte de los herbicidas en cuestión, además se llevó a cabo trabajo de campo en la parte baja de la Subcuenca, específicamente en la localidad La Victoria, en donde se realizó muestreo de suelo, sedimento y agua, se analizaron los resultados y se compararon con estudios previos. Además del trabajo experimental, se elaboraron mapas temáticos mediante Sistemas de Información Geográfica.

Los muestreos se realizaron conforme a las Normas Oficiales Mexicanas y Normas Mexicanas.

- NOM-AA-104-1988. Plaguicidas-Determinación de residuos en agua. -Método de toma de muestras
- NMX-AA-014-1980. Cuerpos Receptores. -Muestreo
- NOM-AA-105-1988. Plaguicidas-Determinación de residuos en suelo. -Método de toma de muestras

Se realizaron dos muestreos a lo largo del año 2017 con el fin de obtener resultados representativos en temporada de lluvia (junio-octubre), y en temporada de secas (noviembre-mayo). El muestreo de agua correspondió al Estero La Victoria a lo largo de 14 km, a partir de la unión con el Río Tecolutla y hasta donde fue posible navegar. A partir de este punto, de forma sistemática se tomaron por duplicado 10 muestras de agua, un litro cada 1.5 km, y se muestrearon sedimentos, mediante una draga. El muestreo de suelos se llevó a cabo lo más cercano a los puntos de muestreo de agua (siempre y cuando se encontrarán accesibles), así como en los terrenos de los agricultores de la localidad La Victoria que se encuentra cercana al Estero.

El manejo de las muestras de agua se llevó a cabo en dos etapas: acondicionamiento de las muestras y determinación en Cromatografía Líquida de Alta Resolución (HPLC). Estos procedimientos se llevaron a cabo

para los tres herbicidas de mayor uso identificados en trabajos previos (2,4-D, picloram y glifosato). Un volumen de 50 mL de cada una de las muestras se centrifugó a 3200 rpm por 7 min, posteriormente se filtró mediante vacío a través de una membrana de nylon (0.45  $\mu\text{m}$ ), para eliminar impurezas.

Mientras tanto, para las muestras de suelo y sedimento se consideraron tres etapas, extracción, acondicionamiento de extractos y posteriormente el análisis en HPLC. Para la determinación se emplearon 5 g de suelo por cada muestra.

### 3 RESULTADOS

Se recolectaron en total 12 muestras, distribuidas a lo largo del área de estudio como se muestra en la Figura 1, de las cuales cuatro corresponden a los cultivos de la localidad (-1 a -4), mientras que las restantes abarcan los puntos cercanos a la toma de muestra de agua donde fue posible tener acceso desde el Estero.

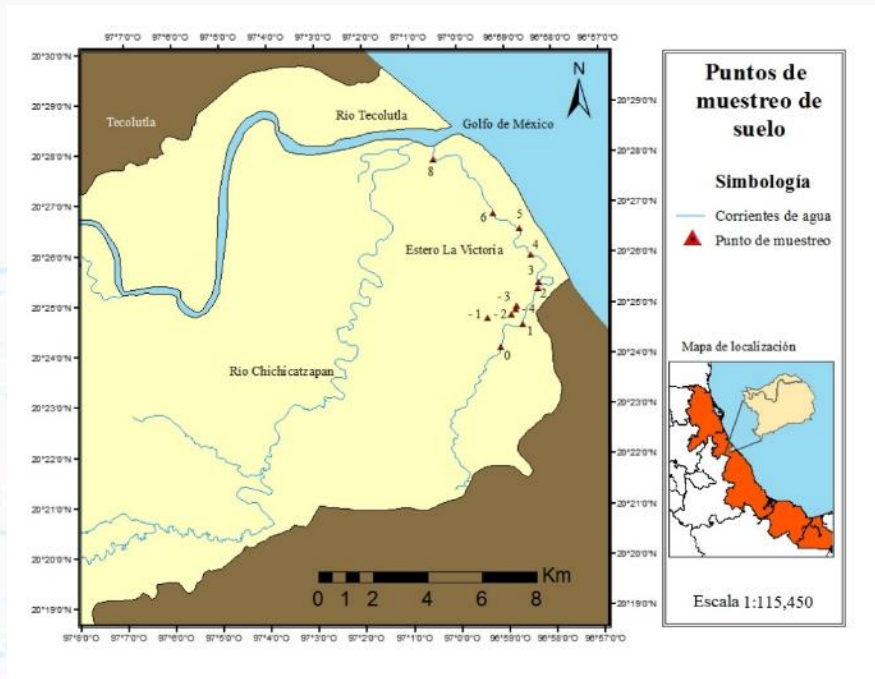


Figura 3. Localización de los puntos de muestreo de suelo.

Respecto a las determinaciones realizadas por HPLC, es necesario señalar que en el cromatograma correspondiente a picloram, a pesar de estar marcada la presencia del herbicida, debido a la existencia de interferencia por parte de diferentes picos (derivado de la presencia de otras sustancias ajenas a las de interés), no fue posible precisar la existencia contundente de este agroquímico para su cuantificación (Figura 2a). Respecto al 2,4-D y al glifosato, no se detectó señal alguna de estas sustancias en el tiempo estimado, cabe destacar que en la mayoría de los análisis para los dos agroquímicos, se observa la presencia en sus respectivos cromatogramas, picos con magnitudes significativas poco después de iniciar el tiempo de análisis (Figura 2b), lo anterior puede deberse a la presencia de diferentes agroquímicos o especies químicas con estructuras similares. El mismo comportamiento se observó en las muestras de sedimento analizadas.

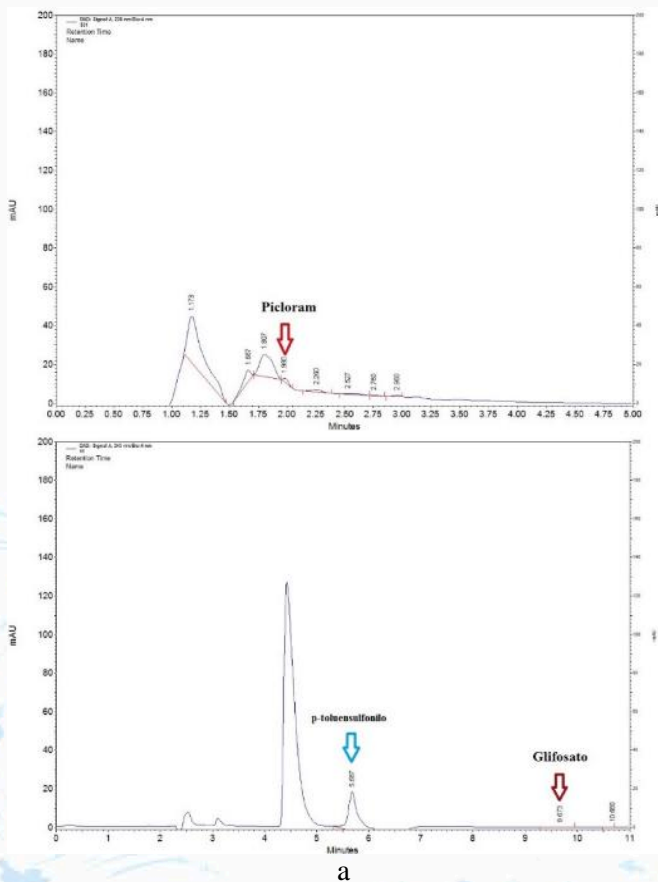


Figura 4. Perfiles cromatográficos de suelo en época de secas a) picloram, b) glifosato,

El cuerpo de agua en estudio fue el Estero La Victoria, donde se recolectaron un total de 10 muestras por duplicado (a excepción de la primera), para los periodos de secas y lluvias. Dentro del análisis desarrollado en el periodo correspondiente a la temporada de lluvias, se detectó picloram en tres muestras, correspondientes a los últimos puntos de muestreo, a concentraciones de 17 a 26 ppb (Figura 3).

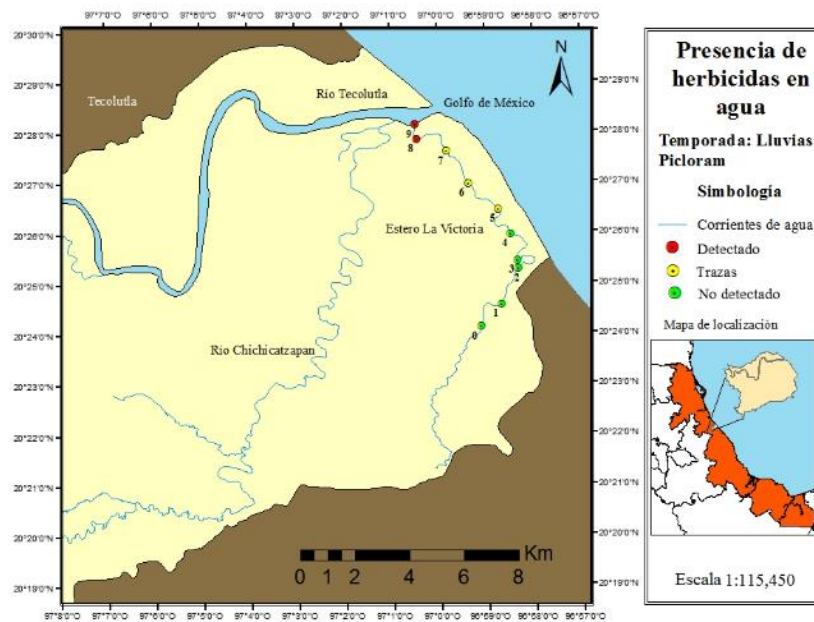


Figura 5. Distribución de concentraciones encontrada de picloram temporada lluvias.

En Canadá, se establece que, para evitar alteraciones significativas a la vida acuática, la concentración en la columna de agua para el picloram es de 29  $\mu\text{g L}^{-1}$  o bien, 29 ppb (CCME, 2014). En este sentido, de acuerdo a los valores reportados en el presente estudio, se observa que las concentraciones quedan por debajo del límite propuesto; sin embargo, a pesar de no ser rebasado, las cantidades de herbicida que se transportan hacia la conexión entre el Estero La Victoria y el Río Tecolutla, se han incrementado en los últimos años, como se muestra en el Cuadro 1, de modo que se eleva el riesgo de comprometer al ecosistema y a las actividades productivas que se desarrollan en este.

Cuadro 24. Concentraciones de picloram detectadas en el Estero La Victoria.

Referencia	Año de muestreo	Concentración en agua (ppb)
Morales (2016)	2015	0.59
		0.56
		0.57
		0.32
Vázquez (2016)	2016	0.54
		0.49
		0.39
Presente estudio	2017	22
		17
		26

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El herbicida picloram se encontró en los análisis llevados a cabo en el cuerpo de agua (Estero La Victoria), por lo que se debe tener especial cuidado al emplear este tipo de sustancias. La presencia de este herbicida en la parte baja de la Subcuenca, se puede deber a la gran solubilidad que tiene en el agua a temperatura ambiente ( $430 \text{ g mL}^{-1}$ ), y a su vida media promedio de 90 días (Alfaro Portugez, 2013). Por lo tanto, el transporte desde las partes altas se vio favorecido durante las lluvias, puesto que en la zona existe una precipitación anual de 1 400 a 1 600 mm (INEGI, 2009), o bien, se deba al arrastre de las partículas del suelo dado que en altos contenidos de materia orgánica y pH bajo, el picloram queda retenido.

La revisión bibliográfica sobre las consecuencias a la exposición de 2,4-D, picloram y glifosato, se realizó sobre especies que habitan el ecosistema. En este sentido, Montagna (2009), evaluó el efecto agudo del glifosato y el éster butílico del 2,4-D en el camarón *Palaemonetes argentinus*, donde encontró concentraciones letales medias ( $CL_{50}$ ). Al respecto, informa que con  $141 \text{ mg L}^{-1}$  y  $7.137 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente, se causó la muerte de los organismos expuestos. De igual forma, Estrada Jamillo (2012) valoró el efecto del glifosato en larvas de camarón *Litopenaeus vannaei*, y detectó que la exposición a  $0.5774 \text{ mL L}^{-1}$  del agroquímico, resulta letal.

Montagna y Collins (2004), informan que el cangrejo *Trichodactylus borellianus*, presenta cierta sensibilidad al herbicida glifosato con una  $CL_{50} = 0.134 \text{ mL L}^{-1}$ , de tal manera que interrumpió el crecimiento de la especie y causó la muerte de los individuos por la afectación del ciclo ecdisis o ciclo de muda. Posterior a esto, Montagna (2009) demostró síntomas similares para la misma especie de cangrejo y herbicida, pero con una mayor tolerancia en sujetos de prueba más desarrollados ( $CL_{50} = 138 \text{ mg L}^{-1}$ ); además de identificar que el éster butílico del 2,4-D, provoca la muerte cuando la especie se ve expuesta a una concentración de  $38.373 \text{ mg L}^{-1}$ .

Rodríguez *et al.* (1994) y Avigliano *et al.* (2018), llevaron a cabo investigaciones sobre la exposición de 2,4-D y glifosato en hembras adultas del cangrejo *Neohelice granulata* durante su periodo de reproducción. Ambos

estudios reportan la afectación del sistema reproductivo, puesto que dañó el crecimiento somático y el ovárico, pero a diferentes concentraciones, para 2,4-D fue de 50 mg L<sup>-1</sup>, mientras que para glifosato fueron 0.02, 0.2 y 1 mg L<sup>-1</sup>, lo que indica una mayor sensibilidad a este herbicida por parte de esta especie.

Ayoola (2008), examinó la toxicidad de glifosato en tilapias del Nilo juveniles (*Oreochromis niloticus*) y reportó que a partir de una concentración letal media (CL<sub>50</sub> = 1.05 mg L<sup>-1</sup>), se observaron efectos como la hiperplasia (incremento) de células lamelares en branquias; necrosis de hepatocitos o espogiosis neuronal. Estrada Jamillo (2012), reportó que los alevines de tilapia roja (*Oreochromis* sp) mueren al ser expuestos a una concentración de 0.985 mg L<sup>-1</sup> del herbicida glifosato, debido a esto, el glifosato resulta ser altamente tóxico para las tilapias (del Nilo y rojas), y por tal motivo, se debe reducir o sustituir su uso cerca de los cuerpos de agua.

Por otro lado, Botelho *et al.*, (2009), evaluaron la sensibilidad de alevines de *Oreochromis niloticus*; utilizaron diferentes herbicidas, entre los cuales se encontraba una mezcla de 2,4-D + picloram. Al respecto, registraron la disminución de los individuos en 17.4 % al aplicar 1.28 mg L<sup>-1</sup> y 0.34 mg L<sup>-1</sup> respectivamente. Posterior a ello, investigaciones desarrolladas por Botelho *et al.*, (2012), evaluaron que a una concentración de 4.4 mg L<sup>-1</sup> de picloram (CL<sub>50</sub>), se causan efectos similares en la carpa *Ctenopharyngodon idella*. Por lo tanto, se podría inferir que en el Estero La Victoria, pase una situación similar y se produzca una disminución de las especies juveniles de *Oreochromis niloticus* y *Ctenopharyngodon idella*, como resultado de las concentraciones encontradas en el presente trabajo del herbicida picloram; a pesar de ello, se requiere realizar un estudio de los organismos en el cuerpo de agua, a fin de evaluar su estado de salud y probar esta teoría.

Los efectos son diferentes de una especie a otra en función del agroquímico y la cantidad utilizada, sin embargo, se llega a la misma conclusión de que los herbicidas utilizados en cultivos próximos a cuerpos de agua o en zonas altas de la Subcuenca, comprometen a los organismos acuáticos. Por los datos presentados anteriormente, resulta importante señalar que el incremento de estas sustancias en la columna de agua afectará a la población dedicada a la pesca, no sólo económicamente, sino en el sustento para sus familias, ya que gran parte de los pescadores utilizan lo recolectado para alimentarse (INAFED, 1999).

La detección de picloram en agua, específicamente en la zona de unión entre el estero La Victoria y el río Tecolutla, indica que probablemente la sustancia ha sido transportada desde las partes altas de la cuenca por medio de la escorrentía hasta su incorporación al cuerpo de agua. De acuerdo con los resultados obtenidos, el estero La Victoria contribuye a la depuración del agua que proviene de los campos agrícolas, donde mayormente se aplica el herbicida glifosato, en esta depuración intervienen factores fisicoquímicos y biológicos, entre los biológicos es de gran importancia la biodegradación por los microorganismos, pero también este plaguicida puede incorporarse por diferentes mecanismos a la fauna del ecosistema causando daños a largo plazo, por lo que resulta conveniente extender los estudios al análisis de bioacumulación en la cadena trófica. Además de ello, para el cuidado de esta área, se tendrían que desarrollar estrategias que permitan el reemplazo de estos agroquímicos por plaguicidas menos tóxicos o naturales, así como evaluar si la presencia de plaguicidas en los cuerpos de agua tiene efectos significativos sobre la pesca.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Al Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CIEMAD), Dra. María Yolanda Leonor Ordaz Guillen (Proyectos SIP 20181982 y 20196421). Así como a la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (ENCB), especialmente al laboratorio de Bioingeniería, Dra. Nora Ruiz Ordaz; y a la Central de Instrumentación de Espectroscopía, Dra. Fortunata Santoyo Tepole.

## 6. LITERATURA CITADA

-Alfaro Portugez, R. (2013). *Herbicidas Asociados a la Caña de Azúcar y su Potencial de Contaminación del Medio Ambiente*. Liga Agrícola Industrial de la Caña de Azúcar (LAICA), Departamento de Investigación y Extensión de la Caña de Azúcar (DIECA). Recuperado el 06 de abril de 2017, de <http://www.laica.co.cr/biblioteca2/verSubcategoria.do?p=1&c=443&s=2884>.

- Aparicio, V., De Gerónimo, E., Hernández Guijarro, K., Pérez, D., Portocarrero, R., & Vidal, C. (2015). *Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires: Ediciones INTA. Recuperado el 06 de abril de 2017, de [https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta\\_plaguicidas\\_agregados\\_al\\_suelo\\_2015.pdf](https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_plaguicidas_agregados_al_suelo_2015.pdf).
- Arellano-Aguilar, O., & Redón von Osten, J. (2016). *La huella de los plaguicidas en México*. Greenpace, Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado el 15 de abril de 2017, de [https://greenpeace.mx/comidasana/wp-content/uploads/2016/06/Plaguicidas\\_en\\_agua\\_ok\\_EM.pdf](https://greenpeace.mx/comidasana/wp-content/uploads/2016/06/Plaguicidas_en_agua_ok_EM.pdf).
- Avigliano, L., Canosa, I. S., Medesani, D. A., & Rodríguez, E. M. (enero de 2018). Effects of Glyphosate on Somatic and Ovarian Growth in the Estuarine Crab *Neohelice granulata*, During the Pre-Reproductive Period. *Water Air Soil Pollut*, 229(44). doi:10.1007/s11270-018-3698-0.
- Ayoola, S. O. (diciembre de 2008). Toxicity of glyphosate herbicide on Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) juvenile. *African Journal of Agricultural Research*, 3(12), 825-834. Recuperado el 07 de noviembre de 2018, de [http://www.academicjournals.org/app/webroot/article/article1380968357\\_Ayoola.pdf](http://www.academicjournals.org/app/webroot/article/article1380968357_Ayoola.pdf).
- Botelho, R. G., Santos, J. B., Oliveira, T. A., Braga, R. R., & Byrro, E. C. (2009). Toxicidade Aguda de Herbicide a Tilápia (*Oreochromis niloticus*). *Planta Daninha, Vicosa-MG*, 27(3), 621-626. doi:10.1590/S0100-83582009000300024
- Botelho, R. G., dos Santos, J. B., Fernandes, K. M., & Neves, C. A. (2012). Effects of atrazine and picloram on grass carp: acute toxicity and histological assessment. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 94(1), 121-127. doi:10.1080/02772248.2011.633915
- Botello, A., Villanueva-Fragoso, S., Gutiérrez, J., & Rojas Galaviz, J. L. (2010). *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático* (Segunda ed.). Campeche, México: SEMARNAT-INE, UNAM-ICMyL, Universidad Autónoma de Campeche. Recuperado el 19 de abril de 2017, de <https://www.cakex.org/sites/default/files/documents/Vulnerabilidad%20de%20las%20zonas%20costeras%20mexicanas%20ante%20el%20cambio%20clima%CC%81tico.pdf>
- Carrillo Morales, C. I. (2016). *Uso de herbicidas y su distribución espacial en la Subcuenca Río Tecolutla. (Municipios. Tecolutla, Gutiérrez Zamora y Papantla)*. (Tesis de maestría). Centro interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo-Instituto Politécnico Nacional, Ciudad de México. Recuperado el 06 de mayo de 2017, de <https://tesis.ipn.mx/handle/123456789/18480?show=full>
- Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente (CCME). (2014). *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Recuperado el 10 de noviembre de 2018, de [https://www.ccme.ca/en/resources/canadian\\_environmental\\_quality\\_guidelines/](https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/)
- Ceccon, E. (Julio-Septiembre de 2008). La revolución verde: tragedia de dos actos. *Ciencias* (91), 20-29. Recuperado el 1 de Abril de 2017, de <http://www.revistaciencias.unam.mx/images/stories/Articles/91/02/La%20revolucion%20verde%20tragedia%20en%20dos%20actos.pdf>
- Estrada Jamillo, G. E. (2012). *Determinación del límite de tolerancia media ltm del glifosato en larvas de camarón *Litopenaeus vannamei* y alevines de tilapia roja *Oreochromis sp.** (Tesis de pregrado). UTMACH, Unidad Académica de Ciencias Agropecuarias, Machala, Ecuador. Recuperado el 14 de noviembre de 2018, de <http://repositorio.utmachala.edu.ec/handle/48000/1898>.
- Fernandes de Oliveira, M., & Magno Brighenti, A. (2011). Comportamento dos Herbicidas no Ambiente. En R. S. Oliveira (Ed.), *Biologia e Manejo de Plantas Daninhas* (págs. 263-304). Recuperado el 22 de abril de 2017, de <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/45455/1/Comportamento-herbicidas.pdf>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2019). *Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la Agricultura*. Recuperado el 06 de mayo de 2017, de FAOSTAT: <http://www.fao.org/faostat/es/#compare>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tecolutla, Veracruz de Ignacio de la Llave*. México. Recuperado el 29 de abril de 2017, de [http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos\\_geograficos/30/30158.pdf](http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/30/30158.pdf)
- Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (INAFED). (1999). *Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México*. Recuperado el 04 de mayo de 2017, de Estado de Veracruz de la Llave. Tecolutla: <http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM30veracruz/municipios/30158a.html>.

- López Portillo, J., & Ezcurra, E. (2002). Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques*, 8, 27-51. doi:10.21829/myb.2002.801290
- López Portillo, J., Lara Domínguez, A. L., Ávila Ángeles, A., & Vázquez Lule, A. D. (2009). *Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México. Recuperado el 05 de noviembre de 2018, de [http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/caracterizacion/GM55\\_Tecolutla\\_caracterizacion.pdf](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/manglares/doctos/caracterizacion/GM55_Tecolutla_caracterizacion.pdf).
- Monquero, P. A., Amaral, L. R., Binha, D. P., Silva, A. C., & Silva, P. V. (2008). Potencial de lixiviação de herbicidas no solo submetidos a diferentes simulações de precipitação. *Planta Daninha*, 26(2), 403-409. doi:10.1590/S0100-83582008000200017
- Montagna, M., & Collins, P. (2004). Efecto de un Formulado Comercial del Herbicida Glifosato sobre el Cangrejo *Trichodactylus Borellianus* (Crustacea, Decapoda: Branquiura). *FABICIB*, 8, 227-234. doi:10.14409/fabicib.v8i1.750
- Morales Rangel, A. I. (2016). *Análisis del comportamiento ambiental de los herbicidas de mayor uso en la Subcuenca Río Tecolutla, Veracruz. Caso de estudio: Municipios de Tecolutla y Gutiérrez Zamora*. (Tesis de maestría). Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Instituto Politécnico Nacional, Ciudad de México. Recuperado el 15 de abril de 2017, de <http://tesis.ipn.mx:8080/xmlui/handle/123456789/18470>.
- Moreno-Casasola, P. (Noviembre de 2015). *Desarrollo de estrategias de adaptación al cambio climático en municipios vulnerables del Golfo de México*. Recuperado el 16 de noviembre de 2018, de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/300230/CGACC\\_2015\\_Desarrollo\\_de\\_estrategias\\_de\\_adaptacion\\_al\\_cambio\\_climatico\\_en\\_municipios\\_vulnerables\\_del\\_Golfo\\_de\\_Mexico\\_Parte2.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/300230/CGACC_2015_Desarrollo_de_estrategias_de_adaptacion_al_cambio_climatico_en_municipios_vulnerables_del_Golfo_de_Mexico_Parte2.pdf).
- Ordaz Guillén, Y. (2002). *Biodegradación de Tordon (2,4-D y Picloram) mezcla comercial de dos de los principales herbicidas utilizados en la Subcuenca Tecolutla en Veracruz, México*. (Tesis Doctoral). Instituto Politécnico Nacional.
- Ortiz López, D. A. (Julio de 2013). *Diagnóstico del Impacto del ecoturismo sobre los manglares del municipio de Tecolutla, Veracruz*. Universidad Veracruzana. Facultad de Ingeniería Química. Recuperado el 19 de febrero de 2017, de <http://cdigital.uv.mx/handle/123456789/42258>
- Rangel González, P. E. (2017). *Determinación de herbicidas en las matrices ambientales: suelo y agua, en Papantla, Veracruz*. (Tesis de Maestría). Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Instituto Politécnico Nacional. Recuperado el 11 de noviembre de 2017, de <http://tesis.ipn.mx/handle/123456789/22893>
- Rodríguez, E. M., Schuldt, M., & Romano, L. (octubre de 1994). Chronic hispathological effects of paration and 2,4-D on female gonads of *Chasmagnathus granulata* (decapoda, brachyura). *Food and Chemical Toxicology*, 32(9), 811-818. doi:10.1016/0278-6915(94)90157-0
- Sánchez Martín, M. J., & Sánchez Camazano, M. (1984). *Los plaguicidas. Adsorción y evolución en el suelo*. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología. Salamanca: Temas de divulgación. Recuperado el 28 de marzo de 2017, de <http://digital.csic.es/handle/10261/12919>
- Tu, M., Hurd, C., & Randall, J. M. (2001). Chapter 6-General Properties of Herbicides. En *Weed Control Methods Handbool: Tools and Techniques for Use in Natural Areas*. The Nature Conservancy. Obtenido de <https://www.invasive.org/gist/products/handbook/methods-handbook.pdf>
- Vázquez Sánchez, M. G. (2017). *Herbicidas en el Estero La Victoria en Tecolutla, Veracruz*. Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología. Instituto Politécnico Nacional, Ciudad de México

**ID-376: ANÁLISIS DE LA GENERACIÓN DE GEI EN LA CUENCA DEL RÍO  
BOGOTÁ, COLOMBIA Y UN PANORAMA COMPARATIVO ENTRE LAS CUENCAS DE LAS  
CAPITALES DE MÉXICO, PERÚ Y COLOMBIA**

Diana Lucia Cristancho Montenegro\_Autor1

Jessica Estefanía Rojas Bernal\_Autor2, Juliana Bohórquez Mesa\_Autor3, Sandra Mejia\_Autor4

Dirección email\_1: dcristancho@ucentral.edu.co

Dirección email\_2: jrojasb4@ucentral.edu.co

Dirección email\_3: jbohorquezm1@ucentral.edu.co

Dirección email\_4: smejjah@ucentral.edu.co@ucentral.edu.co

## **RESUMEN**

El estudio consiste en una revisión sistemática, analizando la influencia de las actividades económicas, Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR's), sus procesos, factores climáticos (Temperatura y Precipitación), y su impacto en la emisión de Gases Efecto Invernadero (GEI) de las Cuencas de Valle de México (México), Río Rímac (Perú) y Río Bogotá (Colombia). Debido a que la principal contaminación de las cuencas está dada por descargas de aguas residuales, se han implementado las PTAR's para su mitigación. Sin embargo, el estudio del IDEAM estima que el 5% de los (GEI) son producto del funcionamiento de estas. Los resultados de esta investigación se presentan con datos vigentes aplicando la metodología del IPCC de 2006, en el tema de GEI para el caso de la Cuenca del río Bogotá, la mayor generación de GEI son CH<sub>4</sub> con 82,163 % y N<sub>2</sub>O con 76,059 %. De la Cuenca del Río Bogotá, la cuenca media reporta mayor impacto, así: tratamiento mixto 45,1% con mayor influencia al cambio climático, actividades económicas industria con alto impacto con un 70,17%, factores climáticos con bajas temperaturas y precipitación media generando alta concentración de GEI. De las Cuencas de Valle de México, la cuenca baja reporta mayor impacto, así: tratamiento aerobio 62,11%, actividades económicas comercio con un 56,10%, factores climáticos con una preferencia de temperatura y precipitaciones altas. De la Cuenca del Río Rímac en Perú, la cuenca media reporta mayor impacto, así: tratamiento Mixto 49,4%, actividades económicas comercio con un 59,2%, factores climáticos con precipitaciones y temperaturas altas. La validación de los datos anteriores, se confirmaron con el Inventario Nacional de GEI reportados de cada país, evidenciando que el tratamiento, actividad y clima son factores en la generación de GEI. Por último, se encontró que las enfermedades más recurrentes por emisión de GEI son los accidentes cardiovasculares.

**Palabras clave:** Contaminación, Gases Efecto Invernadero, Cuenca, Plantas de tratamiento de Aguas Residuales



## **INTRODUCCIÓN**

La calidad del recurso hídrico hoy en día, es un factor de gran importancia para la conservación de los ecosistemas, así como para el desarrollo de la vida, las actividades antropológicas necesarias para el desarrollo de la humanidad, han generado una gran problemática ambiental respecto a la contaminación de los cuerpos de agua receptoras y en la calidad del aire que afecta de alguna manera la calidad de los ecosistemas y de la vida de las comunidades. Para (SUNASS, 2017), “La descarga directa sin tratamiento previo de las aguas residuales en los cuerpos receptores es uno de los principales factores de contaminación no solo de los diversos ecosistemas existentes sino, de las actuales fuentes de agua, lo que amenaza la sostenibilidad del recurso y pone en riesgo la salud de la población. Sumando a la enorme cantidad de gases de invernadero que se emiten a la atmósfera, y el problema que esto supone para el medio ambiente se hace necesario tomar medidas para su reducción”. Las cuencas presentan la mayoría condiciones desfavorables con relación a la calidad de agua, por lo tanto, como parte de un intento por mejorar la calidad del agua y conservación de la cuenca, se han implementado planes de saneamiento como PTAR’s, éstas se encuentran distribuidas en la cuenca. El aumento de la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) despierta un creciente interés en el sector del agua, debido al impacto del cambio climático sobre la disponibilidad del recurso hídrico en algunas áreas. (Delgado, Poussade, & Aguiló, 2014). En cuanto a la meteorología de las PTAR’s, (Lizarazo Becerra & Orjuela Gutiérrez, 2013) afirman que “la temperatura del agua residual es mayor que la del agua potable, esta varía entre 10 y 20 °C, debido a que se añade calor al agua en los sistemas de plomería de las edificaciones lo que genera gran cantidad de gases a la atmósfera”.

De acuerdo a las investigaciones de caso, estudios de impacto ambientales, entre otras investigaciones como por ejemplo las realizadas por (Parra Z., Apaza M., & Agramont A., 2010) afirman que “en general las PTAR’s producen la mayor cantidad de gases de CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> las cuales corresponden a las fuentes más importantes de emisión de GEI”, por lo anterior, es trascendental tener en cuenta que al realizar el proceso de tratamiento a las aguas residuales se generan emisiones de GEI, que en una u otra medida influyen en el cambio climático y las condiciones ambientales, por tanto, es necesario realizar el análisis del estado actual de las PTAR’s de las cuencas de estudio y su posible impacto ambiental por esta generación de gases, respondiendo al objetivo principal presente en la investigación que es “Realizar un análisis multidimensional de los procesos de tratamiento de aguas residuales municipales aplicables en los países en desarrollo, considerando los factores climáticos y meteorológicos.” Los objetivos se enfocaron en: Actualización, localización y complemento del diagnóstico del estado actual de las PTAR’s de la Cuenca del Río Bogotá, análogamente, realizando comparativos de PTAR’s de la Cuenca de Valle de México (México) y Cuenca del Río Rímac (Perú). Posteriormente, se depuró y clasificó de la información recolectada. Por último,

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Para el desarrollo del siguiente trabajo se tiene en cuenta una metodología sistemática, por consiguiente, se realiza

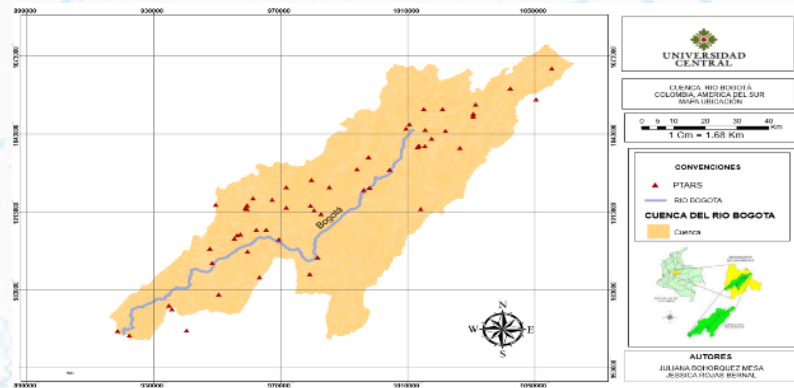
1. Actualización, localización y complemento del diagnóstico del estado actual de las PTAR's de la Cuenca del Río Bogotá, análogamente, realizando comparativos de PTAR's de la Cuenca de Valle de México (México) y Cuenca del Río Rímac (Perú).

La Cuenca del río Bogotá se localiza en el departamento de Cundinamarca (Colombia), tiene una superficie total de 589.143 Ha que corresponden a cerca del 32% del total de la superficie departamental. (CAR, 2006). A la fecha esta cuenca cuenta con 63 PTAR's. Según (Rodríguez Tapia & Morales Novelo, 2013) La Cuenca de Valle de México se ubica dentro de tres entidades federativas: México, Hidalgo y Tlaxcala, considerando 85 municipios con una superficie de 9738 km<sup>2</sup>. Según (SEDEMA, 2015) actualmente la cuenca cuenta con 227 PTAR's. La Cuenca del Río Rímac se localiza en la vertiente del Pacífico, enmarcándose en las provincias de Lima, Huarochirí y Yauli, presentando un área de 3503,95 km<sup>2</sup> de la cual 2302 km<sup>2</sup> corresponden a la cuenca húmeda (Astorayme, Gutiérrez, García, Oscar, & Suarez, 2016). Según (Observatorio Del Agua Chillón Rímac Lurín, 2017) Actualmente la cuenca cuenta con 77 PTAR's.

2. Depuración y clasificación de la información recolectada

Con base en la información anterior y como objetivo de esta investigación, se identificó, en la figura 1, figura 2 y figura 3, la localización de las PTAR's a lo largo de las Cuencas, teniendo en cuenta, la disponibilidad de información (estado actual, población, tipo de sistema, caudal de tratamiento y parámetros fisicoquímicos)

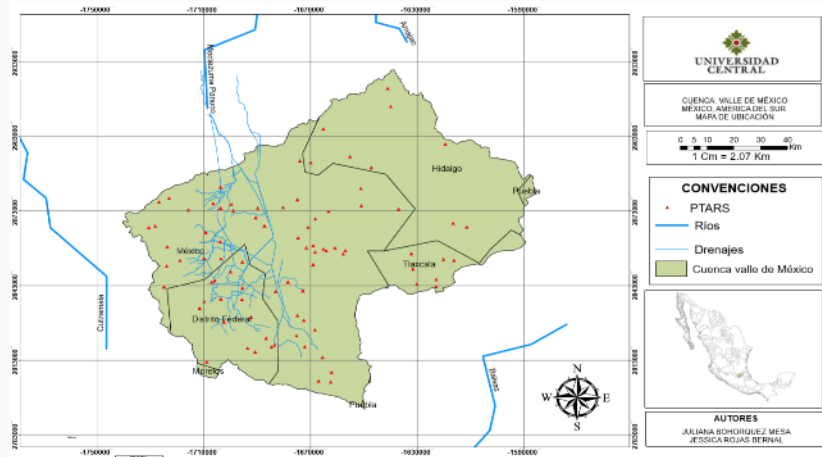
**Figura 1. Inventario de PTAR's en la cuenca del Río Bogotá**



Fuente: (USTA, 2017)

Se identificó según los datos de los entes de control, que un 45,1% las PTAR' tienen tratamiento Mixto, el 39,2% con tratamiento Aerobio y el 15,6% tratamiento Anaerobio. Según el IDEAM, se tiene que la temperatura media anual de la cuenca, la cual se encuentra entre los 12,8°C y 27,8°C y sus precipitaciones son de 599 mm y 1700mm anuales. Su población es de 1'297.752 Habitantes; y presenta un acumulado de actividad económica de industria 70,17%, Agricultura 16,68% y Comercio 13,15%. (CAR, 2012)

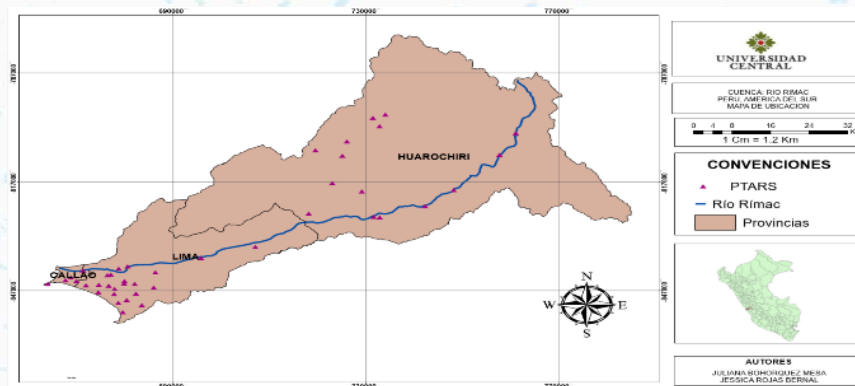
**Figura 2. Inventario de PTAR's en la cuenca de Valle de México**



**Fuente:** (CONAGUA, 2015)

En la figura 2, se presentan 227 PTAR's existentes a lo largo de la cuenca, en base al compendio Federal y CONAGUA, de las cuales se encontraron que un 62,11% tiene tratamiento Aerobio, un 22,02% tratamiento Mixto y un 11,89% tratamiento Anaerobio. La temperatura promedio más alta en la Cuenca de Valle de México es de 24.5 °C, la precipitación promedio más alta de esta, es de 1600 mm. Y el acumulado de la actividad económica es Industria con 17,82%, Agricultura 26,07% y Comercio 56,10% (SEDEMA, 2015)

**Figura 3. Inventario de PTAR's en la cuenca del Río Rímac**



**Fuente:** (Observatorio Del Agua Chillón Rímac Lurín, 2017)

En la figura 3, presenta la ubicación de 77 PTAR's a lo largo de la cuenca de estudio, en base al diagnóstico de la SUNASS, se encuentra, un 49,4% de tratamiento Mixto, un 42,8% de tratamiento Aerobio y un 7,8% de tratamiento Anaerobio. La temperatura promedio en la cuenca presenta un 14,24 °C y 19,42 °C, precipitaciones promedio de 826,7 mm. Y un acumulado de las actividades económicas como Industria con un 14,3%, Agricultura 22,4% y Comercio 59,2%.

3. Análisis de los factores Climatológicos y meteorológicos influyentes en los procesos desarrollados en las PTAR's de las Cuencas y las emisiones de GEI

Mediante artículos de revisión, Inventarios Nacionales de cada país y Factores Climáticos (precipitación y temperatura) se identifican así las emisiones de GEI que mayor impacto generan al ambiente. Cabe resaltar que las aguas residuales pueden ser una fuente de metano (CH<sub>4</sub>), pero para el caso de las emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) procedentes de las aguas residuales no se consideran en las Directrices del IPCC porque son de origen biogénico, es decir que forma parte de los sistemas de los organismos vivos y hace parte fundamental para su desarrollo, por ende, no deben incorporarse en un consolidado de emisiones (CAR, 2006)

## RESULTADOS

### 1. Evaluación actividad económica, cantidad de PTAR's y tipos de sistemas de tratamiento en cada Cuenca

#### a. COLOMBIA

Colombia es uno de los países con mayor número de recursos hídricos en el mundo como Macizo Colombiano, existen 583 en 235 municipio, con una construcción de lagunas de estabilización mixto (44%), sistemas de aireación extendida aerobia (9.4%) y filtros biológicos aerobios (7%), esto según el (DNP, 2002)

**Figura 4.** Inventario de PTAR's por departamento, Colombia.



Fuente: (SUPERSERVICIOS, 2017)

La figura 4, se identifica que Cundinamarca es el departamento con mayor cantidad de PTAR's, con un total de 137; seguido por Antioquia, con 90; Boyacá, con 39; Cauca, con 37; y Tolima, con 36. (SUPERSERVICIOS, 2017)

Inventario nacional de emisión de GEI: (IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERIA, 2015) comprende el cálculo de emisiones antropogénicas y de absorción por sumideros de los GEI de cinco categorías definidas por el IPCC, Según el inventario nacional en relación con las actividades económicas; Colombia reporta 44% de emisión por Energía, 5% de emisión por procesos industriales, 43% de emisión por agricultura, silvicultura, uso del suelo y 8% de emisión por residuos, esta última se divide en dos categorías: Tratamiento y eliminación de aguas residuales con 39.10%, eliminación de residuos y otros con 60.90%, respecto al total del porcentaje

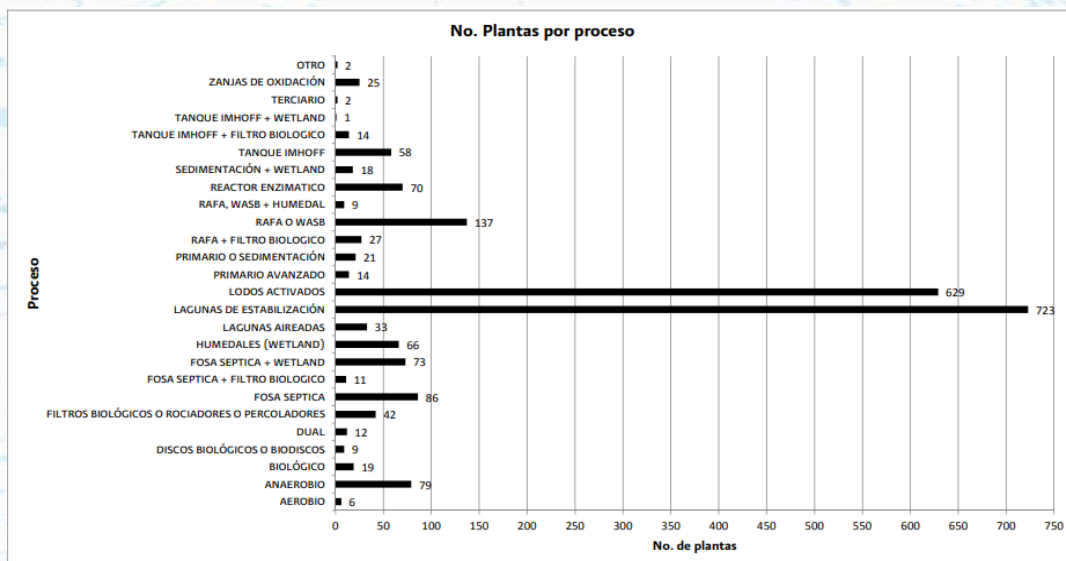
anterior. Teniendo en cuenta esta última actividad la emisión total de GEI por el tratamiento y eliminación de aguas residuales en el inventario nacional es de 1.96%.

**b. MÉXICO:**

Los ríos y arroyos más importantes que bajan de las sierras son los que escurren de la porción occidental de la cuenca, destacando por su caudal los ríos Magdalena, de la Piedad como río de estudio en la cuenca (ubicado en Ciudad de México y recibe sus aguas de los ríos Tacubaya y Becerra), Remedios y Cuautitlán. Como se mencionó, estos ríos, incluyendo otros de menor importancia, depositan sus aguas en la parte baja de la cuenca y antiguamente, junto con los manantiales característicos del sur de la cuenca, formaban una serie de lagos: Chalco, Xochimilco, Texcoco, Xaltocán y Zumpango. La intervención del hombre alteró el régimen hidrológico de la cuenca, a tal punto que varios ríos se han entubado en su parte baja y son conducidos artificialmente, y los manantiales se han utilizado para abastecer de agua a la Ciudad de México. (Carrillo, 2009). En la Cuenca del Valle de México el Sistema Cutzamala aporta el 17% del abastecimiento para todos los usos, calculado en 88 m<sup>3</sup>/s, que se complementa con el Sistema Lerma (5%), con la extracción de agua subterránea (68%), con ríos y manantiales (3%) y reúso del agua (7%) (SEDEMA, 2015) .

Según (CONAGUA, 2015) existen 2477 PTAR's en el país, 244 en Ciudad de México de los cuales, el tratamiento secundario presenta el mayor flujo con 82% del agua residual tratada, el tratamiento primario ocupa apenas el 10%, mientras que sólo el 8% de las aguas residuales se les da un tratamiento terciario, esto según reporta. (CONAGUA, 2015). En la figura 5, se menciona los diferentes tipos de tratamientos existentes.

**Figura 5.** Número de PTAR's y tipo de proceso. México.



Fuente: (CONAGUA, 2015)

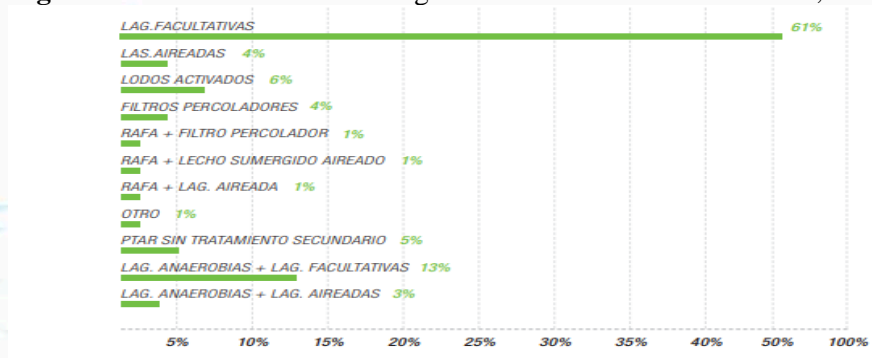
Inventario nacional de emisión de GEI: Según (SEMARNAT, INECC, 2018) en relación con las actividades económicas; México reporta 71.11% de emisión por Energía, 7.74% de emisión por procesos industriales, 14.59% de emisión por agricultura, silvicultura, uso del suelo y 5% de emisión por residuos, esta última se divide en dos categorías: 1) Tratamiento y eliminación de aguas residuales con 49% 2) eliminación de residuos

y otros con 51%, respecto al total del porcentaje anterior; Teniendo en cuenta esta última actividad, la emisión total de GEI por el tratamiento y eliminación de aguas residuales en el inventario nacional es de un 3.21%.

### c. PERÚ

Cuenta con 4 cuencas hidrográficas, 2 de las cuales son pequeñas cuencas costeras que vierten sus aguas al océano Pacífico. Las otras dos son la cuenca del Amazonas, y la cuenca endorreica del lago Titicaca. Además del Río Rímac y Río Santa, como cuencas más grandes de Perú. (MAR, ANA, 2016)). Existen 253 localidades del ámbito de las EPS, 89 no cuentan con tratamiento de aguas residuales, por lo que el agua residual cruda de estas localidades se vierte directamente a los ríos, mares, pampas o drenes, en las 164 localidades restantes, todas o parte de las aguas residuales vertidas al alcantarillado son conducidas hacia una PTAR, en la siguiente figura se describe los tipos de tratamiento utilizados en Perú. (SUNASS, 2017)

**Figura 6.** Distribución de tecnologías de tratamiento en las PTAR's, Perú



Fuente: (SUNASS, GTZ/PROAGUA, 2008)

En la figura 6 se evidencia que la tecnología de tratamiento secundario que más se aplica es del tipo lagunas: anaerobias, facultativas y aireadas representan el 75% de las PTAR en el Perú, en forma individual o en combinación. También se cuenta con tecnología de lodos activados en las variedades de flujo continuo y SBR, lechos fijos sumergidos, filtros percoladores y reactores anaerobios tipo RAFA. (SUNASS, 2017)

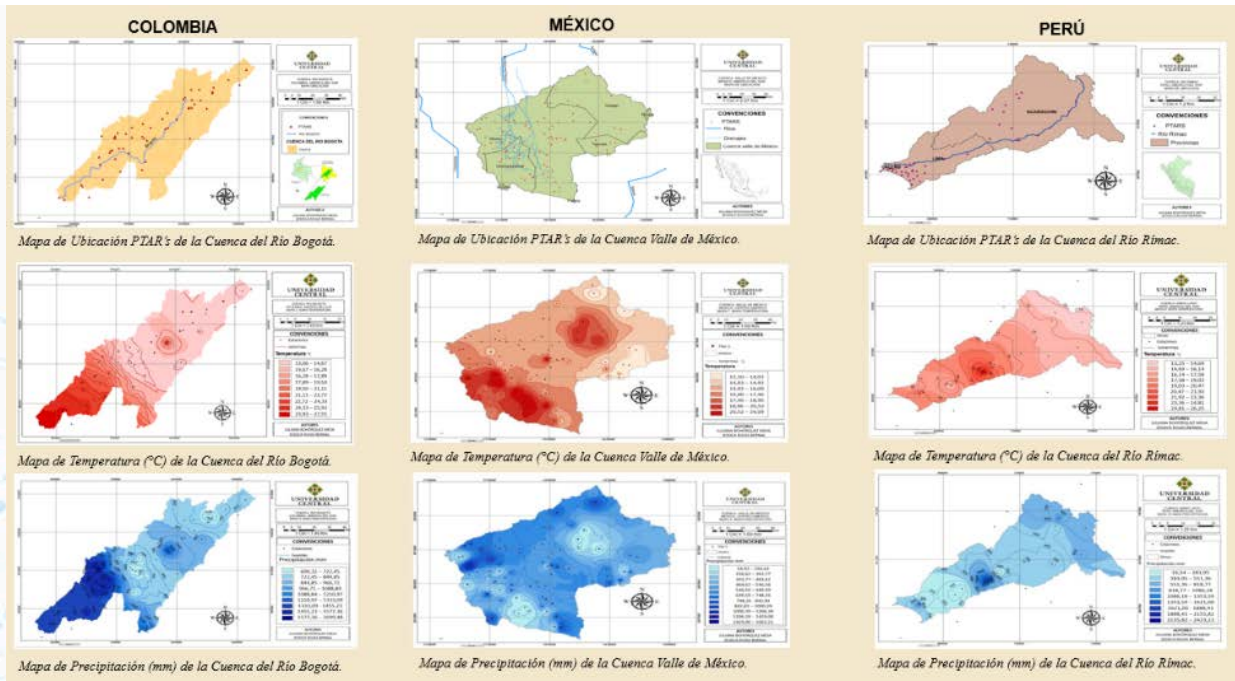
Inventario nacional de emisión de GEI: Según (MinAmbiente, 2016) en relación con las actividades económicas; Perú reporta 26% de emisión por Energía, 3% de emisión por procesos industriales, 66% de emisión por agricultura, silvicultura, uso del suelo y 5% de emisión por residuos, esta última se divide en dos categorías: 1) Tratamiento y eliminación de aguas residuales con 15,80% 2) eliminación de residuos y otros con 84,20%, respecto al total del porcentaje anterior; Teniendo en cuenta esta última actividad la emisión total de GEI por el tratamiento y eliminación de aguas residuales en el inventario nacional es de 0,79%.

### 2. Evaluación con los Factores Climáticos de las Cuencas de estudio

Los factores climáticos y meteorológicos influyen directamente en la calidad del agua, emisión de GEI y el comportamiento de las PTAR's, debido a que las condiciones de precipitación y temperaturas altas, presentando mayor incidencia en la generación de GEI, donde, las cuencas más afectadas por estas emisiones son la cuenca media en la cuenca del río Bogotá, la cuenca baja en la del valle de México y la cuenca media en la del Río

Rímac, de las cuales en su mayoría corresponden al tratamiento mixto, debido a que los gases no logran dispersarse totalmente en la atmósfera, se presentan en la Figura 7.

**Figura 7.** Ubicación PTAR'S, temperatura y precipitación por cuencas



Fuente: Autor, (IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERIA, 2015) (SEMARNAT, INECC, 2018) (MAR, ANA, 2016)

En la emisión de GEI por actividad económica, se resaltaron los sectores de Agricultura, Ganadería e Industria, en las plantas de la cuenca media las cuales son las que más producen GEI, con un 68.24 %, seguido de las PTAR's de la cuenca alta con 17.51% de la agricultura y finalmente la cuenca baja con 14.25% del turismo. Teniendo en cuenta la metodología utilizada y el filtro de selección, se generan dos tipos de gases de larga permanencia en la atmósfera: CH<sub>4</sub> y NO<sub>2</sub>, de los cuales indican que el CH<sub>4</sub> es el gas que puede generar un mayor impacto ambiental en la cuenca del Río Bogotá, debida a la concentración de población, PTAR's en operación y como actividad económica la ganadería, agricultura e industrial.

En cuanto a GEI, se identificó que el GEI de mayor impacto es el metano CH<sub>4</sub> en los tres tipos de tratamiento de las Cuencas, esto es debido a la producción de materia orgánica degradada y a la exposición de oxígeno disuelto. Como lo confirma, (Nolasco, 2010): *“Esta última característica se ve condicionada por el diseño y mecanismos de aireación (naturales o forzados) que posea la unidad de tratamiento, y en cuanto al N<sub>2</sub>O, puede generarse como subproducto durante los procesos de nitrificación/desnitrificación en plantas de tratamiento o en cursos de agua donde el efluente es crudo o parcialmente tratado es descargado. La generación de este ocurre principalmente durante los procesos metabólicos llevados a cabo por bacterias autótrofas que oxidan el amoníaco y bacterias heterótrofas que transforman nitratos en gas nitrógeno”*.

Los gases emitidos por las actividades económicas más representativas de México, Perú y Colombia, de las cuales se puede observar que en los tres países los gases de mayor generación son el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), seguido del metano (CH<sub>4</sub>), Óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) y los CFC's, tal como se indica en la Figura 8.

**Figura 8.** Identificación de GEI generados por las actividades económicas en los países en desarrollo.

Lugar	Colombia (C. de río Bogotá)	México (C. de Valle de México)	Perú (C. de Río Rímac)
Gases Emitidos	Ozono, aerosoles ácidos, material particulado y monóxido de carbono afectados por la temperatura, humedad relativa y luz solar, metano, óxido nitroso, Colombia emite: 3,66 tCO <sub>2</sub> eq per cápita/año con el 62,6% de emisión en el país.	Monóxido de carbono (CO: 33 mill ton; 70% del total), compuestos orgánicos volátiles (COV: 6,03 mill ton; 13%), óxido de nitrógeno (Nox: 3,2 mill ton; 7%) y bióxido de azufre (SO <sub>2</sub> : 2,2 mill ton; 5%). El resto de los contaminantes poseen un porcentaje igual o menor al 2%.	Emisión de 171.310 Giga gramos de dióxido de Carbono, metano, óxidos de nitrógeno, 35% tala indiscriminada, el transporte vehicular y la generación eléctrica, pasó al 20% del total de emisiones

Fuentes: Autores. (OMS, 2018)

Las posibles afectaciones a la salud más representativas para Colombia son enfermedades cardiopatías isquémicas y accidentes cerebrovasculares con un 58% y 18% respectivamente. Por otro lado, para México se identifica cardiopatías isquémicas y accidentes cerebrovasculares con un 40% y 3% respectivamente y para Perú cardiopatías isquémicas y accidentes cerebrovasculares con un 10% y 28,6% respectivamente.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

- Para la **Cuenca del Río Bogotá (Colombia)** se encontró que los registros de precipitación y temperaturas son altos, presentándose mayor incidencia en la generación de GEI, además las actividades económicas de agricultura, ganadería e industria generan mayor emisión de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O con un 68,24%. El CH<sub>4</sub> es el gas que genera mayor impacto ambiental en la **cuenca media**, debido a los asentamientos humanos propios de la cercanía a la Capital del país, PTAR's en operación y actividades económicas mencionadas. El análisis de dispersión muestra que la concentración de los GEI se encuentra en la cuenca media, por en parte producto de las precipitaciones y temperaturas medias observadas, sin embargo, prevalece la influencia de las actividades económicas y la densidad poblacional en la concentración de este tipo de gases.
- Para la **Cuenca del Valle de México (México)**, se encontró que el proceso más utilizado en las PTAR's es el aerobio con lodos activados. En la **cuenca baja**, se registran altas temperaturas y altas precipitaciones focalizadas en diferentes puntos de la cuenca, así mismo, se tiene una gran actividad económica (Industria y Comercio) y se reporta alta concentración de población por su proximidad a la Capital del país, lo cual genera un alto impacto ambiental que puede generar un mayor calentamiento que podría alterar los recursos naturales y la calidad del aire.
- Para la **Cuenca del Río Rímac (Perú)**, se encontró que el proceso más utilizado en las PTAR's es el mixto con lagunas facultativas. En la **cuenca media**, los registros de precipitación y temperaturas son los más altos, e inciden en gran medida en la generación de GEI debido a que retardan el proceso de dispersión y liberación en la atmósfera. Así mismo, el desarrollo de actividades económicas como el comercio, lo cual se debe mayormente a la movilidad por intercambio comercial y los asentamientos humanos.



De acuerdo con el estudio es posible deducir que la mayor concentración de GEI ocurre en la cuenca de estudio de México, en la cual se observó el mayor calentamiento de la superficie terrestre y número de población. Adicionalmente, este estudio logró identificar posibles afectaciones en la salud y se encontró que como consecuencia de las emisiones de GEI, las afectaciones más representativas a la población son los accidentes cardiovasculares.

## 6.LITERATURA CITADA

- Astorayme, M. A., Gutiérrez, R. R., García, J., O. F., & Suarez, W. (2016). *DOWNSCALING TEMPORAL DE UN MODELO HIDROLOGICO A PASO DIARIO ADECUADO EN LA CUENCA DEL RÍMAC, PERÚ*. Lima.
- CAR. (2012). *Plan de Gestión Ambiental Regional PGAR 2012-2023*. Bogotá.
- CAR, C. A. (2006). *PLAN DE ORDENACIÓN Y MANEJO DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO BOGOTÁ*. Bogotá D.C.
- CONAGUA. (2015). *INVENTARIO NACIONAL DE PLANTAS MUNICIPALES DE POTABILIZACION Y TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN OPERACION*. CDMX.
- Delgado, L., Poussade, Y., & Aguiló, P. (2014). Huella de Carbono de la Regeneracion de Agua Carbon Footprint of Water Reclamation. *Aguasresiduales.info*, págs. 1-11.
- DNP. (15 de Julio de 2002). *CONPES*. Obtenido de ACCIONES PRIORITARIAS Y LINEAMIENTOS PARA LA FORMULACION DEL PLAN NACIONAL DE MANEJO DE AGUAS RESIDUALES: <http://www.minvivienda.gov.co/conpesagua/3177%20-%202002.pdf>
- IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERIA. (2015). *Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (GEI) Colombia*. Bogotá.
- Lizarazo Becerra, J. M., & Orjuela Gutiérrez, M. I. (2013). *SISTEMAS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN COLOMBIA*. Bogotá, Cundinamarca, Colombia.
- MAR, ANA. (2016). *PRIORIZACION DE CUENCAS PARA LA GESTION DE LOS RECURSOS HIDRICOS*. Perú.
- MinAmbiente. (2016). Tercera Comunicación Nacional del Perú a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climatico., (pág. 329). Perú.
- Nolasco, D. A. (2010). Desarrollo de proyectos MDL en Plantas de tratamiento de aguas residuales. *BID*.
- Observatorio Del Agua Chillón Rímac Lurín. (2017). *Análisis Geoespacial de Canales de Riego en relación a las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTARs) y Áreas Verdes en el ámbito de Lima Metropolitana*. Lima.
- OMS. (2018). *CAMBIO CLIMATICO Y SUS EFECTOS EN LA SALUD*. DSPMADSS.
- Parra Z., R., Apaza M., G., & Agramont A., A. (2010). ESTIMACION DE FACTORES DE EMISION DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES. *REVISTA BOLIVIANA DE QUIMICA*, 27(2), 81-88.
- Rodriguez Tapia, L., & Morales Novelo, J. A. (2013). Integración de un sistema de cuentas económicas e hídricas en la Cuenca del Valle de México. *Revista Internacional de Estadísticas y Geografía*, 72-89.
- SEDEMA. (2015). *Reporte de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Ciudad de México*. CDMX.
- SEMARNAT, INECC. (2018). *INVENTARIO NACIONAL DE EMISIONES DE GASES Y COMPUESTOS DE EFECTO INVERNADERO 1990-2015 INEGYCEI*. CDMX.
- SUNASS. (2017). Diagnóstico de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales en el Ámbito de Operación de las Entidades Prestadoras de Servicios de Saneamiento”. *Tratamiento y Reúso de Aguas Residuales*. Perú.

SUNASS, GTZ/PROAGUA. (2008). *diagnostico situacional de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en las EPS del Perú y propuestas de solucion*. Perú.

SUPERSERVICIOS. (2017). *Estudio Sectorial de los servicios públicos domiciliarios de Acueducto y Alcantarillado*. Bogotá.

USTA. (2017). Municipios de la cuenca del río Bogotá siguen sin cumplir la norma. *EL BUSCADOR* , pág. 18.

## **ID-382: ACTIVIDADES E IMPACTOS IDENTIFICADOS EN LA MICROCUENCA SANTA CATARINA, SANTA ROSA JÁUREGUI, QUERÉTARO.**

Jacqueline TREJO-SÁNCHEZ<sup>1</sup>, René Fernando TOBAR-DÍAZ<sup>2</sup>, Enrique Arturo CANTORAL-URIZA<sup>3</sup>

<sup>1,3</sup> Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Juriquilla. Boulevard Juriquilla 3001, 76230, Juriquilla, Querétaro, Querétaro, México, email: [jacquelinetrejo@ciencias.unam.mx](mailto:jacquelinetrejo@ciencias.unam.mx); email: [cantoral@ciencias.unam.mx](mailto:cantoral@ciencias.unam.mx)

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Querétaro, Campus Aeropuerto. Carr. a Chichimequillas S/N, Ejido Bolaños, 76140, Santiago de Querétaro, Querétaro, México, email: [rene.tobar@uaq.mx](mailto:rene.tobar@uaq.mx)

### **RESUMEN**

En el estado de Querétaro, un claro ejemplo del impacto de la expansión urbana y sus efectos ambientales es la Microcuenca Santa Catarina, ubicada al norte del municipio de Querétaro, uno de los municipios con la tasa más alta de crecimiento urbano en el estado. Derivado de lo anterior, la Presa Santa Catarina, cuerpo de agua más importante en la microcuenca, sufre de serios problemas de contaminación y se ha caracterizado como un embalse eutrofizado debido a descargas mal tratadas de aguas residuales domésticas e industriales, residuos sólidos y por contaminación difusa derivada del uso de agroquímicos en zonas de cultivo de la microcuenca, favoreciendo el crecimiento masivo de las algas (bloom) y, por lo tanto, afectando a otros en la presa. Por esta razón, en el presente trabajo se retomó la mortandad de peces en la Presa Santa Catarina en octubre de 2013 coincidente con la presencia de crecimientos algales, específicamente de cianobacterias. Se usaron imágenes satelitales Landsat 7 para detectar la presencia de algas en el cuerpo de agua en fechas identificadas de su presencia, buscando complementar la información obtenida en esas fechas, esto mediante la estimación del Índice de Vegetación Diferencial Normalizado (NDVI siglas en inglés), composición a falso color y cociente de bandas para reflectancia de la clorofila *a* (infrarrojo), principal pigmento de las cianobacterias. Se obtuvo que el bloom abarcaba el 39.44% de la Presa Santa Catarina para el 10 de octubre de 2013, sin embargo, habrá que realizarse el mismo procedimiento en una línea temporal para determinar la evolución de las características del mismo, así como complementarlo con parámetros espectrales cuantitativos para clorofila *a*.

**Palabras clave:** zonas urbanas, eutrofización, FANs, cianobacterias, teledetección, Landsat

### **1 INTRODUCCIÓN**

En los últimos años se ha visto que la expansión de las zonas urbanas generalmente se da de forma descontrolada, trayendo consigo problemáticas ambientales como la contaminación del agua en el sitio donde se encuentran y en sus alrededores. Una de las principales consecuencias de la descarga de aguas residuales urbanas, agrícolas e industriales y de las escorrentías de zonas de cultivo aledañas a zonas urbanas (debido al uso excesivo de fertilizantes compuestos principalmente de nitrato, amonio y fosfato), es la aceleración del proceso de eutrofización de los cuerpos de agua. La eutrofización es el proceso de enriquecimiento de nutrientes de un cuerpo de agua, es decir, el sistema pasa a otro nivel trófico más alto, deteriorando la calidad del mismo (*GEOHAB, 2006*). Los nutrientes que influyen principalmente en este proceso son el nitrógeno y el fósforo (fosfatos).

Lo anterior conlleva al rompimiento del equilibrio ecológico del ecosistema acuático, provocando el acelerado crecimiento de un determinado grupo de organismos, propiciando la dominancia de los mismos, tal es el caso de los blooms o Florecimientos Algales Nocivos (FANs), lo cual permite que las algas y el fitoplancton sean de los principales indicadores del estado de eutrofización de un embalse (*Tresscott, 2012*). Es de suma importancia

monitorear integralmente problemas como los FANs, ya que han aumentado su frecuencia a nivel mundial (Stumpf *et al.*, 2005).

Desde los años 70's y 80's, como complemento de los datos obtenidos con trabajo de campo *in situ*, se comenzaron a utilizar herramientas de percepción remota con imágenes satelitales para el monitoreo de la calidad del agua y los FANs (Sharma *et al.*, 2015), ello a través de parámetros relacionados con las propiedades ópticas del agua y la clorofila *a* (Membrillo, 2015). La clorofila *a* es de los principales pigmentos de las algas y cianobacterias, y provoca cambios en el color del agua (en su reflectancia espectral) y cuenta con dos bandas de absorción (azul y rojo) (400-600 nm) (Membrillo, 2015). Los cuerpos de agua con fitoplancton generalmente tienen un pico de reflectancia entre los 690 y 700 nm (Membrillo, 2015), permitiendo que los FANs puedan ser detectados utilizando longitudes de onda del infrarrojo cercano de los sensores remotos, proporcionando información sobre su ubicación geográfica, su extensión en tiempo real (Sharma *et al.*, 2015) y sus características. Es por ello que ha aumentado el interés en utilizar la teledetección en los programas de monitoreo de FANs y calidad de agua, principalmente con sensores como TM, AVIRIS y los de teledetección hiperespectral (Sharma *et al.*, 2015), sin embargo, el MODIS ha demostrado ser el más eficiente para este tipo de trabajos.

La expansión urbana de la Zona Metropolitana de Querétaro (ZMQ), ha traído consigo problemáticas ambientales a la Microcuenca Santa Catarina, tales como la presión sobre los ecosistemas conservados de la zona (Zona sujeta a conservación ecológica “Zona Occidental de Microcuencas”, Zona de preservación ecológica de centro de población y subcategoría de parque periurbano “Cerro Grande” y la Zona de preservación ecológica de centro de población y subcategoría de parque periurbano “Sierra de Raspiño”) y la contaminación de la Presa Santa Catarina (el cuerpo de agua más importante para la microcuenca y de los almacenamientos para la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago (Pineda *et al.*, 2000)), ubicada al norte del municipio de Querétaro, para la cual se han reportado descargas mal tratadas o sin tratar de aguas residuales domésticas e industriales y residuos sólidos.

En octubre de 2013, en la Presa Santa Catarina, embalse con comportamiento eutrófico, se presentó una mortandad de peces y algunas aves debido a la falta de oxígeno como consecuencia de la presencia de crecimientos algales de especies pertenecientes al género *Anabaena*. A pesar de lo anterior, hay muy pocos estudios relacionados a la problemática existente en la presa en relación a los FANs, lo cual es de suma importancia ya que es un embalse con concesión de riego y acuicultura y es utilizado para actividades recreativas. El objetivo del presente trabajo fue detectar y digitalizar a partir del procesamiento de imágenes satelitales el bloom de cianobacterias de 2013, para determinar el porcentaje de área de la presa que ocupó y duración y así poder complementar la información obtenida de la caracterización físico-química y biológica del bloom obtenida por Pineda *et al.*, 2013.

## **2 MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Sitio de estudio**

La Presa de Santa Catarina se encuentra dentro de la Microcuenca Santa Catarina, perteneciente a la delegación de Santa Rosa Jáuregui del municipio de Santiago de Querétaro, Querétaro en los límites con el estado de Guanajuato (figura 1). Pertenece a las provincias fisiográficas de la Mesa del Centro y el Eje Neovolcánico (la mayor parte), específicamente en la subprovincia de las Llanuras y Sierra de Querétaro e Hidalgo y la mayor parte presenta clima seco de tipo semiseco, subtipo semiseco templado con lluvias en verano.

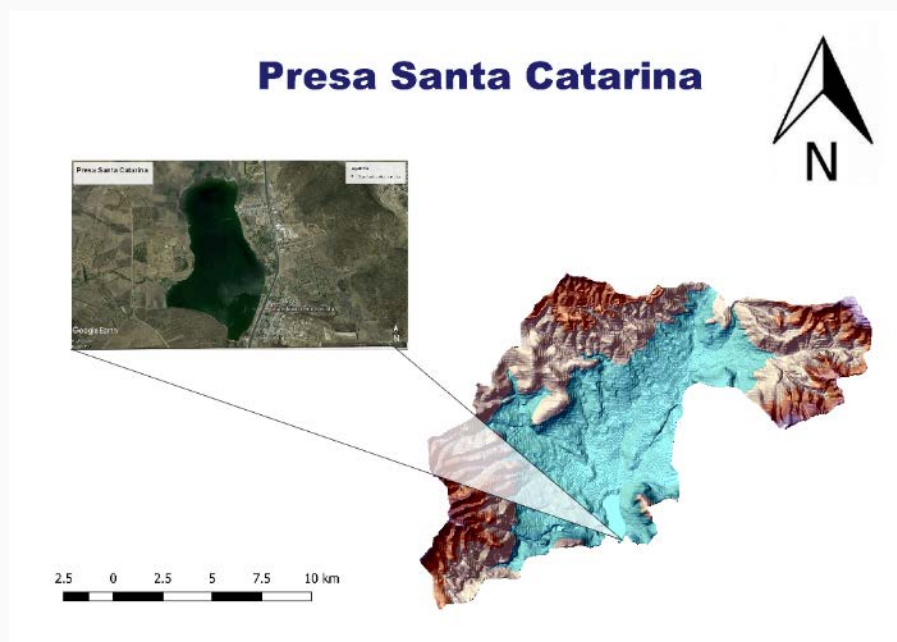


Figura 1. Ubicación de la Presa Santa Catarina dentro de la Microcuenca Santa Catarina (Realizado por Jacqueline Trejo con base en imagen Landsat 7).

Esta microcuenca se encuentra dentro de la región hidrológica RH12 del río Lerma–Chapala-Santiago, en la cuenca del río Laja (H) y subcuenca del río Apaseo (d), sus principales corrientes son El Macho, La Pileta y Pie de Gallo (figura 2).

Los escurrimientos en esta zona son escasos. La Presa de Santa Catarina es de las principales zonas de almacenamiento de esta región hidrológica y tiene una capacidad de 9,600,000 m<sup>3</sup> (Pineda et al., 2000) y se utiliza principalmente para riego de zonas de cultivo, ganado y pesca de mojarras.

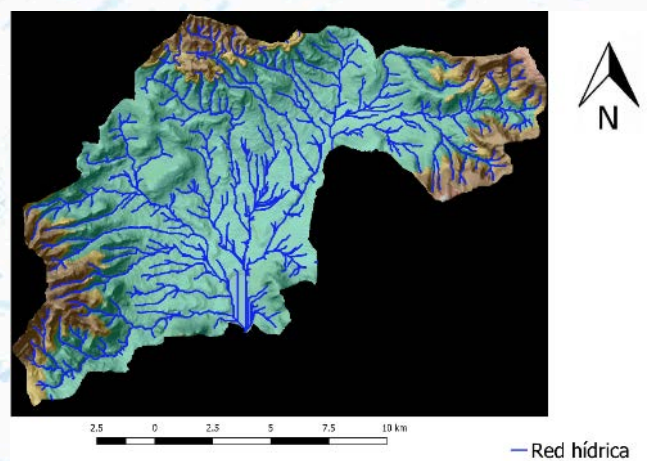


Figura 2. Red hídrica de la Microcuenca Santa Catarina (Realizado por Jacqueline Trejo con base en imagen Landsat 7).

### Realce espectral: cociente de bandas e índices

Se utilizaron imágenes satelitales del 10 de octubre de 2013, pertenecientes a la zona de estudio y provenientes del sensor ETM+ del satélite Landsat 7, el cual opera con 8 bandas espectrales y una resolución espacial de 30m. Fueron adquiridas del sitio oficial del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS), a las cuales se le hicieron correcciones por llenado de vacíos (gap filling), ya que este sensor presenta una falla llamada Scan Line Corrector-off desde 2003.

Los mapas ráster fueron procesados a través de programas de Sistemas de Información Geográfica, donde se procedió a realizar una corrección atmosférica. Para la obtención de la respuesta espectral del bloom de cianobacterias se realizó la metodología acorde a *Membrillo, 2015*, realizando una composición a falso color RGB-(ETM+) 432 y un cociente de banda (ETM4/ETM3). De manera complementaria se calculó el Índice de Vegetación Diferencial Normalizado (NDVI) (figura 3):

$$NDVI = \frac{\text{Infrarrojo cercano} - \text{Rojo visible}}{\text{Infrarrojo cercano} + \text{Rojo visible}}$$

Figura 3. Fórmula utilizada para cálculo del NDVI.

Las imágenes resultantes fueron utilizadas para delimitar la superficie del embalse y del polígono con respuesta espectral de la clorofila *a* perteneciente al bloom de cianobacterias, de los cuales se obtuvo el porcentaje de área del embalse que ocupaba el FAN.

### 3 RESULTADOS

La figura 4 muestra la delimitación de la Presa Santa Catarina y del bloom de cianobacteria detectado en octubre del 2013, de lo cual se obtuvo que el crecimiento abarcaba el 39.44% de la superficie de la presa, con un área de 0.7 km<sup>2</sup>.

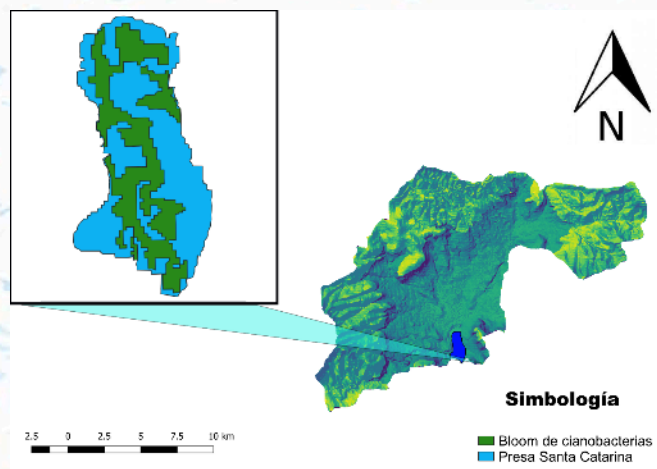


Figura 4. Digitalización del bloom de cianobacterias de octubre de 2013, el cual se muestra en color verde (Realizado por Jacqueline Trejo con base en imagen Landsat 7 del 10 de octubre de 2013).

Mediante la utilización de las bandas 2, 3 y 4 pertenecientes a los 0.52-0.60  $\mu\text{m}$ , 0.63-0.69  $\mu\text{m}$  y 0.76-0.90  $\mu\text{m}$ , se obtuvieron las imágenes que muestra la figura 5, las cuales son resultantes del realce espectral con composición a falso color, cociente de banda y NDVI:

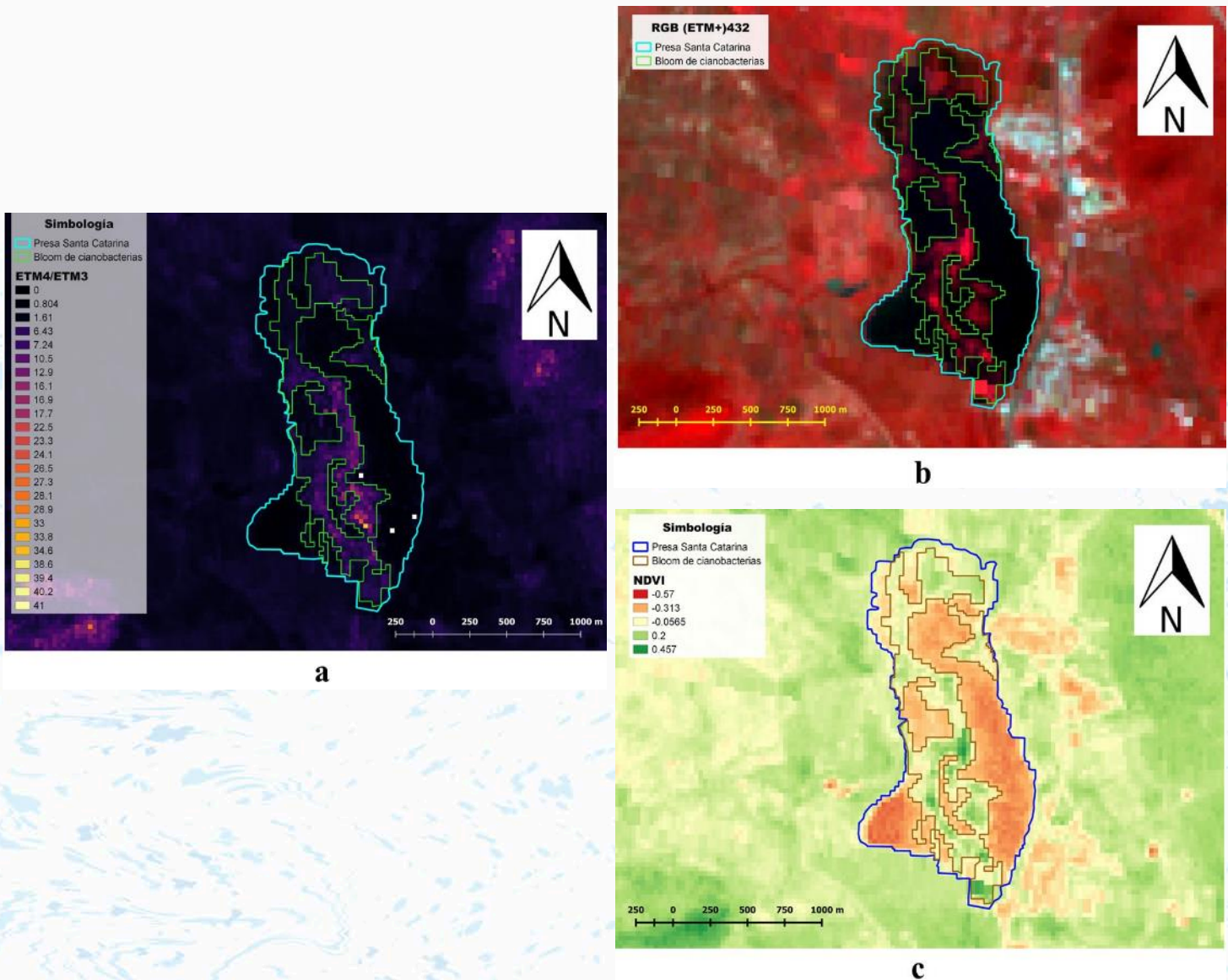


Figura 5. Imágenes obtenidas a partir del realce espectral. a) Cociente de bandas ETM4/ETM3; b) Composición a falso color RGB 432; c) Índice de Vegetación Diferencial Normalizado (NDVI) (Realizado por Jacqueline Trejo con base en imagen Landsat 7 del 10 de octubre de 2013).

En la figura 5 se puede observar que la respuesta espectral del crecimiento de cianobacterias se da en la misma posición en los 3 realces espectrales; en colores rosas y morado claro en el cociente de bandas (figura 5 a), colores rojos en la composición RGB 432 (figura 5 b) y finalmente en el NDVI con colores verdes y crema (figura 5 c).

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las imágenes obtenidas en el presente trabajo permitieron verificar la presencia del bloom días antes del reporte de la mortandad de peces, el cual se hizo días después (aproximadamente entre el 15 y el 17 de octubre de 2013), lo cual complementa los datos de laboratorio para la identificación del grupo taxonómico que realizaron *Pineda et al., 2013*, donde se identificó que la especie causante fue la cianobacteria *Anabaena spiroides*, información de suma importancia ya que, a pesar de que las técnicas de teledetección permiten tener una mayor cobertura de las áreas de estudio con grandes extensiones (*Membrillo, 2015*), están limitadas en la identificación de los grupos taxonómicos de los florecimientos, debido a la amplia variedad de grupos algales existentes, dentro de los cuales también cambian los tipos de pigmentos que contienen (*Schalles, 2006*). Por lo tanto, podemos comprobar el potencial de integrar los datos *in situ* con sensores remotos, específicamente el ETM+, como herramienta para el monitoreo de la Presa Santa Catarina en temas de Florecimientos Algales Nocivos (*Bonansea et al., 2014*).

También se pudo observar que el mayor crecimiento algal se encontraba en la mitad sur de la presa, pegado a la cortina, coincidente con el reporte de *Pineda et al., 2013*, donde se reportó que había concentraciones de algas color verde en la cortina de la presa. En imágenes satelitales del 18 de octubre de 2013 aún se podían percibir los crecimientos algales, fecha para la cual los datos de campo aún reportaban altas concentraciones de algas microscopias manifestadas con natas color verde sobre la columna de agua (*Pineda et al., 2013*), sin embargo, no pudieron ser utilizadas por los altos niveles de nubosidad en ellas. Este trabajo deberá ser complementado con modelos para percepción remota de clorofila *a*, ya que la mayoría de los trabajos que utilizan teledetección para detección de blooms utilizan los resultados para realizar cuantificaciones a través de los modelos (*Stumpf et al., 2005*), además de realizar un análisis temporal para encontrar la duración del bloom.

La microcuenca de Santa Catarina es un área importante para el ciclo hidrológico del municipio de Querétaro, por lo tanto, es de suma importancia preservar y manejar ambientalmente este territorio, el cual ya comienza a sufrir una gran presión debido a la expansión de la mancha urbana del municipio de Querétaro, siendo la presencia de Florecimientos Algales Nocivos en la Presa Santa Catarina la expresión de ello, demostrando que los efectos causados por externalidades en una cuenca se dispersan a lo largo de ella, es decir, lo que ocurre aguas arriba siempre tiene algún efecto aguas abajo, trayendo consigo consecuencias ambientales y socioeconómicas (*Pineda et al., 2007*), principalmente en los cuerpos de agua donde convergen todos los escurrimientos de la microcuenca, ya que reciben todos los materiales de la misma, los cuales influyen en las características fisicoquímicas y biológicas de estos reservorios de agua; asimismo, es claro que la Presa Santa Catarina es un embalse donde el proceso de eutrofización es acelerado por actividades antropogénicas, como se ha visto en cuencas donde existen asentamientos humanos y es acelerado el proceso de eutrofización en un periodo corto (*Membrillo, 2015*).

Es por lo anterior que se tendría que proponer un plan integral de manejo de la microcuenca, donde además de incluir aspectos socioeconómicos de los asentamientos humanos dentro de la microcuenca, también se incluyan los estudios de monitoreo constante de calidad de agua en la presa propuestos por *Pineda et al., 2013*, complementados con técnicas de teledetección y modelos de percepción remota diseñados para turbidez, sólidos disueltos y concentración de clorofila *a* y que estén basados en los Índices de Estado Trófico para su correcta correlación.



## 5. AGRADECIMIENTOS

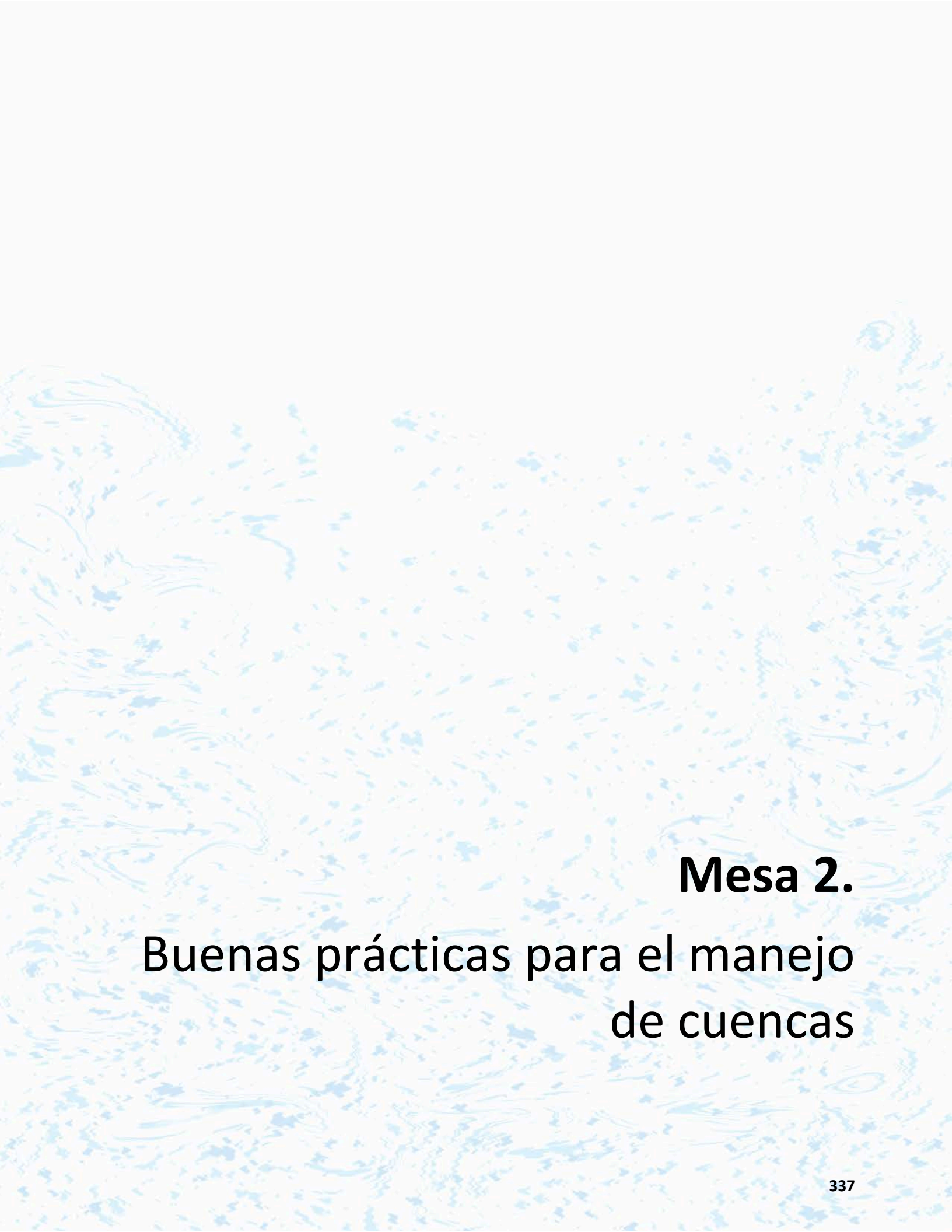
Agradeciendo al Dr. Raúl Pineda López de la Universidad Autónoma de Querétaro por proporcionarnos información bibliográfica de la Microcuenca de Santa Catarina, así como el informe escrito “Análisis del evento de contaminación en la Presa Santa Catarina, Querétaro”, el cual corresponde al análisis de la mortandad de peces en la presa en octubre de 2013, permitiendo de esta forma pudiéramos constatar la información obtenida en el presente trabajo.

A la Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación de la Facultad de Ciencias - Juriquilla por financiar mi asistencia al 1er Congreso Latinoamericano y V Congreso Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas.

A la DGAPA de la Universidad Nacional Autónoma de México por su apoyo a través del proyecto PAPIIT-DGAPA IN 226019 para la realización de estudios complementarios en la Presa Santa Catarina

## 6. LITERATURA CITADA

- Bonanseña, M., Bazán, R., Pagot, M., Pinotti, L., Ledesma, C., & Rodríguez, C. (2014). Utilización de imágenes Aster y Landsat para el monitoreo de la concentración de clorofila a en el embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *Biología Acuática* (30), 69-77.
- GEOHAB, 2006. *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, Harmful Algal Blooms in Eutrophic Systems*. P. Glibert (ed.). IOC and SCOR, Paris and Baltimore, 74 pp.
- Pineda López, R., Díaz Pereira, A., Ramírez Labastida, B., & Cantoral Uriza, E. A. (2013). Análisis del evento de contaminación en la presa Santa Catarina, Querétaro. Santiago de Querétaro: Lab-Calaguas. Universidad Autónoma de Querétaro.
- Pineda López, R., Domínguez Cortazar, M.A., Quintanar Quintanar, E., Gilio Medina, M., Roitman Genoud, P., Fonseca Tapia, A.L., García Franco, M., Briceño, M., Vázquez Sánchez, G. & Rickards Guevara, J. (2007). Hacia una gestión integrada de cuencas en el estado de Querétaro, México. En H. Cotler, El manejo integral de cuencas en México. Estudios y reflexiones para orientar la política ambiental (págs. 313-338). Ciudad de México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).
- Pineda López, R., & Hernández Sandoval, L. (2000). La microcuenca Santa Catarina: estudios para su conservación y manejo. Querétaro: Universidad Autónoma de Querétaro y Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.
- Schalles, J. (2006). Optical remote sensing techniques to estimate phytoplankton chlorophyll a concentrations in coastal waters with varying suspended matter and cdom concentrations. En L. Richardson, & E. LeDrew, *Remote Sensing of Aquatic Coastal Ecosystem Processes: Science and Management Applications* (págs. 27-79). Netherlands: Springer.
- Sharma Kant, L., Kumari, B., & Kumar Gupta, S. (2015). Remote Sensing Strategy for the Study of Algal Monitoring. En B.E. Singh, *Algae and Environmental Sustainability, Developments in Applied Phycology 7* (págs. 155-164). Springer India.
- Stumpf, R., & Tomlinson, M. (2005). Remote Sensing of harmful algal blooms. En R. Miller, & e. al., *Remote Sensing of Coastal Aquatic Environments* (págs. 277-296). Netherlands: US Government.

The background of the page is a light blue and white abstract pattern resembling water ripples or a textured surface. The pattern consists of various shades of blue and white, creating a sense of movement and depth.

## **Mesa 2.**

# Buenas prácticas para el manejo de cuencas

# ID-001: COMO RECONSTRUIR UN RÉGIMEN NATURAL DE CAUDALES

Demetrio Meza Rodríguez<sup>a</sup>, Luis Manuel Martínez Rivera<sup>a</sup>, Ángel Aguirre García<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Independencia Nacional #151. C.P. 48900, Autlán de Navarro, Jalisco, México.  
email: demetrio.meza@academicos.udg.mx

## RESUMEN

Este trabajo explora la reconstrucción del régimen natural de caudales de distribución mensual de la cuenca del Río Ayuquila-Armería para el periodo 1963-1991, la importancia de reconstruir los caudales a una escala mensual en esta investigación, es que el método usado, puede ser extrapolado a otras cuencas en México y Latinoamérica, donde se carece de datos hidrométricos puntuales, en México existe la norma NOM-011-CONAGUA-2015 de conservación del recurso agua, que establece la disponibilidad media anual de agua y no considera un régimen de variación intranual. El campo de interés de esta investigación está centrado en la técnica de reconstrucción del caudal natural basándose en las precipitaciones y las temperaturas, en situaciones donde se carece de información hidrológica puntual, utilizando el modelo determinístico “precipitación-escorrentía” de Témez. Este es un modelo que requiere de pocos parámetros para su implementación, usando los procesos climáticos y físicos en el ámbito espacial y temporal, con la utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG). A partir de caudales calibrados en la misma área geográfica, es posible extrapolar el modelo de predicción a toda la cuenca. El resultado fue una base de datos de 29 años de régimen natural de caudales, con un caudal aproximado 71.5 (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), y con un volumen anual de 2,254 (hm<sup>3</sup> año<sup>-1</sup>), donde se observan las pautas estacionales y su fluctuación a lo largo del año. El uso de este método servirá de apoyo para la nueva norma NMX-AA-159-SCFI-2012, donde el principio científico para la determinación de caudal ecológico es el paradigma del régimen hidrológico natural de distribución mensual.

**Palabras clave:** Caudal circulante, modelo hidrológico, Témez

## 1 INTRODUCCIÓN

En la actualidad existen modelos de simulación continua del ciclo hidrológico a nivel cuenca, por ejemplo: Water Erosion Prediction Project [WEPP] y Soil and Water Assessment Tool [SWAT], sin embargo, aunque valiosos, requieren de una gran cantidad de información, de la cual muchas cuencas en México carecen, por lo que se reduce la eficiencia del modelo (Barrios y Urribarri, 2009).

En México actualmente, se establecen las especificaciones y los métodos para determinar escorrentía de agua a través de la Norma Oficial Mexicana NOM-011-CNA-2015, el resultado es un volumen anual en hm<sup>3</sup> año<sup>-1</sup>. Este resultado es deficiente para analizar la variabilidad intranual que se da a lo largo del río, y para los objetivos planteados en esta investigación, en la reconstrucción de un régimen natural de caudales a una escala mensual en m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>.

A raíz de esta deficiencia metodológica y de información, se propone un método adaptado a la realidad mexicana para reconstruir el régimen natural de caudales en términos de su fluctuación intranual en m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, clasificándolo en superficial y subterráneo, con base en datos de precipitación (mm) que son o están más ampliamente disponibles para muchas regiones del país. En esta investigación se propone el modelo de Témez (1977), el cual es un modelo determinístico de paso mensual, ha sido utilizado ampliamente en España a través del SIMPA (Sistema Integrado de Modelación Precipitación Aportación), para poder llevar a cabo estimaciones de caudales con base en la precipitación en situaciones donde se carece de información hidrológica puntual (Murillo y Navarro, 2011).

La cuenca del Río Ayuquila-Armería, presenta procesos de alteración hidrológica, por este motivo es necesario conocer las condiciones naturales de distribución de los caudales dentro del río. Dado que la presa Tacotán se empezó a construir entre 1951-1958, el caudal del río, es un caudal alterado a la salida de la cuenca y es difícil conocer el régimen natural con la información hidrométrica existente. Por esta razón el modelo de Témez con base en la distribución mensual ofrece una alternativa metodológica. Este modelo trabaja con valores medios de las variables precipitación y temperatura que están más disponibles para la cuenca. El objetivo de esta propuesta de reconstrucción de caudales, caracterizando el régimen natural de caudales a una escala

mensual, utilizando la distribución espacial de los factores que intervienen en el ciclo hidrológico, usando los Sistema de Información Geográfica (SIG). Los SIG proporcionan diversas funciones de análisis que permiten manipular las diferentes variables, utilizadas en los procesos de estimación de los parámetros hidrológicos de distribución temporal y espacial, planteadas por Témez.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Área de estudio

La cuenca del Río Ayuquila–Armería se encuentra entre los estados de Jalisco y Colima en el Occidente de la República Mexicana en las coordenadas geográficas  $18^{\circ} 51' 05''$  a  $20^{\circ} 28' 03''$  (N) y  $104^{\circ} 38' 17''$  a  $103^{\circ} 34' 41''$  (O) (Figura 1). Las corrientes principales son: el Río Ayuquila y Tuxcacuesco que nacen en la Sierra de Quila y la confluencia de estas forman la corriente del Río Armería. La cuenca drena una superficie aproximada de  $9864 \text{ km}^2$  con un trayecto de 321 km desde su nacimiento hasta su desembocadura en Boca de Pascuales en el estado de Colima.

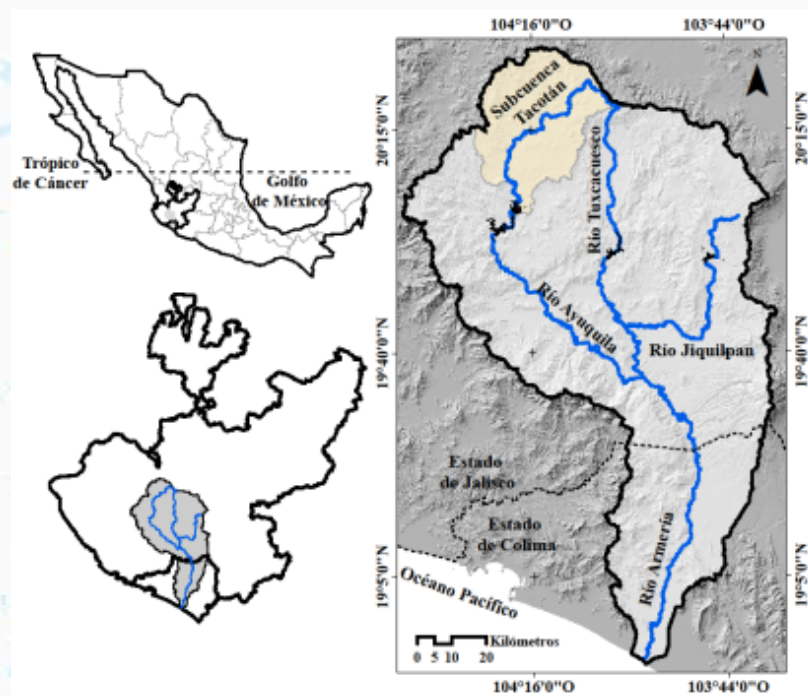


Figura 1. Localización de la cuenca del Río Ayuquila-Armería.

### 2.2. Modelo de Témez

Pertenece al grupo de modelos agregados de simulación de cuencas, reproduce el ciclo hidrológico de una manera continua a lo largo del tiempo de una manera simple y conceptual (Estrela, 1992). Los datos de inicio en el modelo son los de precipitación (P), está, se fracciona en tres componentes, el primero, la evapotranspiración real (ER), resultado de la precipitación (P) menos el excedente (T), este resultado tiene lugar en la disponibilidad de agua en el suelo (X) y la reserva de agua en el suelo (H) al siguiente mes; la disponibilidad de agua en el suelo (X) alimenta el cálculo para determinar evapotranspiración. El segundo denominado como excedente (T), es la suma del caudal superficial (e) y la infiltración (I) que tiene lugar a través del suelo para nutrir el almacenamiento en la capa inferior (fe), generando caudal lento o diferido (flujo base) (f). El tercero el caudal total (At), es la suma del caudal superficial (e) y caudal base (f) (Figura 2).

Este modelo de índole general, puede aplicar a cualquier intervalo de tiempo (hora, día, semana, mes, año), sin embargo, el intervalo temporal que más se usa es el mensual (Murillo y Navarro, 2011). Las variables utilizadas por el modelo, sus unidades y las ecuaciones que rigen los diferentes subprocesos pueden verse en Témez (1977).

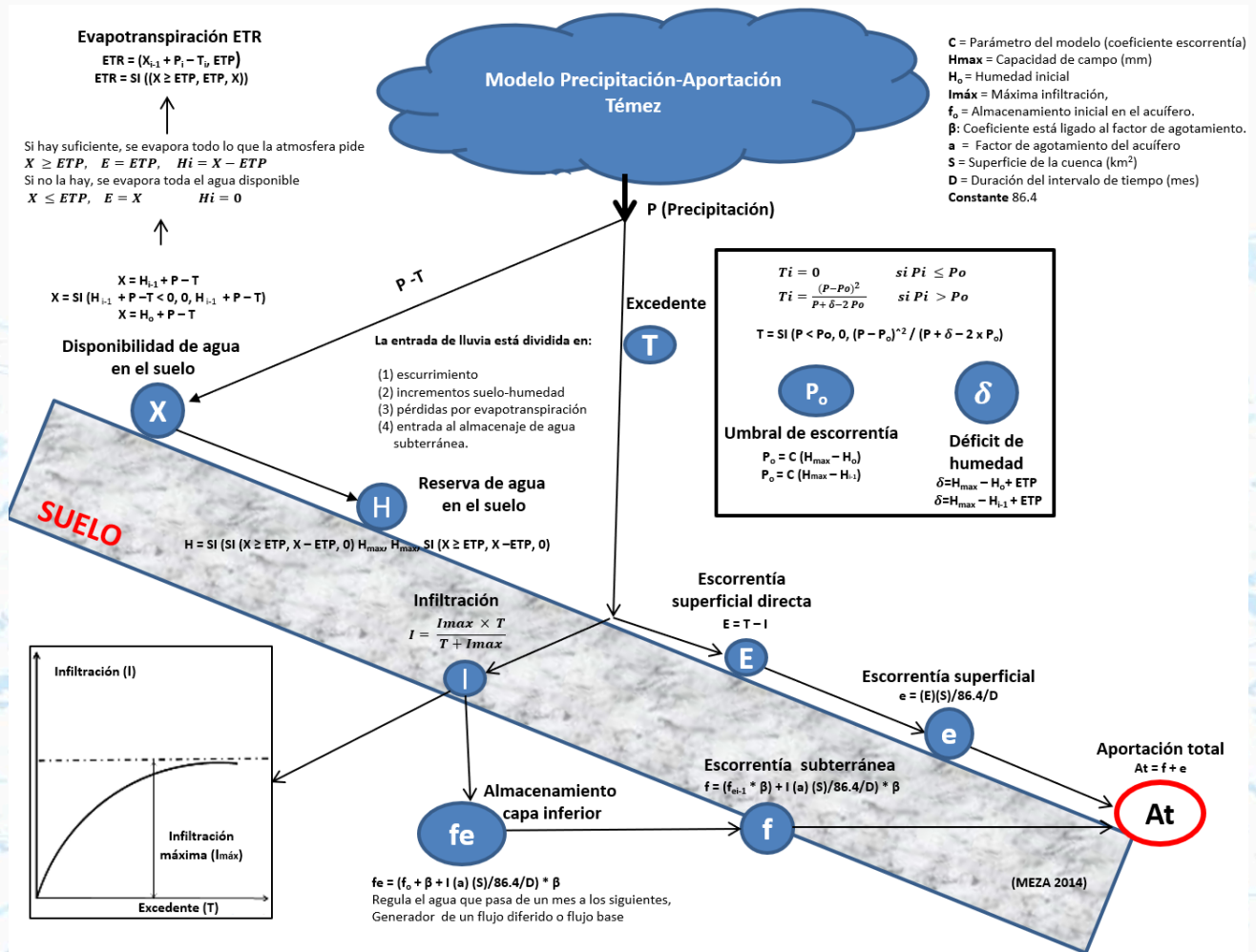


Figura 2. Descripción esquemática del Modelo de Témez.

### 2.3. Subcuenca Tacotán

Para el desarrollo de esta investigación, fue necesario utilizar los datos de la estación hidrométrica 16018 Tacotán, localizada en la subcuenca del mismo nombre. La presa Tacotán se localiza en las coordenadas geográficas 20° 02' 07" (N) y 104° 19' 12" (O). Los datos fueron extraídos del Banco Nacional de Aguas Superficiales (BANDAS) de la Comisión Nacional de Agua (CONAGUA). Esta porción de la cuenca tiene información hidrométrica para un periodo de 36 años (1943-1978).

La investigación se dividió en dos etapas: una para calibrar y otra para verificar, utilizando los caudales calculados por el modelo y los observados por la estación hidrométrica. Validado el modelo mediante la aplicación de fórmulas matemáticas de Témez, se extendieron a toda la cuenca a partir de corrientes calibradas en la misma área geográfica, como resultado final es la reconstrucción del régimen natural de caudales de 1963-1991. De las estaciones climáticas en la etapa de calibración, se utilizó la información de precipitación (mm) y temperatura (°C) de seis estaciones (Figura 2.3) de 1943-1978. Para la simulación de toda la cuenca se usó la información de 58 estaciones climáticas para el periodo 1963-1991, la información proviene de la base de datos CLICOM del Servicio Meteorológico Nacional (SMN).

## 2.4. Parámetros físicos dentro del modelo de Témez

El modelo de Témez, consta de tres parámetros que tienen un significado físico: (1) coeficiente de escorrentía ( $C_e$ ), (2) capacidad de campo ( $H_{max}$ ), y (3) coeficiente de infiltración ( $C_i$ ). Estos parámetros regulan el denominado umbral de escorrentía, capacidad máxima de infiltración y coeficiente de recesión de los acuíferos. Fueron obtenidos a partir de información fisiográfica de las cuencas. La información disponible en la investigación se integró en un Sistema de Información Geográfica (SIG), estos distribuyen de manera espacial los parámetros físicos y los climáticos (precipitación y temperatura), dentro del ciclo hidrológico.

Para generar los diferentes mapas cartográficos, de los parámetros expuestos anteriormente en la subcuenca Tacotán y cuenca Ayuquila-Armería, se utilizó la información cartográfica digital de INEGI, respecto a uso de suelo y vegetación de la Serie V del Inventario Nacional Forestal 2011-2013, y las capas temáticas edafológicas descritas anteriormente, empleando la información de la textura del suelo.

El Modelo Digital de Elevación (MDE), necesario para estimar la pendiente, se generó usando la información de 22 cartas topográficas digitales que forman la cuenca Ayuquila-Armería a escala 1:50000 de INEGI, usando la interpolación del modelo Kriging ordinario, se cuantificó la estructura espacial de los datos mediante el uso de variograma lineal, usando estadística, se asume que los datos más cercanos tienen mayor peso o influencia sobre la interpolación, disminuye conforme se aleja del punto de interés (Schloeder et al., 2001). Para estimar la pendiente, se obtuvo del MDE aplicando el método de Horn (1981), este método se utiliza para el cálculo del valor de los vecinos más cercanos y los vecinos diagonales, teniendo mayor peso los primeros. El valor es asignado al punto central, aunque su elevación no se utilice en el cálculo.

La distribución de la precipitación mensual se estimó a partir del método de interpolación de Kriging ordinario y para la temperatura mensual se realizó un gradiente alto térmico relacionando la temperatura con la altura de las estaciones meteorológicas utilizando el modelo de regresión obtenido y aplicándolo al MDE. Para el manejo de las cartas de INEGI y la generación digital cartográfica (sobreposición y álgebra de mapas) se utilizó el programa ArcGis 10.1.

### 2.4.1. Coeficiente de escorrentía ( $C_e$ )

Para estimar este parámetro se clasificaron los suelos de la cuenca, en tres diferentes tipos de textura: A (suelos permeables); B (suelos medianamente permeables), y C (suelos casi impermeables), a partir de la información expuesta por Treviño et al., (2002) y Flores-López et al., (2003).

### 2.4.2. Capacidad de campo ( $H_{max}$ )

La capacidad de campo, fue determinada mediante la relación de la textura y la vegetación (Thornthwaite-Mather, 1957). Esta propuesta de Thornthwaite-Mather ha sido estudiada para determinar de manera indirecta la capacidad de retención de agua, relacionando valores a cada tipo de textura del suelo (Ortiz y Ortiz, 1990). El método propone relacionar el tipo de vegetación, con la textura del suelo presente en la cuenca. Se utilizaron los datos propuestos por Thornthwaite-Mather (1957) modificados por Ortiz y Ortiz (1990).

### 2.4.3. Coeficiente de infiltración ( $C_i$ )

Es el coeficiente que más influye en la infiltración de la lluvia en el suelo, además de la textura del suelo, existen factores como la pendiente del terreno y la vegetación que son importantes en la infiltración (ONU, 1972;

Schosinsky y Losilla, 2000). Este coeficiente de infiltración ( $C_i$ ), viene a conformar la infiltración máxima ( $I_{max}$ ) dentro del modelo de Témez. Basándonos en la información del "Manual de Instrucciones de Estudios Hidrológicos" realizado por las Naciones Unidas (1972) y los trabajos expuestos por Schosinsky y Losilla, (2000).

La ecuación para el cálculo del coeficiente de infiltración se expresa en la siguiente fórmula:

$$C_i = K_{fc} + K_p + K_v \quad (1)$$

Donde:  $C_i$  = Coeficiente de infiltración igual o menor a uno,  $K_{fc}$  = Fracción que infiltra por efecto de textura del suelo,  $K_p$  = Fracción que infiltra por efecto de pendiente,  $K_v$  = Fracción que infiltra por efecto de cobertura vegetal. Si  $K_{fc} + K_p + K_v$  es mayor de 1,  $C_i = 1$ . Si  $P < 5$  mm/mes,  $C_i = 0$ .

El coeficiente de infiltración, es adimensional y viene a complementar la infiltración máxima ( $I_{max}$ ), se estima que en cada precipitación el follaje intercepta un porcentaje de humedad, en nuestro caso asumiremos una retención del 12% para toda la cuenca, parecido a los estudios establecidos por Schosinsky y Losilla (2000), siguiendo la fórmula;

$$I_{max} = (1 - K_i) C_i P \quad (2)$$

Donde:  $I_{max}$  = Infiltración máxima,  $P$  = Precipitación mensual (mm).  $C_i$  = Coeficiente de infiltración igual o menor a uno,  $K_i = 0,12$ , fracción interceptada por el follaje.

## 2.5. Etapa de calibración

En esta etapa se estima con mayor precisión la relación de los caudales, usando los datos del caudal calculado y observado de 1943-1962, se eligió la combinación para la cual la correlación entre los valores de las variables de salida generadas por el modelo y las observadas en la estación hidrométrica sean coincidentes (Ponce, 1989). Para coincidir con la forma de los hidrogramas de los caudales calculados con los observados, se ajustaron los parámetros,  $\alpha$  y  $\beta$  que forman parte del factor de agotamiento del acuífero, el ajuste de estos parámetros represento una mejor respuesta hidrológica (Jiménez et al., 2002).

Los parámetros  $\alpha$  y  $\beta$ , informan sobre la escorrentía subterránea, si las aportaciones en los meses de estiaje son muy similares, el valor de  $\beta$  es alto, significa que la cuenca tiene una elevada regulación natural. Al contrario, en escasez de lluvias si las aportaciones difieren entre sí, el valor de  $\beta$  será muy bajo, lo que indica que la cuenca está escasamente regulada por los acuíferos (Murillo y Navarro, 2011).

## 2.6. Etapa de verificación

Se utilizaron, años diferentes a la calibración (1963-1978), se extrapolaron los valores ajustados de los parámetros  $\alpha$  y  $\beta$ , utilizados en la etapa de calibración, con esto se mide el grado de predicción de nuestra calibración (Ponce, 1989). Para evaluar el grado de ajuste de los valores calculados con los observados, se utilizaron los modelos estadísticos de Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE), Coeficiente de Correlación ( $R^2$ ) y Coeficiente de Determinación ( $r$ ). Validados los resultados en la etapa de calibración y la verificación, el modelo matemático de Témez está listo para ser utilizado en la etapa de predicción de la modelización de la cuenca del Río Ayuquila-Armería.

## 2.7. Cuenca Ayuquila-Armería

La cuenca se dividió en 96 subcuencas, con el fin de atenuar los efectos de la distribución de la lluvia y las temperaturas, se extrapolaron a cada una de las subcuencas los valores de los parámetros  $\alpha$  y  $\beta$ , utilizados en la etapa de calibración, y verificación, se extrajeron el valor medio ponderado por superficie de los parámetros físicos y climáticos. Finalmente, las fórmulas expresadas en el modelo de Témez, se calcularon para cada una de las subcuencas, y la sumatoria resultó en el caudal total. Para verificar los regímenes reconstruidos se usó la información hidrométrica de los regímenes naturales observados de las estaciones: 11014 del Río Acajoneta en el estado de Nayarit, con fecha de 1946-2002; la estación 15005 del Río Cuitzmala en Jalisco, con fecha de 1965-1987, y la estación 16022 del Río Coahuayana en el estado de Colima, con fecha de 1949-1986. Para poder comparar los caudales calculados por el modelo y los observados por las estaciones hidrométricas, es necesario normalizar los resultados, haciendo un cociente entre los caudales medios mensuales ( $Q$ ) sobre la superficie de la cuenca ( $A$ ). El modelo de evaluación utilizado para medir el grado de ajuste, entre los valores calculados por el modelo de Témez versus observados por las estaciones hidrométricas, fue el coeficiente de correlación ( $R^2$ ).

## 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 3.1. Calibración y verificación

A partir de los datos sin calibrar, obtenidos a través de las fórmulas expuestas por Témez de  $\alpha$  0.59 y  $\beta$  0.96, en el hidrograma de caudales, se observa que el modelo sobrestima el 50% los caudales bajos para los 20 años, mientras que los caudales altos son sobrestimados en el 25% y subestimados en el 35% (Figura 3a). En resumen, los datos sin calibrar presentan un buen ajuste con los datos observados en el hidrograma.

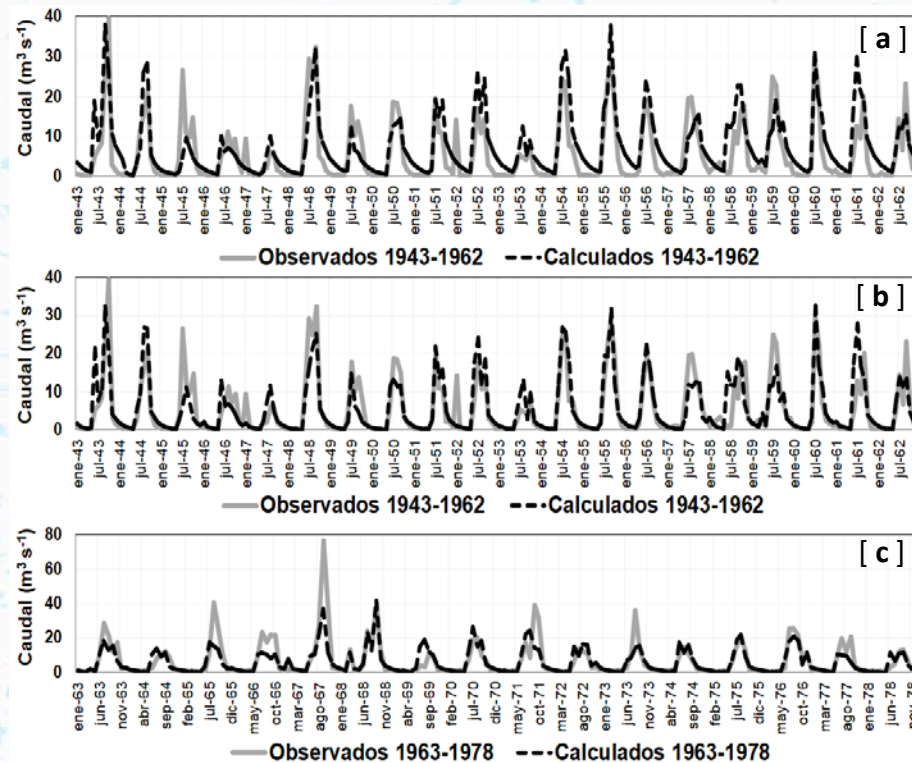


Figura 3. Hidrograma de relación de caudales. (a) sin calibrar, (b) calibrados, y (c) verificados.



Para la calibración, se ajustaron los parámetros,  $\alpha$  0.42 y  $\beta$  0.80, como resultado de este ajuste en el hidrograma los caudales bajos se asociaron mejor a lo largo del periodo observado de 1943-1962. Mientras tanto los caudales altos en el hidrograma sobrestimaron en un 40% y subestimaron en un 15% de los caudales observados (Figura 3b). En síntesis, la calibración presenta un mejor ajuste de los caudales calculados con los observados, con respecto a los datos sin calibrar (Cuadro 1).

El resultado de la verificación del modelo, utiliza el ajuste de  $\alpha$  y  $\beta$  en la etapa de calibración (Cuadro 1), en el hidrograma se observó que el modelo de predicción, mantiene un buen ajuste en años diferentes a la etapa de calibración, entre los caudales bajos calculados con relación a los observados (Figura 3c). Los caudales altos en el modelo sobrestiman y subestiman el 18% de los caudales observados, en general se observó una buena asociación entre los caudales calculados y observados.

Cuadro 1. Resultados de los modelos de evaluación.

	No calibrados	Calibrados	Verificados
Años registrados	20	20	16
Datos	240	240	192
<i>Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE)</i>	0.63	0.70	0.65
Coefficiente de determinación ( $R^2$ )	0.67	0.70	0.65
Coefficiente de correlación $r$ ( $p < 0.01$ )	0.82	0.83	0.81

### 3.2. Validación del modelo

Al ajustar  $\alpha$  y  $\beta$ , se describe de mejor forma el comportamiento de los caudales calculados con los observados, mejorando el resultado de los modelos de evaluación, en los tres casos, los resultados fueron aceptables para  $NSE > 0.63$ ,  $> 0.70$  y  $> 0.65$ , para  $R^2 > 0.67$ ,  $> 0.70$  y  $> 0.65$  (Cuadro 1). En el análisis de regresión, los valores obtenidos fueron altamente significativos, con una probabilidad de ( $P < 0.01$ ). Se aprecia que los modelos de evaluación explican por arriba del 80% de la variabilidad mensual para los tres casos (Cuadro 1), similar a los estudios de Pizarro et al., (2005), en dos cuencas de Chile central, donde los resultados obtenidos poseen la facultad de simular caudales a partir de datos climatológicos, completando series históricas en cuencas donde no se poseen datos hidrométricos.

Los resultados expuestos anteriormente para los modelos de evaluación: Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE), coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y coeficiente de correlación ( $r$ ), reflejaron un buen ajuste entre los caudales calculados por el modelo y los observados en la etapa de calibración y verificación, para la subcuenca Tacotán, lo que prueba la capacidad que tiene el modelo para predecir los valores promedios mensuales, con estos resultados estadísticos el modelo de Témez está listo para la etapa de simulación de toda la cuenca.

### 3.3. Reconstrucción del régimen natural de caudales

El resultado, es una base de datos del régimen natural de caudales para el periodo de 1963-1991 (Cuadro 2). En el análisis del hidrograma, se observó que el periodo intranual presentó marcadas las pautas estacionales, de febrero-mayo (estiaje), es alimentada por el caudal subterráneo (flujo base), las primeras lluvias no agregan caudal superficial, este se da una vez que, la capacidad de campo es superada, a finales de mayo o mediados de junio. La época húmeda está marcada durante los meses de julio-octubre, alcanzando su máximo durante el mes de septiembre. Durante los meses de julio-septiembre, los caudales subterráneos en la cuenca son alimentados

por la infiltración, en estos meses se da la recarga máxima en los mantos acuíferos. Al finalizar la época de lluvias, durante el mes de noviembre el flujo base es el que alimenta el caudal continuo dentro del río (Figura 4).

Cuadro 2. Resultado del régimen natural de caudales a la salida de la cuenca (1963-1991) ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ).

<b>Año</b>	<b>Ene.</b>	<b>Feb.</b>	<b>Mar.</b>	<b>Abr.</b>	<b>May.</b>	<b>Jun.</b>	<b>Jul.</b>	<b>Ago.</b>	<b>Sep.</b>	<b>Oct.</b>	<b>Nov.</b>	<b>Dic.</b>
1963	21.50	11.63	10.62	5.53	4.38	75.98	186.73	141.56	186.83	103.97	34.21	45.28
1964	21.63	14.19	9.31	6.11	4.01	71.42	133.53	100.89	167.17	38.33	22.94	15.12
1965	9.91	6.51	4.27	2.80	1.86	11.00	127.69	178.60	151.40	48.08	26.84	25.75
1966	14.78	9.73	6.38	4.19	2.77	70.90	117.78	158.24	198.13	172.04	43.09	28.28
1967	105.29	26.68	17.51	11.49	7.58	36.62	93.60	216.08	525.92	172.08	55.34	36.73
1968	24.00	16.66	95.39	22.39	15.07	36.68	220.25	105.58	459.93	75.48	39.31	29.34
1969	18.49	12.13	7.96	5.22	3.43	8.36	130.15	188.36	198.10	181.29	38.47	25.32
1970	16.61	10.90	7.15	4.69	3.08	132.25	250.25	166.91	281.21	55.70	32.27	21.17
1971	13.89	9.11	5.98	3.92	2.57	79.44	240.65	338.75	310.67	202.00	51.39	33.59
1972	22.04	14.46	9.49	6.23	4.30	118.59	157.54	207.62	237.40	62.52	97.51	34.87
1973	23.41	15.25	10.00	6.56	4.32	41.72	117.49	243.57	273.62	152.96	43.86	28.73
1974	18.85	12.37	8.12	5.33	10.86	140.51	206.81	185.91	152.54	45.21	28.44	19.19
1975	12.53	8.22	5.39	3.54	2.32	67.16	299.67	356.26	167.12	65.04	32.76	21.49
1976	14.10	9.25	6.07	3.98	2.61	80.46	346.85	288.94	199.14	67.39	205.64	43.62
1977	28.60	18.77	12.31	8.08	5.30	103.98	190.75	158.82	139.13	51.62	28.91	18.76
1978	12.31	8.07	5.30	3.48	2.29	109.38	142.07	175.13	282.40	87.80	36.11	23.69
1979	15.55	10.20	6.69	4.39	2.88	23.24	290.60	177.83	122.92	33.98	21.24	13.94
1980	40.83	12.67	8.31	5.46	3.62	39.58	112.33	168.39	199.63	68.46	32.83	22.08
1981	52.57	19.12	12.53	8.22	5.39	37.20	202.71	173.05	206.38	58.66	37.99	21.95
1982	14.41	11.33	6.65	4.36	2.86	11.03	165.92	154.09	101.61	36.18	63.87	26.35
1983	17.31	11.17	7.33	4.81	16.06	14.03	145.42	171.38	197.71	53.72	32.16	19.64
1984	13.09	8.57	5.63	3.69	2.51	82.22	182.37	169.09	211.10	52.43	29.31	19.23
1985	12.62	8.28	5.43	3.56	2.34	149.18	232.14	172.64	160.61	77.14	32.34	21.20
1986	13.91	9.13	5.99	3.93	2.58	66.65	184.69	127.89	221.27	154.34	41.88	26.97
1987	17.69	11.73	7.69	5.05	3.31	72.71	309.99	148.75	126.49	36.79	23.63	15.50
1988	10.17	6.67	4.45	2.91	1.91	110.82	181.37	218.21	285.33	57.96	29.56	19.39
1989	12.72	8.35	5.48	3.59	2.36	13.25	116.45	144.87	118.95	49.33	22.84	16.05
1990	10.33	6.79	4.45	2.92	1.92	57.76	140.40	190.55	228.11	73.34	33.22	21.80
1991	14.30	9.38	6.16	4.04	2.65	77.79	227.14	129.95	129.29	41.02	24.48	15.85

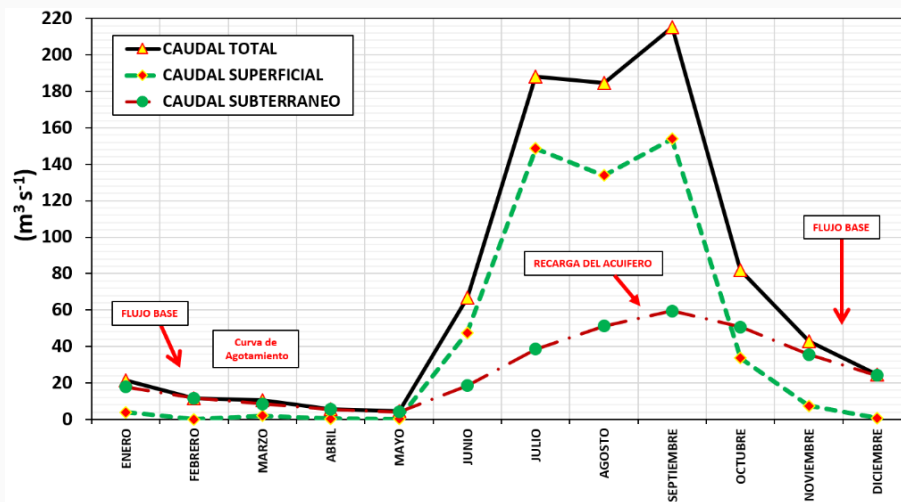


Figura 4. El hidrograma promedio de distribución mensual de 1963-1991.

El resultado del balance del modelo de Témex, está formado por la entrada de lluvia que sale en forma de caudal, el análisis se realiza tomando en cuenta el año hidrológico de enero a diciembre. En la cuenca se estimó una precipitación de 836 mm, de los cuales 593 mm formaron la evapotranspiración real y 243 mm el excedente, este último 195 mm fueron a dar al caudal superficial y 48 mm se infiltraron, éste coincide con el almacenamiento del acuífero de acuerdo con Témex (1977), del total infiltrado, solo 34 mm integraron el caudal base. La aportación total anual fue de 229 mm, representando un caudal aproximado de 71.5 (m³ s⁻¹) en la salida de la cuenca, y con un volumen aproximado anual de 2254 (hm³ año⁻¹).

### 3.4. Verificación de los caudales reconstruidos

En la verificación del caudal reconstruido del Río Ayuquila-Armería, los resultados de los hidrogramas, se ajustan a los caudales bajos observados para la época de estiaje, para los Ríos Acaponeta, Cuitzmala y Coahuayana. En la época de lluvias de junio a septiembre, únicamente el Río Cuitzmala presentó diferencias muy marcadas, relacionándolo con el tamaño de la cuenca y el tiempo de concentración (Figura 5a). En términos generales las correlaciones fueron positivas para los tres ríos con  $R^2 > 0.91$ ,  $R^2 > 0.87$  y  $R^2 > 0.76$  (Figura 5b). Con esto se prueba la capacidad que tiene el modelo de Témex para predecir regímenes naturales de caudales a una escala me

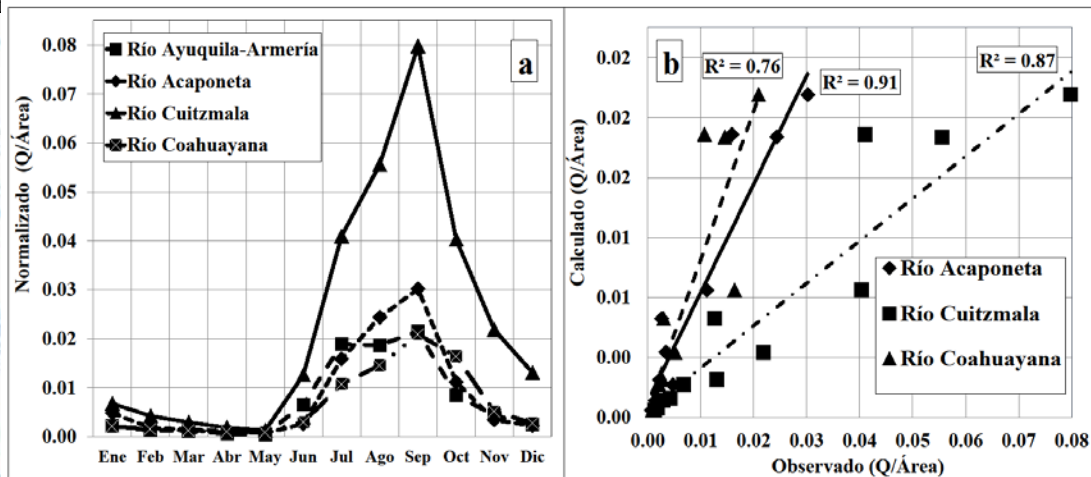


Figura 5. (a) hidrograma de caudales normalizados, y (b) modelo de correlación de caudales.

#### 4. CONCLUSIONES

El presente trabajo es una aproximación para la interpretación del caudal natural, superficial y subterráneo, en el Río Ayuquila-Armería y sus 96 subcuencas tributarias a una escala mensual. Este modelo de simulación continua tiene la capacidad de estimar series históricas mensuales de caudales naturales a partir de datos meteorológicos, en cuencas donde se carece de información hidrométrica puntual. Su aplicación, se convierte en una herramienta para la planificación y diseño de las obras hidráulicas, además de permitir entender el significado ecológico de cada componente del régimen hidrológico natural para generar propuestas para su conservación como lo pide la norma NMX-AA-159-SCFI-2012 que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en México. Entre otras cosas estos resultados permitirán identificar las alteraciones hidrológicas mediante el análisis comparativo de estas series, la aplicación de esta técnica puede ser extendida a otras cuencas en México y Latinoamérica, donde se carece de datos hidrométricos puntuales.

#### 6. LITERATURA CITADA

- Barrios, A. G y L. A. Urribarri. 2010. Aplicación del modelo Swat en los Andes venezolanos: Cuenca alta del río Chama. *Revista Geográfica Venezolana*. 51: 11-29.
- Estrela, M. T. 1992. Modelos matemáticos para la evaluación de recursos hídricos. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. CEDEX. Madrid, España.
- Flores-López, H. E., H. Ramírez-Vega., K. F. Byerly-Murphy., J. A. Ruiz-Corral., J. A. Martínez-Sifuentes., P. Díaz-Mederos y V. Alemán-Martínez. 2003. Estimación de escurrimiento superficial en la cuenca El Jihuite, México. *Terra Latinoamericana* 21: 389-400.
- Horn, B. K. P. 1981. Hill shading and the reflectance map. *Proceedings of the IEEE* 69: 14-47.
- Jiménez, G. P., B. A. Navarro., F. C. Carrasco., J. J. V. Durán., J. A. G. López y I. P. Vadillo. 2002. Aplicación de un modelo lluvia-caudal al acuífero carbonático de la Sierra de las Cabras (Provincia de Cádiz, S de España). *Geogaceta*: 31: 63-66.
- ONU (Organización de la Naciones Unidas). 1972. Manual de instrucciones, estudios hidrológicos. Organización de la Naciones Unidas. Publicación número 70. San José, Costa Rica.
- Murillo, D. J. M y J. A. Navarro. 2011. Aplicación del modelo de Témez a la determinación de la aportación superficial y subterránea del sistema hidrológico Cornisa-Vega de Granada para su implementación en un modelo de uso conjunto. *Boletín Geológico y Minero*. 122: 363-387.
- Ortiz, V. B y C. A. Ortiz. 1990. Edafología. Universidad Autónoma Chapingo. Departamento de Suelos. Chapingo, México.
- Pizarro, T. R., B. M. Soto., C. D. Farías y C. D. Jordán. 2005. Aplicación de dos modelos de simulación integral hidrológica, para la estimación de caudales medios mensuales, en dos cuencas de Chile central. *Bosque*: 123-129.
- Ponce, M. V. 1989. Catchment Modeling. pp. 400-410. *In*. V. M. Ponce (ed.). *Engineering hydrology: Principles and practices*. Prentice Hall. UK.
- Schosinsky, G y M. Losilla. 2000. Modelo analítico para determinar la infiltración con base en la lluvia mensual. *Revista Geológica de América Central*. 23: 43-55.
- Schloeder, C. A., N. E. Zimmerman and M. J. Jacobs. 2001. Comparison of methods for interpolating soil properties using limited data. *Soil Science Society of America Journal*. 65: 470-479.
- Témez, P. J. 1977. Modelo Matemático de transformación "precipitación-aportación". Asociación de Investigación Industrial Eléctrica. Comisión E. <Explotación y Garantía> Grupo de Trabajo de Predicciones de Precipitación y Relación entre Precipitaciones y Caudales. Madrid, España.
- Thornthwaite, C. W and J. R. Mather. 1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. *Publications in Climatology*. Drexel Institute of Technology. Laboratory of Climatology. Centerton, NJ, USA.
- Treviño, G. E. J., C. A. R. Muñoz., C. C. Cavazos y L. Ch. Barajas. 2002. Evaluación del flujo hídrico superficial en la Sierra de San Carlos, Tamaulipas. *Ciencia UANL*. 5: 525-530

# ID-051: PLANIFICACIÓN BASADA EN EL SERVICIO ECOSISTEMICO HÍDRICO ANTE LA VULNERABILIDAD AL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA REGIÓN HIDROGRÁFICA DEL ESTERO JALTEPEQUE, EL SALVADOR

Laura BENEGAS NEGRI<sup>a</sup>; Marta VILADES RIBERA<sup>b</sup>; Ney RIOS RAMIREZ<sup>c</sup>

<sup>a</sup> Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, email: [laura.benegas@catie.ac.cr](mailto:laura.benegas@catie.ac.cr)

CTM Centre Tecnològic, CTM, email: [marta.vilades@gmail.com](mailto:marta.vilades@gmail.com)

<sup>c</sup> Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, email: [ney.rios@catie.ac.cr](mailto:ney.rios@catie.ac.cr)

## RESUMEN

Ante la problemática asociada a la gestión de la región hidrográfica del Estero Jaltepeque, cuenca baja del río Lempa, El Salvador, se analizó la vulnerabilidad de la población responsable del manejo de este cuerpo de agua, a partir de un análisis básico de clima actual y su proyección futura (escenarios de cambio climático), junto con el análisis de percepción social del nivel de vulnerabilidad, asociado a la resiliencia existente en la cuenca El Espino, parte integral de dicha región hidrográfica. Con base en la problemática que describe su vulnerabilidad, se aplicó la herramienta RIOS (*Resource Investment Optimization System*) que permitió extrapolar el análisis de la cuenca el Espino a la región hidrográfica del Estero Jaltepeque y específicamente, realizar una optimización hidrológica y económica, combinando un modelo hidrológico con base en la RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) y un modelo económico de costeo especializado de buenas prácticas para priorizar áreas de intervención para el manejo de cuencas, enfatizando en prácticas de adaptación y de sinergias entre adaptación y mitigación al cambio climático (SAM). El objetivo de este estudio fue dar respuesta a la vulnerabilidad al cambio climático inicialmente evaluado con un enfoque de servicios ecosistémicos y de manejo de cuencas para generar y/o mantener los siguientes tres servicios ecosistémicos hídricos: 1) control de la erosión para la calidad del agua potable; 2) mitigación de inundaciones y 3) mejoramiento de la recarga de acuíferos. Partiendo de un presupuesto hipotético de inversión en la cuenca, 1099 ha de las áreas por convertir mediante buenas prácticas corresponden al uso de semillas mejoradas (36%), seguidas de plantación en contorno (14%), y conservación de suelos y aguas (10%). Se obtuvo una distribución de las “nuevas” coberturas de tierra en las que se podrían implementar buenas prácticas en función de los tres servicios ecosistémicos priorizados. El café fue el uso de la tierra que ganó la mayoría de áreas nuevas, seguido por la agricultura tropical mixta. Esta transición positiva refleja que, en las partes altas de la cuenca, este manejo permitirá generar los servicios ecosistémicos priorizados, e impactar lo menos posible (sedimentos y erosión) en las partes bajas de la cuenca, sin afectar el ecosistema de manglar, el cual es clave para los medios de vida de la región hidrográfica del Estero Jaltepeque.

**Palabras clave:** bienestar humano, soluciones basadas en la naturaleza, planificación de cuencas, zonificación territorial

## 1 INTRODUCCIÓN

Más del 45% de la población mundial habita en zonas costeras debido a los beneficios que generan las actividades económicas de estas zonas (pesca, turismo, etc.), y el 75% de megaciudades (ciudades con poblaciones superiores a 10 millones de habitantes) están ubicadas en zonas marino-costeras (Bollmann et ál., 2010).

Los arrecifes de coral, los sistemas costeros y los humedales costeros del mundo tienen un valor de USD 575.677 /ha/año (De Groot et ál. 2012). Las zonas costeras y sus beneficios ecosistémicos y económicos son especialmente vulnerables a los efectos del cambio climático. De acuerdo con el IPCC (2014), las proyecciones climáticas indican aumentos en la temperatura en toda América Latina para 2100 (nivel de confianza medio). En una serie de escenarios de emisiones medias y altas (RCP 4,5 y 8,5), el calentamiento varía de +1,6°C a +4°C en América Central, y de +1,7°C a +6,7°C en América del Sur (nivel de confianza medio). El cambio climático global es responsable por el aumento del nivel del mar, incrementando la frecuencia de las inundaciones costeras. La regulación del ciclo hidrológico se ve afectada por el cambio de uso del suelo y es exacerbada por los efectos de la variabilidad y cambio climático. Toda intervención humana que pueda perturbar los sistemas hídricos

afectará a las aguas debajo y en la salida de las cuencas, llegando incluso a afectar las zonas costeras. Es lo que se conoce como efecto acumulativo (MacDonald, 2000).

El manejo de cuencas pretende incidir en el flujo del agua para garantizar un abastecimiento continuo y de buena calidad. Las acciones que se implementen buscan propiciar cambios positivos y medibles que mejoren la calidad de vida de las poblaciones; no obstante, es difícil determinar las tendencias de cambio.

En la región hidrográfica del Estero Jaltepeque, la problemática puede resumirse en: 1) el deterioro de la calidad del agua en los principales ríos y sus cuerpos lagunares, dado por actividades productivas realizadas cuenca arriba (café, pastoreo, agricultura mixta), las cuales contribuyen con la erosión y arrastran contaminantes en las aguas cuenca abajo; y b) la sobreexplotación de recursos pesqueros amenaza los medios de vida relacionados con la acuicultura (esta actividad representa 85,3 ha). Actualmente se requiere buscar más tierras o insumos en detrimento de la actividad pesquera, incluyendo la agricultura de granos básicos (15 435 ha); la caña de azúcar (14 650 ha); la ganadería (44 832 cabezas de ganado bovino o 4% del total nacional); frutos (4129 ha o 15% del total nacional); con coco y marañón en la zona costera; mango y plátano en la zona media; cítricos y café (3562 ha) en la zona alta.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la cuenca Baja del río Lempa, específicamente en la región hidrográfica Estero de Jaltepeque, en El Salvador. La zona que se ubica en los departamentos de La Paz y Usulután, integrados por los territorios Estero de Jaltepeque (sitio RAMSAR) y Bahía de Jiquilisco (sitio RAMSAR y Reserva de la Biosfera). Ambos territorios cuentan con ecosistema de manglar, separados por el cauce principal de la cuenca del río Lempa, las áreas naturales protegidas cercanas a los manglares (El Astillero, Escuintla, Nancuchiname, Normandía, Chaguantique, El Tercio y Tehuacán), y las cuencas El Guayabo y El Espino, como zonas de influencia directa hacia los ecosistemas de manglar. El área de estudio es de 962,16 km<sup>2</sup> con un rango altitudinal de 0 a 2170 msnm, una elevación media de 163 msnm y cerca del 74% del área con pendientes de entre 0 a 5%. Se realizó un análisis del clima actual, así como la proyección a partir del downscaling basado en datos satelitales trabajados por la NASA (NEX-GDDP-NASA Earth Exchange Global Daily Downscaled Projections) para el escenario 4.5 y 8.5 a un nivel de 25 km<sup>2</sup>. Hay un incremento de las temperaturas a partir del 2050, pero el patrón térmico anual no cambia significativamente, indicando que las estaciones no variarán de forma apreciable. No hay una modificación de los patrones de lluvia entre todos los años, por lo que la lluvia acumulada anual no variará significativamente, pero sí aparecen episodios de lluvias torrenciales puntualmente. Para el análisis de percepción social se realizaron 258 encuestas para contabilizar, de forma cuantitativa, la adaptación, sensibilidad y exposición de la población que se ubica en la cuenca El Espino. Se trabajó con respuestas binarias, sí y no, que se han traducido a 1 y 0. De cada una de las preguntas se han sumado los síes y los noes, obteniendo un número entre el 0 y el 258, de la cual se ha obtenido posteriormente la puntuación. Según la información que se pretende obtener, cada una de las preguntas se ha clasificado en la temática de exposición, sensibilidad y adaptación. En el caso de la adaptación, si la respuesta es afirmativa, el valor máximo de 1 representa una capacidad muy elevada de enfrentarse a los problemas y una resiliencia muy elevada. Por otro lado, la sensibilidad y la exposición se miden de forma contraria, la puntuación de 1 como máximo significa una exposición muy relevante frente a cada una de las problemáticas y la sensibilidad a nivel de 1 indica que la población tendrá una afectación elevada en la temática especificada. Una vez cuantificadas todas las preguntas referentes a una misma problemática, la vulnerabilidad se ha medido con los tres factores anteriores calculándolo con la siguiente fórmula:

$$\text{Vulnerabilidad} = \text{Exposición} + \text{Sensibilidad} - \text{Adaptación}$$

Así, la vulnerabilidad es el resultado de la percepción de la población en relación los tres aspectos anteriores.

La lógica que sigue el modelo RIOS se presenta en la figura 1.



Figura 1. Lógica del modelo RIOS para el proceso optimización. Fuente: Vogl, 2016.

Con base en este análisis, se realizó la modelación con RIOS. Con esta herramienta se calcula el puntaje por objetivos, transiciones y actividades. En este caso se persiguieron tres objetivos (control de la erosión para la calidad del agua potable; mitigación de inundaciones; y mejoramiento de la recarga de acuíferos), y se proponen las diferentes buenas prácticas de manejo de cuencas que apuntan a la adaptación y a la SAM.

### 3 RESULTADOS

Se encontró que la vulnerabilidad obedece por un lado al aumento de precipitaciones e inundaciones (exposición), a la modificación de los usos del agua y medios de vida resilientes (estos últimos relacionados con la capacidad de adaptación).

Una vulnerabilidad baja hay que entenderla como que la población es consciente de la problemática, que la exposición es baja y/o están adaptados para hacer frente a dicha problemática. Por el contrario, una vulnerabilidad alta implicaría que la población no puede hacer frente por si sola y sería necesario la priorización de acciones encaminadas a minimizar el riesgo al cambio climático asociado a cada problemática.

Los factores con mayor vulnerabilidad son los usos del agua y los medios de vida resilientes. Por el contrario, el aumento de las precipitaciones es uno de los aspectos que tiene una menor vulnerabilidad en el territorio de la cuenca El Espino, debido a que hay una gran concienciación y se dispone de medidas de adaptación frente a esta problemática (Cuadro 1).

Cuadro 1. Índices de vulnerabilidad según percepción de impactos del cambio climático en la región del Estero Jaltepeque, El Salvador.

	Aumento precipitaciones e inundaciones	Manejo de los embalses	Aumento nivel del mar	Conservación de los Manglares	Contaminación del agua subterránea	Modificación de los usos del agua	Medios de vida resilientes	Reducción de Riesgos de Desastres	Abordar las causas de la Vulnerabilidad
Adaptación	0,5	0,2	0,6	0,3	0,6	0,3	0,6	0,5	0,9
Sensibilidad	0,2	0,2	0,4	0,4	0,5	1	1	0,7	0,5
Exposición	0,4	0,2	0,5	0,4	0,5	1	1	0,8	1
Vulnerabilidad	<b>0,1</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>0,5</b>	<b>0,4</b>	<b>1,7</b>	<b>1,4</b>	<b>1</b>	<b>0,6</b>

La inversión en zonas clave de las cuencas hidrográficas puede contribuir con la construcción de resiliencia, por ejemplo, al prevenir la excesiva erosión del suelo, mejorar la calidad del agua corriente abajo, captar agua y conducirla hacia los acuíferos, reducir los costos de tratamiento de agua potable y disminuir los impactos negativos en la salud. El capital natural aporta en la retención de agua en el paisaje y la reducción de los picos en caso de inundaciones; sin embargo, el impacto de las actividades disminuirá a medida que aumente el tamaño de la tormenta.

Al mismo tiempo que se implementan las buenas prácticas, se contribuye a la adaptación ante el cambio climático, reducción de vulnerabilidad y construcción de resiliencia ordenada y facilitada con un enfoque de cuencas hidrográficas. El éxito de adopción radica en el beneficio económico y diversificación de los medios de vida de las poblaciones que proporcionan las buenas prácticas.

Para poder orientar la diversificación en los medios de vida y la construcción de resiliencia con la implementación de buenas prácticas para la adaptación al cambio climático fue necesario el determinar el costo de las mismas. En el cuadro 2 se observa que la práctica más costosa es la de sistemas agroforestales para la restauración, mientras que la siembra en contorno es la más económica.

Cuadro 2. Costo de las buenas prácticas para la adaptación al cambio climático en el Estero Jaltepeque, El Salvador.

Buenas prácticas para la adaptación al cambio climático	Costo (US\$/ha)	Buenas practicas - RIOS Portfolio Adviser
<b>P1. Labranza de conservación con cobertura del suelo y cultivos de cobertura</b>	162.80	Conservación de suelos
<b>P2. Terrazas de Formación Lenta</b>	220.20	Terrazas
<b>P3. Siembra de cultivos con curvas a nivel (siembra en contorno)</b>	113.80	Siembra en contorno
<b>P4. Siembra de materiales mejorados y adaptados a condiciones climáticas</b>	200.00	Siembra de especies adaptadas
<b>P5. Manejo Integral de Nutrientes del Suelo (MIN)</b>	452.60	Manejo integrado del suelo
<b>P6 Sistemas agroforestales para la restauración</b>	1257.05	Agroforestería
<b>P7. Sistemas silvopastoriles para la restauración</b>	466.80	Sistemas silvopastoriles
<b>P8. Técnicas para el uso eficiente del agua (reservorios de agua/estanques y sistemas de riego por goteo)</b>	1021.43	Uso eficiente del agua
<b>P9 Restauración de bosques en áreas críticas de protección hídrica</b>	687.00	Restauración hidrológico-forestal
<b>P10 Restauración Ecológica de Manglares (REM)</b>	3443.75	Restauración ecológica de manglares

Por otro lado, es fundamental conocer la distribución de áreas por usos del suelo en la cuenca, ya que esto determinará la disponibilidad de áreas para la transición y conversión. Las áreas con mayor extensión corresponden a la agricultura tropical mixta, seguida de la caña de azúcar, mientras que existe muy poco suelo descubierto y cultivos permanentes (Cuadro 3).

Cuadro 3. Áreas de las actividades del mapa base LULC (Land Use Land Change) en el Estero Jaltepeque, El Salvador

Actividad	Area (ha)	% del Total
Agricultura tropical mixta	28,511.96	29.63
Caña de azúcar	14,688.04	15.27
Pastura tropical	10,315.43	10.72
Bosque mixto, agricultura, pasture	9,736.43	10.12
Café	7,361.80	7.65
Esteros/humedales	6,391.04	6.64
Arbustos/tacotales	5,522.94	5.74
Bosque mixto tropical/subtropical	2,770.86	2.88
Urbano	2,584.31	2.69
Bosque tropical siempre verde	2,308.71	2.40
Vegetación riparia arbórea	1,360.46	1.41
Bosque mixto, agricultura	1,204.69	1.25
Bosque decíduo tropical	1,122.63	1.17
Esteros/pasto	1,001.86	1.04



Cultivo permanente	880.33	0.92
Cuerpo de agua	375.53	0.39
Suelo desnudo	39.43	0.04
Humedal	34.46	0.04
	96,210.92	100.00

Para completar el proceso de priorización se propuso un presupuesto hipotético de 200.000 USD, el cual permitió distribuir las buenas prácticas en los usos de suelo respectivos para lograr una conversión de 3083 has en la región hidrográfica del Estero Jaltepeque, lo que corresponde al 3% del área total de la misma (Cuadro 4).

Cuadro 4. Conversión de áreas por actividad según presupuesto definido.

<b>Tipo de actividad (raster id)</b>	<b>Gasto actual</b>	<b>Presupuesto total</b>	<b>Area Convertida (Ha)</b>
Presupuesto flotante	n/a	200001	n/a
Agroforesteria (0)	109966.734	99999	87.48
Siembra en contorno (1)	50329.188	50001	442.26
Restauración ecológica de manglares(2)	136682.4375	150000	39.69
Uso eficiente del agua (3)	205184.8584	150000	200.88
Restauración hidrológico-forestal (4)	198659.79	200001	289.17
Manejo integrado de suelos (5)	98983.62	99999	218.7
Siembra de especies adaptadas (6)	219834	69999	1099.17
Sistemas silvopastoriles (7)	80158.896	80001	171.72
Conservación de suelos (8)	49977.972	50001	306.99
Terrazas (9)	50119.722	50001	227.61
<b>Total</b>	<b>1199897.218</b>	<b>1200003</b>	<b>3083.67</b>

En la figura 2 se puede observar la distribución espacial de los usos del suelo en función de la transición positiva y la ausencia de transición resultante en un escenario de territorio desprotegido. En la figura 3 se observa la porción más impactada de la región hidrográfica, donde se concentrarían las máximas transiciones, las cuales se presentan en las cabeceras de los municipios ubicados en esta región, y, corresponden a las pendientes mayores, donde se concentran las buenas prácticas relacionadas con la agricultura y la restauración.

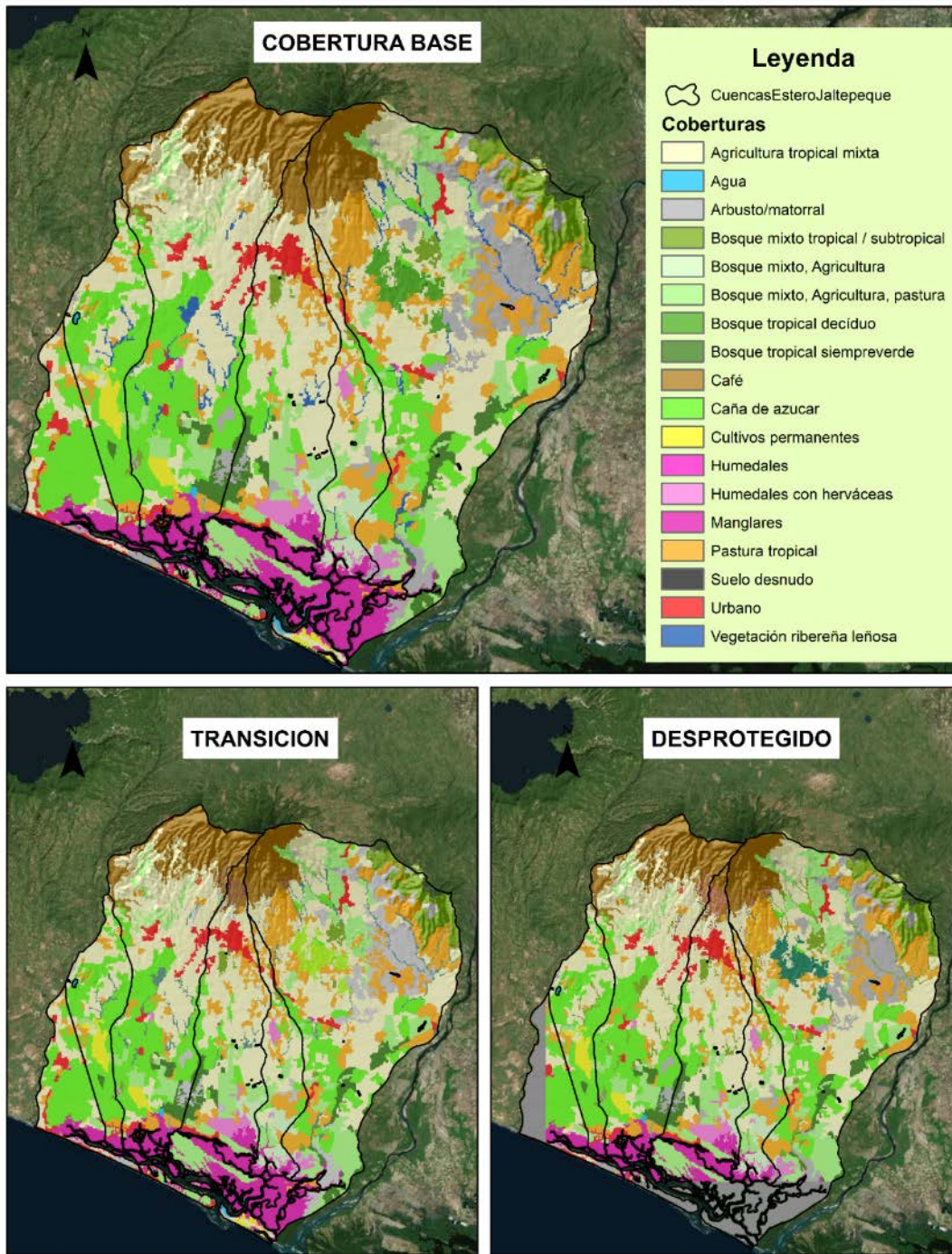


Figura 2. Transiciones con y sin implementación de buenas prácticas de manejo de cuencas para la adaptación al cambio climático en la región del Estero Jaltepeque, El Salvador.

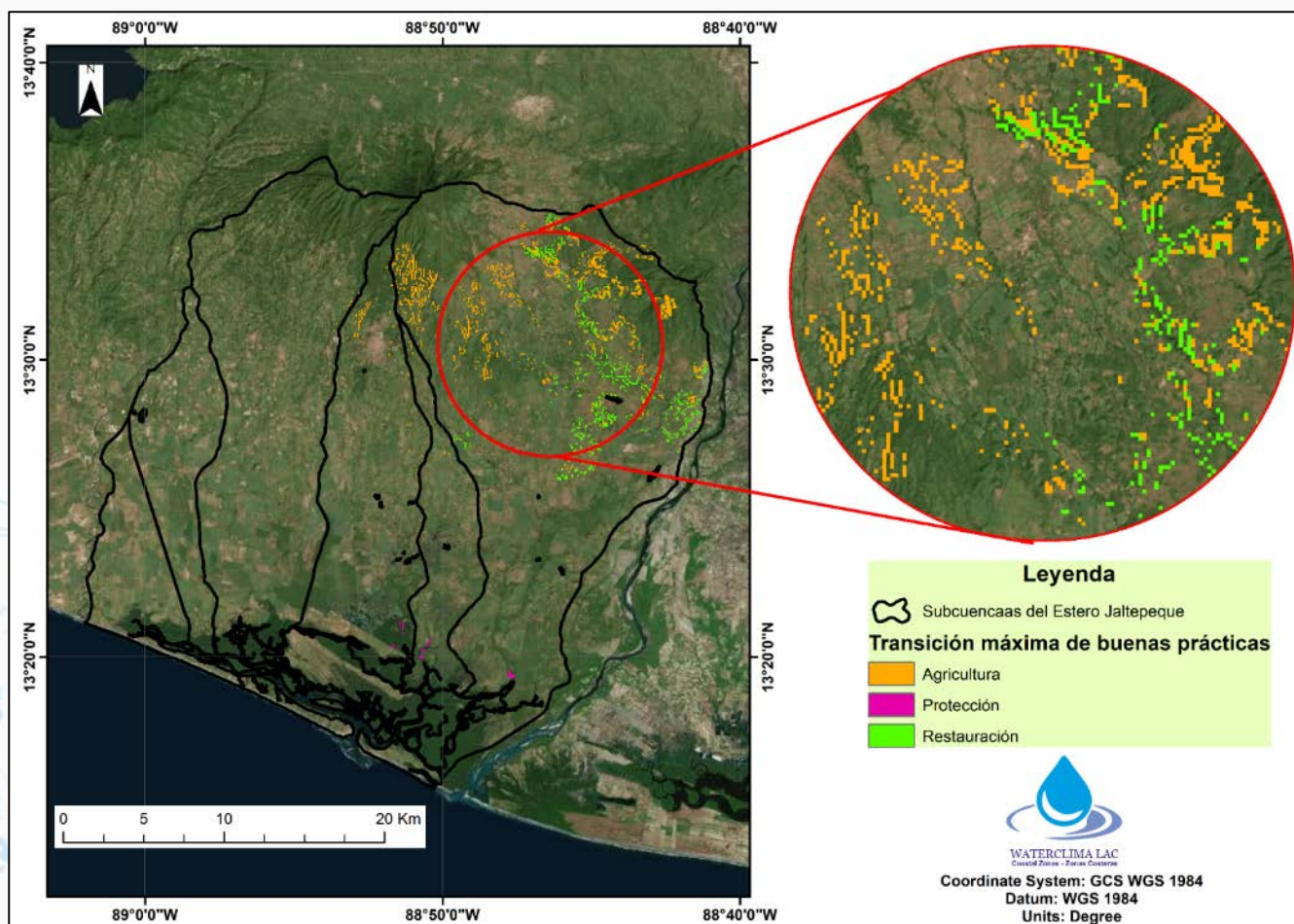


Figura 3. Localización de las zonas de mayor prioridad para la implementación de buenas prácticas de manejo de cuencas para la adaptación al cambio climático en la región del Estero Jaltepeque, El Salvador.

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La concentración de sitios para implementar las buenas prácticas de manejo de cuencas se da en las cabeceras municipales de Tecoluca y Zacatecoluca, ubicadas en las partes altas de la región hidrográfica del Estero Jaltepeque. Por tanto, es importante ensayar escenarios nuevos con cambios en la asignación presupuestaria, ya que, las buenas practicas a las que se asignó mayor presupuesto fueron las de restauración, al considerarse las más costosas de implementar. De manera similar, Guerrero et al (2019) asignaron más presupuesto a la reforestación y buenas prácticas pecuarias y agrícolas por ser las actividades que consideraron como las más onerosas y porque presentan menos área a intervenir e impactar. La línea protección de bosque fue la que más área impactó (36,8 %, seguido por las de regeneración natural y educación ambiental con áreas a impactar de 30,1% y 16% respectivamente de las 6262 ha delimitadas en el portafolio de inversión de la iniciativa Agua Tica, en el valle central de Costa Rica. En nuestro caso, al tratarse de un contexto costero-rural, las áreas de mayor impacto corresponden a la siembra de especies adaptadas (1099 ha) y la siembra en contorno (442 ha). Ambas prácticas son además las menos costosas.

Como siguiente paso, será fundamental validar en campo las áreas priorizadas para la implementación de las prácticas, y ajustar los lugares específicos en función de la disponibilidad y la participación de los posibles beneficiarios o proveedores de servicios ecosistémicos. Una metodología apropiada para esto sería la cartografía social.

Un análisis integral del recurso hídrico bajo el enfoque de planificación y gestión de cuencas hidrográficas o regiones hidrográficas, que incluya tanto los datos técnico-científicos sobre cambio climático, pero también la percepción social sobre la vulnerabilidad inherente de sus comunidades y territorios permite comprender mejor el abordaje para la intervención hacia la resiliencia y sostenibilidad de dichos territorios. Las intervenciones conducentes a construir resiliencia implican el desarrollo de acciones en el marco de una infraestructura verde,

ligadas a la gestión integral del recurso hídrico basado en el manejo de cuencas hidrográficas, y requiere de inversiones a largo plazo (Calvache et al, 2012), y, es en esa tarea donde la planificación por medio de la priorización y optimización de recursos es fundamental.

El juicio experto y la validación participativa de información básica como las buenas prácticas de manejo de cuencas, que demuestran éxito previo de adopción, aportan mayor probabilidad de éxito en el manejo de cuencas para la adaptación al cambio climático. Al mismo tiempo, se logra gestionar los servicios ecosistémicos hídricos clave para cada contexto y que en consecuencia permitirán la seguridad hídrica para el ser humano y el ecosistema que la sostiene.

Un proceso de monitoreo y evaluación de la implementación de las buenas prácticas de manejo de cuencas, identificadas y ensayadas mediante este ejercicio, requerirá modelar de nuevo el comportamiento de la región hidrográfica con respecto a una adecuada mantención o conservación de los servicios ecosistémicos. Esto se puede llevar a cabo con ayuda de modelos complementarios, como Soil and Water Assessment Tool (SWAT) o Integrated valuation of ecosystem services and trade offs (INVEST), que permiten reportar los cambios en los aportes de sedimentos por erosión, así como la potencial recarga hídrica, entre otros servicios ecosistémicos.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo económico del Proyecto WaterClima-LAC, Gestión de zonas costeras financiado por la Unión Europea- DCI-ENV/2014/350-470; al Biol. Walter Chacón por su apoyo en la coordinación local de la fase de campo y a los pobladores de la región del Estero Jaltepeque por su activa participación.

## 6. LITERATURA CITADA

- Bollmann, M.; Bosch, T.; Colijn, F.; Ebinghaus, R.; Froese, R.; Güssow, K.; Khalilian, S.; Krastel, S.; Körtzinger, A.; Langenbuch, M.; Latif, M.; Matthiessen, B.; Melzner, F.; Oschlies, A.; Petersen, S.; Proelß, A.; Quaas, M.; Reichenbach, J.; Requate, T.; Reusch, T.; Rosenstiel, P.; Schmidt, J.; Schrottke, K.; Sichelschmidt, H.; Siebert, U.; Soltwedel, R.; Sommer, U.; Stattegger, K.; Sterr, H.; Sturm, R.; Treude, T.; Vafeidis, A.; van Bernem, C.; van Beusekom, J.; Voss, R.; Visbeck, M.; Wahl, M.; Wallmann, K.; y Weinberger, F.: World Ocean Review: Living with the oceans, Maribus GmbH, Hamburgo, Alemania, 2010, 236 pp.
- Calderon, H; Weeda, R; Uhlenbrook, S. 2014. Hydrological and geomorphological controls on the water balance components of a mangrove forest during the dry season in the Pacific Coast of Nicaragua. *Wetlands*, 34.4: 685-697.
- Calvache, A; Benítez, S; Ramos A. 2012. Fondos de Agua: Conservando la Infraestructura Verde. Guía de Diseño, Creación y Operación (en línea). Bogotá, Colombia, Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua, The Nature Conservancy, Fundación FEMSA, Banco Interamericano de Desarrollo. 144 p. Consultado 29 may. 2017. Disponible en [https://extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/trabalhos/livro/Livro%20LAWFP\\_ESP\\_low%20050312.pdf](https://extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/trabalhos/livro/Livro%20LAWFP_ESP_low%20050312.pdf)
- CARE, 2017. Climate Change and resilience <http://careclimatechange.org/>
- De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., Mcvittie, A., Portela, R., Rodriguez, L. C., Ten Brink, P. & Van Beukering, P: Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 2012, 1: 50-61.
- Guerrero, M; Herrera-F.; B. Carazo, F. 2019. Priorización de inversiones para la conservación del recurso hídrico en iniciativas público-privadas: el caso de Agua Tica, Costa Rica. San José, Costa Rica, Fundecor. 43 p. (Serie Técnica no. 2: Laboratorio Vivo de Mi Paisaje).
- IPCC: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 2014, 151 pp.
- IPCC, 2015. Glossary of Terms used in the IPCC Fourth Assessment Report <https://www.ipcc.ch/pdf/glossary/tar-ipcc-terms-sp.pdf>

MacDonald, L.: Evaluating and Managing Cumulative Effects: Process and Constraints. *Environmental Management*, 2000, 26: 299 pp.

NASA, 2017 NCCS THREDD. <https://cds.nccs.nasa.gov/nex-gddp/>

Vogl, A.; Tallis, H.; Douglass, J.; Sharp, R.; Veiga, F.; Benitez, S.; Leon, J.; Game, E.; Petry, P.; Guimeraes, J.; Lozano, J.S.: Resource Investment Optimization System (RIOS). Introduction & Theoretical Documentation Project, TNC (ed.), Stanford University, 2016, 107 pp.

**ID-071: “MÓDULO DIDÁCTICO EN LA PARTE ALTA DE LA CUENCA DE LA PAZ, RESPONSABILIDAD SOCIAL UNIVERSITARIA, INTERVINIENDO PARA MEJORAR LOS SERVICIOS AMBIENTALES EN LA PARTE ALTA DE LA CUENCA”**

Sevilla Unda Victorvsevilla@uabcs.mx  
Profesor Investigador Departamento de Ciencias de la Tierra  
Gestión y Ciencias del Agua –UABCS  
Flores López María Z. m.zflores@uabcs.mx  
Profesor Investigador Departamento de Ciencias de la Tierra  
Gestión y Ciencias del Agua –UABCS  
Ramos Alejandro jalejandroramos@gmail.com  
Profesor Investigador Departamento de Ciencias de la Tierra  
Gestión y Ciencias del Agua –UABCS

Carretera al Sur KM 5.5., Apartado Postal 19-,B, C.P. 23080, La Paz Baja California Sur, México.  
Universidad Autónoma de Baja California Sur,

**RESUMEN**

Desde finales de 2017, El proyecto “Módulo didáctico en la parte alta de la cuenca de La Paz, predio Don Mariano”, MDDM, fue concebido desde la perspectiva del extensionismo universitario. En el ámbito nacional, el enfoque de los centros experimentales comienza en la década de los 60’s bajo una perspectiva agraria, siendo los centros experimentales agrícolas de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, en Coahuila, y la Universidad Autónoma de Chapingo, en el estado de México, las más emblemáticas del país. Sin embargo, la perspectiva ha cambiado en las últimas décadas, incluyendo temas como desertificación, cambio climático, sustentabilidad ambiental, y más recientemente, el enfoque desde la Responsabilidad Social Universitaria. Desde esta perspectiva, el MDDM trabaja bajo la premisa de incentivar comunidades de aprendizaje mutuo, convocando diversos actores universitarios y no-universitarios para trabajar alrededor de un proyecto socioambiental consensuado. La estrategia responde a una lógica proactiva (de innovación), creando nuevas solidaridades para la solución de problemas sociales y ambientales, orientando la actividad científica (Programa de vegetación, Programa de Hidrología y modelación y programa de suelos y geología) con interlocutores externos a fin de articular la producción de conocimiento con la agenda de desarrollo local. Desde la perspectiva de la RSU, El MDDM busca llevar a cabo su propuesta a través del desarrollo de cuatro procesos simultáneos; gestión, formación, producción de conocimientos y participación social, aquí se exponen los avances de dichos procesos en sus impactos educativos, cognitivos y sociales obtenidos a un año y medio de operación en el MDDM, plazo, hay que decirlo, muy corto para el desarrollo de temas hidroforestales, sin embargo, en esta fase inicial, se está trabajando con la base instrumental y académica para que en el mediano plazo, procesos e impactos se fortalezcan a través de la transversalidad y la interdisciplina, con nuevas alianzas que permitan que el MDDM crezca, así mismo, que éste participe de la articulación en el componente organizacional dentro de la Universidad.

Se expone la compatibilidad entre los objetivos del MDDM y los procesos e impactos que fundamentan la RSU: medir e interpretar las variables del ciclo hidrológico en el contexto geomorfológico y antropogénico de la microcuenca, documentar las obras hidráulicas y monitorear su utilidad para controlar los escurrimientos, erosión e influir en la infiltración y el aumento de biodiversidad. Vincular a la Universidad (mediante las figuras de servicio social, prácticas profesionales, tesis) y con un programa de divulgación de los objetivos del MDDM con la sociedad, actuando sistemáticamente en una zona estratégica para la recarga del acuífero de La Paz.

**Palabras clave:**

MDDM Módulo didáctico Don Mariano, RSU Responsabilidad Social Universitaria, Licenciatura en Gestión y Ciencias del Agua LGyCA, formación, producción de conocimientos y participación social.

## **INTRODUCCIÓN**

Como parte de su misión, la Universidad debe generar y divulgar conocimiento científico y tecnológico, además de visualizar e implementar acciones para que el conocimiento generado en la institución contribuya a la solución de los problemas del entorno local y regional. Ambos aspectos son parte estructural y programática del proyecto “Módulo didáctico en la parte alta de la cuenca de La Paz, predio Don Mariano”, y al mismo tiempo, coyunturales con los objetivos de la RSU. Ante la nascente licenciatura en Gestión y Ciencias del agua y en respuesta a una apremiante situación de la cuenca hidrológica de La Paz, en 2017 se gesta la idea de crear un módulo didáctico universitario en la parte alta de la cuenca de La Paz, esto como respuesta ante evidencias claras de deterioro en la mayor zona de recarga del acuífero, única fuente de suministro de la ciudad, y ante la disposición y permiso de los habitantes de la zona para intervenir de manera conjunta en 30ha. Estas evidencias se explican por la combinación de actividades antrópicas y procesos naturales; actividad ganadera con grandes superficies devastadas por ramoneo, una precipitación promedio anual de 250 mm (INEGI-SIIATL, 2012), rasgos geomorfológicos que exponen la intensidad de las lluvias torrenciales de verano, y en consecuencia altos coeficientes de escorrentía. Estos eventos locales en la parte alta de la cuenca, se suman a un manejo inadecuado del estrés hídrico del resto de la cuenca de La Paz, que ha mostrado en los últimos años señales aceleradas de deterioro manifestado en varias formas: desorden en la mancha urbana en la parte baja de la cuenca, desequilibrio geohidrológico expuesto con la intrusión marina de aguas subterráneas y el riesgo de áreas urbanas por avenidas extraordinarias en la temporada tropical de huracanes (Boncheva y Bermudez, 2013; A Cruz-Falcón- R.Vázquez\_González et al, 2011). En conjunto, esto se revela en una disponibilidad negativa del acuífero (CONAGUA, 2015)

Así, bajo la premisa de la RSU, desde la Licenciatura en Gestión y Ciencias del Agua de la UABCS, se plantea, a través de la figura de Módulo didáctico experimental, monitorear 30Ha ambientalmente degradadas en el predio Don Mariano, esto a través de la formación de comunidades de aprendizaje mutuo, y de la interacción de actores universitarios y no-universitarios: Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), la Sociedad de Historia Natural Niparaja A.C. y los codueños del predio. Instancias y agentes diversos que unen sus esfuerzos y recursos para un objetivo común y consensuado, que es conservar y rehabilitar los servicios ambientales de esta porción de la parte alta de la cuenca, a través de acciones que incrementen infiltración y biodiversidad y disminuyan escorrentía y erosión. El proyecto MDDM, al combinar el esfuerzo académico de la LGyCA, de una comunidad local, de una ONG, de una instancia federal es, por sus objetivos y alcances, pionero con este enfoque y pretende ser una referencia para las regiones desérticas y semidesérticas del noroeste de México. El MDDM se presenta como una opción con un amplio potencial académico y de investigación, que a largo plazo podrá proveer de información científica que ajuste y perfeccione los índices, coeficientes y modelos hidrológicos y geohidrológicos que pudieran ser aprovechados para revisar manuales, reglamentos y términos de referencia de instancias federales dedicadas de administrar los recursos naturales y las cuencas hidrológicas en zonas áridas. El proyecto encuentra su justificación proyectando sus objetivos y alcances académicos y de investigación, tanto al interior de la Licenciatura en Gestión y Ciencias del Agua, como hacia el exterior, creando una alianza con otros actores que persiguen un fin común, el desarrollo de esta alianza promueve los valores de la propia responsabilidad social de la Universidad, incluyendo un programa de divulgación a desarrollar.

## **1 LOCALIZACIÓN**

El MDDM se localiza al SE de la cuenca de La Paz, a aproximadamente 38km al SE de la ciudad de La Paz. El MDDM está entre los 497 y 530msnm en una zona rural de comunidades dispersas, localmente conocidas como Don Mariano y consta de dos polígonos, uno de 25H y otro de 5Ha.

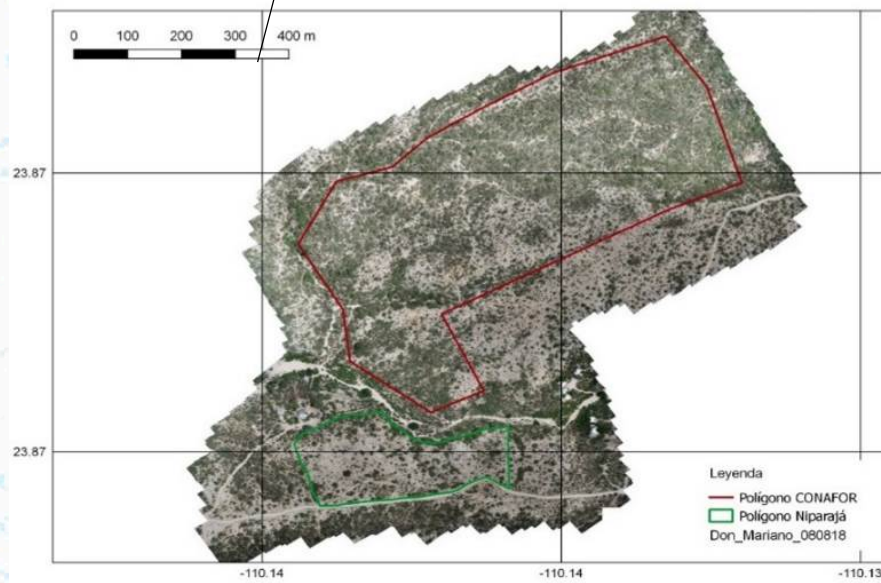


Figura 1. Localización del MDDM en el contexto de la cuenca de La Paz

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología del aprendizaje – servicio a través de una orientación curricular con estrecha relación con los problemas reales (económicos, sociales, ecológicos), en este caso de las comunidades aledañas a las 30ha del MDDM, se vincula con saberes locales o actores involucrados directamente con dichos problemas. Desde su estructura académica, la licenciatura en Gestión y Ciencias del agua, y con base en las metas académicas del Módulo, éste se estructura en 3 programas o líneas de investigación; Hidrología y modelación, Vegetación y Suelos y Geología. Estos programas pretenden orientar la actividad científica y académica, a través de sus respectivas líneas de investigación universitaria, con interlocutores externos a fin de articular la producción de conocimiento con la agenda de desarrollo local y con los programas sociales del sector público, en este caso del programa de compensación ambiental de CONAFOR, el cual fue elaborado por alumnos de la Licenciatura en Gestión y Ciencias del Agua y posteriormente sometido a evaluación para ser autorizado y financiado por la



CONAFOR en febrero de 2018. El diseño y construcción de las obras hidráulicas y de conservación de suelos e infiltración, fue a través de dicho programa de compensación. Los trabajos ya han sido ejecutados a través de empleo temporal por parte de personas de las localidades rurales dentro de la microcuenca. En Abril de 2018 se cercaron 25 Ha por parte de la CONAFOR en el polígono con más evidencias de deterioro ambiental (baja densidad de vegetación y mayor densidad de cárcavas). Entre los meses de mayo a junio de 2018 se plantaron 7500 árboles de mezquite en dicha superficie del MDDM, esto como parte de los trabajos de restauración del suelo y reforestación. Posteriormente, entre Junio y Agosto, con base en los estudios de topografía, densidad de vegetación y análisis de suelo, que conforman el programa de compensación ambiental, se construyeron las siguientes obras:

- Presas de Piedra (42m) (105m<sup>3</sup>)

Construcción de 25 presas de piedra con sección trapezoidal (base más grande = 1,60 m, base más pequeña = 0,40 m y altura = 0,70 m) con piedra no acentuada y con una meseta de 1 m de largo por 1,20 m de ancho y 0,20 m de espesor; Incluye: cargar y transportar el material dentro del trabajo, el trazo y la colocación.

Foto 1 y 2 presas de piedra acomodada con roca (gabros) de la región, (sierra El Novillo)



Terrazas (185 m)

Construcción de terrazas individuales con 1.50 m de diámetro y altura de 0.25m; Incluye: excavación, formación de terraza, carga y transporte del material al sitio y ubicación.

Una segunda etapa de la aplicación del programa de compensación ambiental, a desarrollar en el cuatrimestre restante de 2019, corresponde a la reposición de planta y riego de auxilio. Estas plantas corresponden a la producción en charola de 3000 ejemplares de mezquite y pitahaya. Estas labores permitirán el empleo temporal de 5 personas.

Los servicios ambientales de la parte alta de la cuenca de la Paz se han visto deteriorados durante mucho tiempo por la combinación de acciones antrópicas y por efectos naturales, lo que vulnera la base físico-ambiental de las actividades primarias de la región, siendo, por tanto, los codueños de la tierra los primeros interesados en intervenir en la zona. Además de las 30Ha del MDDM, están reconocidas cientos o miles de Ha con las mismas condiciones de deterioro hidrológico-ambiental en la principal región de recarga del acuífero de La Paz. Para lograr los impactos esperados en el MDDM a mediano plazo, tanto en las 25 Ha donde se realizaron las obras de CONAFOR, como en 5Ha adicionales donde no hay obras, se ha instrumentado una red de monitoreo que permita medir las variables del ciclo hidrológico y su repercusión en los servicios ambientales de esta parte alta de la cuenca:

#### **Instrumentación:**

- 1 estación Davis Pro2

La estación meteorológica Davis Instruments con transmisión inalámbrica y sensores de radiación solar y UV ofrece amplios beneficios de medición, durabilidad, versatilidad y precisión. Se pueden obtener pronósticos, gráficos en pantalla y mucho más. De un sólo vistazo los iconos muestran la previsión del tiempo (soleado, variable, cubierto, lluvia o nieve), mientras que las funciones de aparición sucesiva en pantalla ofrecen información más detallada. El conjunto de sensores integrados combina todos los sensores externos en un sólo kit (la instalación es más sencilla que nunca y mejoran las prestaciones y el rendimiento). Incluye pluviómetro de cazoletas, anemómetro, y sensores de temperatura, humedad, radiación solar y UV. Para mejor precisión, los sensores de humedad y temperatura están ubicados en el protector solar. Este protege los sensores de la radiación solar y otras fuentes de calor irradiado o reflejado. Elija entre nuestro protector solar estándar, o, para una precisión extrema, el protector solar con aspiración de aire.

Este instrumento obtiene una base de datos cada media hora para toda el polígono del MDDM, de los datos de precipitación se conocerá la intensidad de lluvia en las microcuencas georeferenciadas que conforman al módulo. Este volumen conocido en tiempo real será registrado en los level loggers colocados aguas abajo en la zona de descarga de las microcuencas.



Fotos 3 y 4 Colocación de estación meteorológica Davis dentro del polígono de 5Ha

loggers y un barologger

➤ 4  
level

El Levellogger Edge registra medidas altamente confiables de niveles y temperatura del agua subterránea y superficial. Combina un sensor de presión, un detector de temperatura, una batería de litio de 10 años de duración y un registrador de datos, todo sellado dentro de una carcasa cilíndrica de 7/8" x 6.25" (22 mm x 159 mm) de acero inoxidable con revestimiento de PVD a base de Titanio. El Levellogger Edge mide la presión absoluta usando un sensor de presión Hastello y, que ofrece una durabilidad y confiabilidad excelentes. Lo anterior, combinado con el revestimiento de PVD a base de Titanio, ofrece una alta resistencia a la corrosión en ambientes agresivos, lo que permite la obtención estable de datos en condiciones extremas de presión y temperatura. Los sensores Hastelloy pueden resistir dos veces la presión sin sufrir daño permanente. El Levellogger Edge alcanza un amplio rango de presión compensada con la temperatura (0 a 50°C, -10 a 50°C para el Barologger Edge), y una rápida respuesta termal. El Levellogger Edge tiene una alta resolución y una precisión en las medidas del 0.05% de la escala total (FS). El Barologger Edge provee el más fácil y preciso método de compensación barométrica.

Aplicaciones:

- Monitoreo de cuencas, zona de recarga y descarga, almacenamiento de acuíferos
- Aforos de corrientes de agua, lagos y manejo de embalses (reservorios)
- Monitoreo de pantanos y picos de escorrentía poraguaceros
- Abastecimiento de agua y niveles de tanques

- Manejo de aguas de minas y lixiviados de rellenos sanitarios
- Monitoreo a largo plazo de pozos, cuerpos de agua superficial y ambientes costeros

Se han instalado 2 de los 4 level loggers, uno en una microcuenca de 0.5Ha dentro del polígono pequeño del módulo del MDDM, y otro en un pozo o noria localizada en un afluente del cauce del arroyo El Cuave. En el primer caso, el dispositivo registrará el paso del agua que drena la microcuenca, el volumen será verificado y medido con el sensor de presión que mide el tirante de agua durante el evento pluvial, estos datos se compararán con la precipitación de la estación meteorológica. En el segundo caso, el level logger está colocado dentro de la columna de agua de una noria a aproximadamente 4m de profundidad. Los cambios en los niveles piezométricos serán monitoreados mediante este instrumento.



Fotos 5,6 y 7 Colocación de level logger dentro noria y de cárcava principal del polígono de 5Ha

A través de un convenio de asignación de recursos con el COSCYT, se adquirirán los siguientes instrumentos en el último trimestre de 2019:

➤ 1 Caudalímetro

El caudalímetro o "molinete" es un instrumento altamente preciso para medir la velocidad del agua y son utilizados para la medición de canales abiertos o tuberías parcialmente llenas. El medidor de velocidad del agua consiste en un sensor de turbo-hélice de desplazamiento positivo acoplado a un vástago telescópico que termina en una computadora con pantalla. El medidor calcula un promedio verdadero para hacer mediciones más precisas. El medidor de flujo es ideal para estudios de escurrimientos de tormentas, mediciones de drenajes, ríos y canales de riego. Sensor de turbo-hélice - El medidor de flujo incorpora un exclusivo sensor de turbo-hélice que utiliza la tecnología de desplazamiento positivo más precisa para detectar la velocidad. La turbo-hélice está diseñada para protegerse de escombros y está dentro de una carcasa de 5.08cm (2") de diámetro. Esta carcasa puede colocarse directamente en el fondo de una tubería o canal de agua para medir flujos bajos de hasta 5cm de profundidad. La propela gira libremente en un eje embalado sin interconexiones para minimizar la fricción. Un elemento magnético en la propela genera un impulso eléctrico que va hasta la computadora por medio de un cable por dentro del vástago. La hélice puede removerse con facilidad para limpieza o reemplazo.

El caudalímetro a se instalará en la cárcava principal del polígono grande (25ha), éste instrumento medirá la velocidad del agua en la mayor área de drenaje del módulo principal del MDDM.

➤ 1 Lisímetro

Es una herramienta para recoger muestras de solución de suelo y realizar a continuación análisis químicos cuantitativos. De este modo el operador puede controlar fácilmente el nivel de nutrientes, tales como amoníaco, nitrato, fósforo, potasio, sulfato, calcio y magnesio.

Este instrumento permitirá monitorear los cambios en los distintos tipos de sustrato reconocidos en el área. Si se logran restaurar los servicios ambientales, esto se verificará paulatinamente en el contenido químico del suelo.

- 3 GPS Garmin eTrex 20x Navegador GPS outdoor portátil

Resistentes al agua, compás GPS, altímetro GPS, medición áreas, mapa base mundial, receptor GPS WAAS

- Dron Mavic Pro 4

Es un dron potente y portátil con una cámara 4K con estabilizador en tres ejes, un alcance de transmisión de 7 km y un sofisticado diseño.

- Elaboración de maqueta para divulgación

Se construirá una maqueta de 120 cm X 120 cm, base en madera acabado rustico, relieve con acabado en resina y fibra de vidrio, texturizado con gran similitud al relieve real, (cárcavas y vegetación) con los límites del MDDM (cercos), instrumentos, (estación meteorológica, level loggers, caudalímetro) y las obras. Escala horizontal aproximada: 1: 835 Exageración vertical probable: 1: 4 (por definir). Resolución del relieve: curvas de nivel a cada metro y un peso 10 kg aproximadamente.

### *Diseño experimental y Metodologías*

Dada la multidisciplinariedad que se desarrolla en el MDDM, se exponen las diversas metodologías aplicadas a la fecha en cada uno de los programas:

#### 1) Programa de Vegetación

- ✓ Para analizar los cambios en cobertura y densidad de vegetación se emplea un dron. Con las fotos se generará un ortomosaico georreferenciado y un modelo digital de superficie sin vegetación.
- ✓ Se utilizarán fotografías convencionales y dado el caso, una cámara para el cálculo de índices de vegetación.
- ✓ La cobertura vegetal se estimará mediante clasificación por áreas (clasificación supervisada y no-supervisada).
- ✓ Se empleará un muestreo estratificado sobre las zonas con vegetación basado en censos de comunidades vegetales (Fredericksen y Mostacedo, 2000). Se realizará anualmente posterior a la temporada de lluvias (octubre o noviembre).
- ✓ Se muestrearán puntos, donde se establecerá un círculo con un radio de 17.84 m, que equivale a un área de 1,000 m<sup>2</sup>.

- ✓ Se estimará la riqueza de especies, la densidad y los índices de Simpson y Shannon-Wiener. Asimismo, la composición de la especie se relacionará con variables físicas para determinar si el cambio en el tiempo se ve influenciado por alguna de ellas (o varias en particular)

## 2) Programa de Hidrología y modelación

- ✓ Formación de la precipitación
- ✓ Origen y tipos de precipitación:
- ✓ Medición de la precipitación
- ✓ Precipitación media
- ✓ Precipitación máxima probable
- ✓ Escorrentía
- ✓ Sectores del hidrograma
- ✓ Factores de la forma del hidrograma
- ✓ Descomposición de hidrograma
- ✓ Mediciones en una estación hidrométrica
- ✓ Mecanismos de infiltración
- ✓ Perfil de humedad del suelo
- ✓ Caudal máximo
- ✓ Evaporación y evapotranspiración
- ✓ Análisis estadístico y de probabilidad: variables aleatorias
- ✓ Ecuación de balance
- ✓ Modelo hidrológico

## 3) Programa de Suelos y geología

- ✓ Cartografía geológica a detalle 1:10,000
- ✓ Análisis estructural, densidad de fracturamiento y permeabilidad secundaria y relación con la percolación e infiltración.
- ✓ Agua subterránea
- ✓ Conformación del complejo acuífero en rocas fracturadas

- ✓ Piezometría
- ✓ Calidad del agua
- ✓ Hidrogeoquímica
- ✓ Evolución y morfogénesis edafológica del basamento granítico Morfogénesis edafológica del suelo
- ✓ Erosión hídrica
- ✓ Caracterización de cárcavas (métodos empíricos)
- ✓ Mediciones de cambio de nivel
- ✓ Mediciones volumétricas
- ✓ Secciones transversales
- ✓ Trampas de sedimento

### **3 RESULTADOS**

#### 1) Programa de Vegetación

En este programa están trabajando 1 alumno en servicio social de la licenciatura en Gestión y Ciencias del Agua y 6 alumnos de la carrera de Ciencias ambientales están realizando su estancia de investigación. El proyecto MDDM concibe a la cuenca como un sistema funcional entre suelo-vegetación-agua, modificado por la actividad humana, así, la vegetación constituye uno de los factores a monitorear dentro de las 30 Ha del módulo. Los objetivos son: Estimar los cambios en la cobertura vegetal semestralmente e interanualmente determinando los cambios en densidad, cobertura y diversidad en la comunidad, estimando dichos cambios mediante índices de vegetación espectrales. Otro método complementario en este programa es el fototrampeo para monitorear el paulatino cambio esperado en la diversidad y abundancia en la fauna, asociada al esperado aumento en abundancia y densidad de vegetación. Para la conformación del programa de compensación ambiental ante la CONAFOR, se realizó un censo de vegetación a finales de 2017, repitiéndose otro censo en septiembre de 2018. Se muestrearon 3 puntos representativos contando los individuos en un círculo con un radio de 17.84 m, que equivale a un área de 1,000 m<sup>2</sup>. Con esta información se estima la riqueza de especies, la densidad y los índices de Simpson y Shannon-Wiener.

Los resultados del año 2018 para la cobertura vegetal (ver tabla 1) indican que ésta oscila entre el 4% y el 60% dependiendo del área y la zona de interés. Coincidiendo el valor más bajo de cobertura en la zona con mayor erosión durante el periodo de secas. Los censos vegetales realizados muestran una moderada diversidad vegetal y una riqueza de solo 20 especies en la zona de menor alteración y solo 11 en la zona con mayor erosión. Para la diversidad animal estimada con fototrampeo, se han obtenido más de 30,000 fotografías en 3 estaciones en el área de estudio de las cuales se han procesado alrededor de 15,000. Estas deben de ser seleccionadas quitando fotos que se hayan activado por movimientos de ramas u hojas, dejando solo las fotografías con animales. La riqueza de especies por estación se muestra en la (figura 2). En general, el fototrampeo observa una mayor incidencia de especies invasoras (hasta el 90% de las fotografías de una estación) y solo 4 especies silvestres de mamíferos y 4 de aves con abundancias relativas muy bajas. Asimismo, las zonas con mayor influencia de ganado y humanos presentan las riquezas más bajas (5 y 7 especies), contra 14 especies en la zona con menor daño antropogénico y por pastoreo. La abundancia relativa del ganado es del 68-75% para bovinos en las zonas cercanas al cercado y que solían ser utilizadas. El ganado caprino aun entra a la zona de estudio, presentándose hasta en el 34% de las fotos dentro del área de estudio, y entre el 5 y 12% en las zonas fuera del polígono.

CONAFOR 25Ha				
	Área Suelo	Área Vegetal	% Suelo	% Veget.
<b>Secas</b>	215713.6	42757.1	83.5	16.5
<b>Lluvias</b>	55312.7	203158.0	21.4	78.6
<b>Transición</b>	194886.9	63583.8	75.4	24.6
NIPARAJÁ, A.C. 5Ha				
	Área Suelo	Área Vegetal	% Suelo	% Veget.
<b>Secas</b>	44776.8	1673.0	96.4	3.6
<b>Lluvias</b>	24571.9	21877.9	52.9	47.1
<b>Transición</b>	41247.4	5202.4	88.8	11.2

Tabla 1. Área de suelo desnudo, de vegetación y su porcentaje proporcional para ambos polígonos para los tres periodos considerados para el estudio.

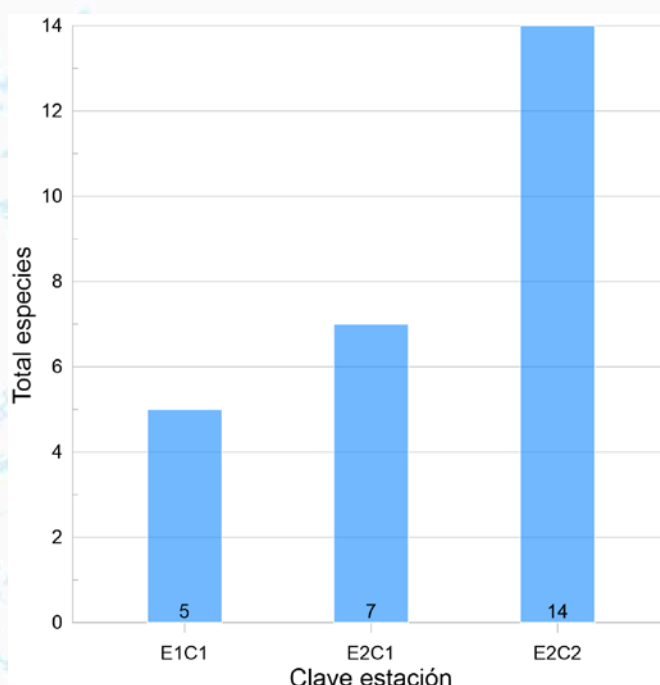


Figura 2. Riqueza de especies por estación dentro del MDDM

## 2) Programa de Hidrología y modelación

En este programa están realizando su servicio social 1 alumno de la licenciatura en Gestión y Ciencias del Agua. Se propone monitorear las variables del ciclo hidrológico y generar un sustento sólido que justifique la relevancia de las hidrotecnias de corrección, considerando su viabilidad para promover proyectos de conservación ambiental e hidrológica a una escala mayor, los cuales producirían un impacto favorable en la recarga al acuífero de La Paz. El MDDM se localiza en la principal zona de recarga de la cuenca de La Paz, alrededor del 50% del volumen llovido en la cuenca de La Paz, ocurre en esta zona, de ahí la importancia de medir la precipitación, intensidad de lluvia y escorrentía. A la fecha se han realizado dos pruebas de infiltración en el predio en distintos meses del año, se considera que serán necesarias pruebas adicionales para generar un contexto de mayor fiabilidad en el tiempo. La metodología del doble anillo utilizada es la prueba generalizada para la estimación de propiedades hidráulicas del suelo. Horton en el año 1939 consideró, para el caso de un

suelo sometido a una precipitación con intensidad siempre elevada a la capacidad de infiltración, una relación empírica para representar el declive de la infiltración en el tiempo puede ser representada de la siguiente manera:

$$I_t = I_b + (I_i - I_b) e^{(-kt)}$$

Por lo tanto de acuerdo a las pruebas de infiltración aplicadas en el predio se puede considerar de forma preliminar que: La conductividad hidráulica saturada  $K_{sat}$  fue de 330 mm h<sup>-1</sup>. La tasa de infiltración inicial  $I_i$  fue de 1200 mm h<sup>-1</sup>. La tasa mínima de infiltración  $I_b$  teóricamente sería igual a la conductividad hidráulica saturada  $K_{sat}$ , si no se presentara el efecto del aire comprimido en el interior del suelo, obstaculizando la infiltración. Por eso  $I_b$  es normalmente menor que  $K_{sat}$ . Cuando se logra que la tasa de la infiltración sea constante, la prueba se concluye. Se puede definir aplicando la ecuación de Darcy que el valor resultante de la infiltración básica es igual a la conductividad hidráulica saturada si la filtración es estrictamente vertical y el perfil del suelo es uniforme. El parámetro  $I_i$  también es un registro derivado de las pruebas porque es una tasa de infiltración inicial, esto es una tasa de infiltración en el momento en que se logra la saturación superficial e inicia la escorrentía superficial, lo que corresponde a decir que  $I_i$  es igual a la intensidad de la lluvia que saturó la superficie del suelo. Aunque es factible que al inicio de la prueba el suelo esté seco o en parte húmedo y por lo tanto en condiciones de no saturación, los valores primariamente muy altos irán reduciéndose con gran rapidez debido a la presión realizada por la columna de agua. La gráfica resultante de la primera prueba de infiltración con una duración de 70 minutos es la siguiente:

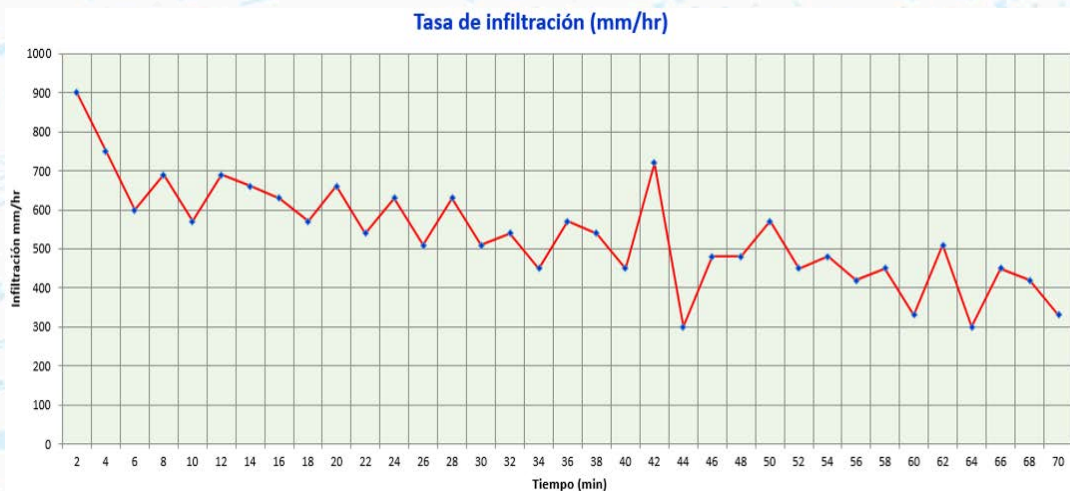


Figura 3 Tasa de infiltración en regosol éutrico MDDM

Los resultados hidrometeorológicos preliminares para el año en curso, 2019, procedentes de la estación meteorológica Davis Vantage Pro2 instalada en el predio establecen que la precipitación mensual, variable de particular interés para su medición en zonas áridas, ha sido relativamente menor comparada a otros años previos que han sido más lluviosos. Se realiza la comparativa de precipitación registrada hasta septiembre 2019 en el módulo contra la precipitación media histórica establecida para el municipio de La Paz.



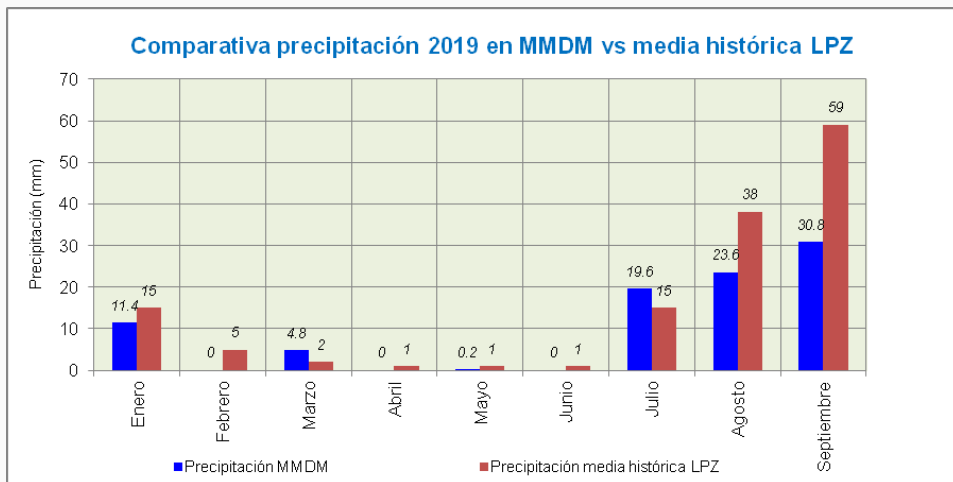


Figura 4 Comparación de precipitación registrada hasta septiembre 2019 en el módulo contra la precipitación media histórica establecida para el municipio de La

El 2019 hasta el momento ha resultado ser un año considerablemente seco, con un acumulado de precipitación de 90.4 mm hasta el día 16 de septiembre a las 9:30 de la mañana.

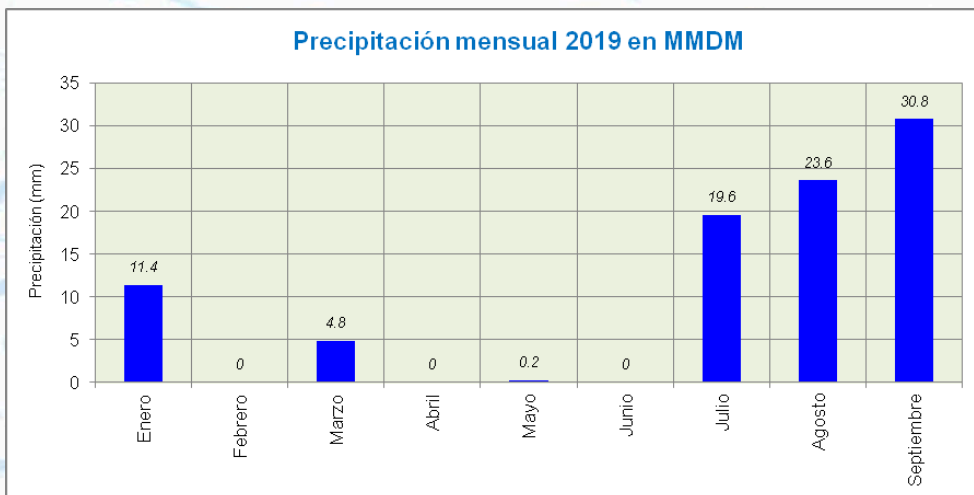


Figura 5 Precipitación mensual 2019 MDDM

Los meses de febrero, abril, mayo y junio se pueden considerar como los más secos de este año 2019, con un acumulado de precipitación entre ellos de 0 mm. Septiembre se registra hasta el momento como el mes más lluvioso (30.8 mm) producto de fenómenos hidrometeorológicos presentes en la región.

### 3) Programa de geología y suelo

A la fecha son 4 estudiantes de Geología los que están realizando su servicio social en este programa. El objetivo del programa es que el estudiante realice investigación básica para medir e interpretar las variables del ciclo hidrológico en el contexto geológico, geomorfológico y antropogénico de la microcuenca. Para desarrollar los objetivos del programa se cuenta con una base cartográfica realizada a través de las ortofotos obtenidas por el

vuelo de dron, escala 1:10,000 y a través de caminamientos para definir contactos y estructuras geológicas. El programa a la fecha ha desarrollado los siguientes trabajos:

- *Suelos*

A través de un muestreo en campo y su tratamiento en laboratorio se ha obtenido la textura, Densidad aparente Color, Porosidad, Capacidad de campo, Punto de marchitez, Humedad disponible y materia orgánica. Estos parámetros arrojan información acerca de rasgos hidráulicos como porosidad e infiltración. De acuerdo con los resultados el suelo del MDDM es un Regosol éutrico (Re): Suelos con un manto de material suelto, sobrepuesto a la capa dura de la tierra, principalmente compuesto por gravas, tienen poco desarrollo y por ello no presentan capas muy diferenciadas entre sí, son claros y pobres en materia orgánica, proceden en gran medida de la desintegración de los diferentes materiales litológicos que conforman a los sistemas montañosos. Frecuentemente son someros, su fertilidad es variable y su productividad está condicionada a la profundidad y pedregosidad, muchas veces están asociados con Litosoles y con afloramientos de roca o tepetate. Son de textura media y presentan una fase física lítica (INEGI, 2006), por su estructura y composición son suelos vulnerables al proceso de erosión.



Fotos 8 Muestreo de perfiles de suelo



Fotos 9 Prueba de infiltración (método de doble anillo)

- *Cartografía geológica a detalle 1:10,000*

Con base en un ortomosaico de aproximadamente 1km<sup>2</sup> se cuenta con el modelo digital de elevación (MDE) y la topografía. Este material se está procesando en un SIG para generar la cartografía geológica preliminar a detalle. Para ello, se han realizado tres salidas de campo para la colecta de datos geológico-estructurales.

Tabla de recopilación de datos estructurales tomados a lo largo de distintos afloramientos en el cauce del arroyo “El Cuave” (UTM: 588509.97-E, 2639911.24-N) en la sección cercana al rancho “Agua de las Palomas”, con relación a la geología del proyecto Don Mariano en la parte sur de la ciudad de La Paz Baja California Sur.

<b>Detalles del dato.</b>	<b>Rumbo Azimutal.</b>	<b>Echado.</b>
Afloramiento en escarpe del arroyo primera parte (sección derecha del arroyo).	225°	5° SE
Sill aflorando en el arroyo (sección derecha del arroyo).	230°	10° SE
Más delante arroyo arriba (sección derecha del arroyo)	310°	06° SE
Fallas normales aflorando en el cauce (al principio del arroyo).	240°	82° NE
Fallas de tipo normal en la división izquierda del arroyo.	110°	78° NE

Tabla 2 Datos geológico-estructurales en la región del MDDM

- *Agua subterránea*

En el área de interés, dentro del MDDM, se encuentran diversos aprovechamientos subterráneos, todos ellos corresponden a norias de entre 4 y 8m de profundidad. Y en todos los casos las obras hidráulicas están asociadas a cauces de arroyo de material de arenoso producto del intemperismo del granito, y a profundidad, el agua subterránea corresponde a rocas graníticas fracturadas, es decir a un acuífero fisurado.

Las comunidades que habitan esta porción de la parte alta de la cuenca de La Paz, abastecen sus necesidades de agua, principalmente para el ganado vacuno y caprino, de aprovechamientos subterráneos, como parte del monitoreo hidrológico se están muestreando 4 norias dentro de la subcuenca del arroyo El Cuave, la cual drena a los dos polígonos que conforman al MDDM. Del muestreo realizado antes de la temporada de lluvias del presente año. En la tabla siguiente se muestran los resultados de calidad de agua y de la hidrogeoquímica básica del agua subterránea de la región.

<b>Parámetros</b>	<b>Muestra 1</b>	<b>Muestra 2</b>	<b>Muestra 3</b>	<b>Muestra 4</b>
<b>Temperatura (°C)</b>	20.00	20.60	20.90	20.50
<b>Presión (mmHg)</b>	754.60	754.70	754.60	754.60
<b>Oxígeno Disuelto (%)</b>	85.50	81.50	82.50	83.50
<b>Oxígeno Disuelto (mg/L)</b>	7.32	6.45	5.85	5.00
<b>Conductividad eléctrica (µS/cm)</b>	770.00	661.00	865.00	980.00
<b>p.H</b>	8.36	8.29	8.00	8.40
<b>Bicarbonatos HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/L)</b>	300.00	277.66	220.00	310.00
<b>Cloruros Cl<sup>-</sup> (mg /L)</b>	188.59	188.59	130.62	218.37

Tabla 3. Parámetros hidrogeoquímicos obtenidos en los aprovechamientos subterráneos cercanos al MDDM

De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana 127 (NOM-127), el pH de estas muestras está dentro del rango establecido que es de 6.5-8.5, los cloruros no rebasan el límite de 250 mg/L, la conductividad eléctrica no es regulada por la NOM-127, pero sí por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y los valores que presentan las muestras están por debajo del límite que es de 1400 µS/cm. Con estos resultados preliminares observamos

que no rebasan los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-127 y la OMS, sin embargo es necesario analizar más parámetros para establecer si está agua de pozos es apta para consumo humano, uso agrícola y conocer los tipos de agua.

#### **4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES**

El MDDM nace como una iniciativa extensionista de llevar a la Universidad extramuros, como una manera de vincular a la nascente licenciatura en Agua, entonces, y hoy Licenciatura en Gestión y Ciencias del Agua, con un problema creciente de déficit hídrico en toda la cuenca de La Paz, enfocando su propuesta académica y de investigación en la parte alta de la cuenca, como una iniciativa que se suma a la de varios sectores. Esta propuesta trae implícita al menos tres de los cuatro argumentos de la RSU, (el enfoque cognitivo, el educacional y el social). Pero si entendemos al MDDM, como una extensión del campus, representa también un paso hacia adelante en el ámbito organizacional.

El MDDM se basa en un convenio de colaboración entre los dueños de la tierra, la UABCS y NIPARAJA, A.C. sin embargo, CONAFOR desarrolla su programa independientemente, aunque coordinado con los objetivos comunes del resto, participando y retroalimentando las acciones de actores universitarios y no-universitarios para trabajar alrededor de un proyecto socioambiental consensuado.

Internamente se requirió de un acomodo administrativo - logístico para operar desde el departamento de Ciencias de la Tierra, esta voluntad representa este alineamiento con los objetivos organizacionales de la RSU.

Otro aspecto a resaltar de “la fórmula” Universidad - ONG – instancia federal – dueños de la tierra, es el hecho de que, en palabras del gerente de CONAFOR, no hay antecedentes en el país de que una Universidad monitoree las obras de un programa de compensación ambiental.

La formación activa de capital humano interviniendo en un problema local de cuenca genera una conciencia socioambiental necesaria para enfrentar los retos actuales y futuros.

La urgencia de actuar en todas las aristas del problema hídrico debe ser asumida desde la academia y la investigación, aun sabiendo que la toma de decisiones está en otras esferas, los trabajos con base científica deberán ser parte de las discusiones dentro de los órganos de participación ciudadana.

En este contexto el MDDM pretende en el mediano plazo arrojar información para escalar a estrategias y acciones de manejo integral en la parte alta de la cuenca de La Paz.

#### **5. AGRADECIMIENTOS**

Agradezco a los colaboradores del proyecto Dra. María Z. Flores y Alejandro Ramos por su interés y trabajo realizado, también al jefe de departamento de Ciencias de la Tierra Dr. Tobias Schwenicke por su apoyo y confianza en el proyecto registrado con el número INV-EX/285 ante la Dirección de Posgrado e Investigación de la UABCS, así mismo a las autoridades del COSCYT que autorizaron al proyecto con el número de acuerdo SO-CEPDPP-2019-04-11. También a los socios del MDDM, NIPARAJA, A.C. por su apoyo económico y seguimiento, al Ing. Fermín Flores por su participación como Técnico DE ASAMYFOR, S.C. asesores ambientales y forestales, FOLIO: AST149771 que ejecuta el programa de compensación ante la CONAFOR. A los alumnos que encuentran en el MDDM de la Licenciatura en Gestión y Ciencias del Agua, de Geología y de Ciencias Ambientales, un espacio para desarrollar sus actividades académicas.

#### **6. LITERATURA CITADA**

Actualización de la disponibilidad media anual del acuífero de La Paz (0324), estado de Baja California Sur, (2015).

Boncheva y Bermudez, 2013; El plan de acción climática para la ciudad de La Paz, BCS: instrumento para políticas públicas en una ciudad costera Sociedad y Ambiente, año 2, vol. 1, núm. 4, marzo-junio de 2014, ISSN: 2007-6576, pp. 39-63

Cruz-Falcón- R.Vázquez\_González et al, Precipitación y recarga en la cuenca de La Paz, B.C.S, México, Universidad y Ciencia, 2009.

López Bermúdez Francisco, Romero Díaz Asunción, 1998. Erosión y desertificación: implicaciones ambientales y estrategias de investigación.

López Cadenas de Llano. (1994). Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. Ed. Tragsa.

OMS WHO (2011). Guidelines for drinking-water quality. 4a ed. World Health Organization, Ginebra, Suiza, 564 pp Plan Estatal de Desarrollo 2015-2021 Gobierno del Estado de Baja California Sur 2018.

Plan Hídrico Estatal 2015-2021 Gobierno del Estado de Baja California Sur 2018

SSA (1994). Norma Oficial Mexicana NOM-127- SSA1- 1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación, 18 de enero de 1996.

Vallaes, F., C. De La Cruz y P. Sasia (2009), Responsabilidad social universitaria: manual de primeros pasos, México, McGraw Hil

Vallaes, Francois, La responsabilidad social universitaria: un nuevo modelo universitario contra la mercantilización <http://ries.universia.net> Núm. 12 Vol. v 2014

## ID-093: RESCATE DE RÍOS PARA UN MANEJO SUSTENTABLE DEL AGUA DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Oscar Monroy Hermosillo, David Barkin, Francisco Alba  
Departamentos de Biotecnología, Producción Económica, y Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana.

En memoria de  
Arq. Jorge Legorreta luchador por el  
equilibrio hídrico del Valle de México

El actual balance de aguas muestra que la Ciudad de México depende en gran parte de la extracción de subsuelo y de la importación de otras cuencas mediante los ríos Cutzamala y Lerma (Monroy 2017). Que su principal fuente, la lluvia, no se aprovecha; al contrario, se hacen grandes esfuerzos por sacarla de la cuenca mediante obras hidráulicas que la juntan con aguas residuales. Este manejo, que depende exclusivamente del SACMEX y del OCAVM, causa sobreexplotación y contaminación del acuífero, hundimientos de la ciudad, inundaciones, desabasto, mala distribución de agua.

La CDMX ha dependido irracionalmente de dos fuentes; del acuífero de donde se extrae 16 m<sup>3</sup>/s y del sistema Lerma-Cutzamala con 12 m<sup>3</sup>/s. Una vez inyectada a la red de abastecimiento de agua potable se pierden 12 m<sup>3</sup>/s por fugas que se van principalmente al drenaje, aunque una parte encuentra su camino al acuífero (6 m<sup>3</sup>/s). La mayor parte de la abundante lluvia de la Cuenca (10 m<sup>3</sup>/s) que escurre de las sierras a través de sus 42 ríos (cuadros 2 y 3) y la que precipita directamente en la zona urbana, se mezcla con aguas residuales (17 m<sup>3</sup>/s) para ser enviada, como disposición final, a (36 m<sup>3</sup>/s) a los distritos de riego del Estado de Hidalgo. Solo una parte de los ríos son aprovechados (1 m<sup>3</sup>/s) como agua potable, una fracción de la lluvia recarga el acuífero (5 m<sup>3</sup>/s) y únicamente el 10% del agua que entra a la red de agua potable y descargada como residual es tratada (3 m<sup>3</sup>/s) principalmente para el llenado de los Canales de Xochimilco y riego en Tláhuac.

Este manejo, orientado principalmente a extraer agua en donde se pueda entubar fácilmente para traerla y desalojarla, podría llamarse extractivista,<sup>22</sup> está llegando a su límite. Hay muchos factores que apuntan en esta dirección:

- a) El acuífero está sobre explotado (con un déficit de 6 m<sup>3</sup>/s) causando la subsidencia de la ciudad (de 5 a 40 cm/año) y con una profundidad promedio del nivel piezométrico de 300 m el bombeo de agua se dificulta cada vez más.
- b) El desalojo de las aguas residuales y de lluvia por medio de grandes drenajes no soluciona los problemas de inundaciones (Monroy *et al.* 2012).

---

<sup>22</sup> Es irónico que este modelo de gestión de los recursos hidráulicos de la región parece ser la continuación y modernización de la estrategia adoptado por los conquistadores para la “domesticación” del sistema hídrico del Valle de México, comenzando en el siglo XVI. Los primeros esfuerzos para desalojar las aguas por el Tajo de Nochistongo no difieran mucho en su visión paradigmática de las obras modernas del Emisor Oriente del siglo XXI (Candiani, 2014).

- c) Las fuentes externas tienen un alto costo ambiental y económico. Un cálculo del consumo de electricidad por traer agua mediante bombeo desde Cutzamala, de extraerla de 900 pozos y de desalojar el caudal mixto de aguas residuales y lluvia (Cuadro 1) arroja que se necesitan 7,546,000 kWh/día lo que consume 596 T diesel/d o 3600 bl/d (a 12.64 kWh/kg) y genera emisiones de 2,040 T CO<sub>2</sub>/día (0.27 kg de CO<sub>2</sub>/KWhr). Así, el manejo del agua equivale al 20% de la electricidad que consume la Ciudad de México y a un costo mínimo de \$ 2/kWhr, nos lleva a aproximadamente \$ 5,500 millones anuales.

**Cuadro 1: Consumo de electricidad para el manejo de agua en la Cd. de México \***

	<b>L</b> (km)	<b>h</b> (m)	<b>F</b> (m <sup>3</sup> /s)	<b>Eu</b> (kWhr/m <sup>3</sup> )	<b>E</b> (MWhr/día)	<b>mco2</b> (T/día)
Cutzamala	150	1,200	12	5	5,184	1,400
Pozos (900)	-	300	16	1	1,382	373
Desagüe		8	36.6	0.31	980	264
<b>TOTAL</b>					<b>7,546</b>	<b>2,037</b>

\*Preparación propia

Se concluye que la Ciudad de México, para paliar su ineficiencia en el manejo del agua, sobreexplota su acuífero y trasvasa desde Cutzamala un volumen de agua igual al que produce la cuenca.

**Cuadro 2: Ríos del oriente que alimentan el Valle de México**

	<b>Nombre del Río</b>	<b>L/s</b>
1	San Juan Teotihuacán	146.2
2	Papalotla	408.2
3	Xalapango	147.8
4	Coxcacoaco	156.3
5	Texcoco	99.6
6	Chapingo	70.5
7	San Bernardino	74.9
8	Sta. Mónica	114.0
9	Tlalmimilolpan	0
10	Coatepec	95.9
11	San Francisco	109.5
12	La Compañía	201.4
13	Amecameca	280.2
	<b>Flujo mínimo</b>	<b>1,904.5</b>

Fuente: Legorreta 2009

**Cuadro 3: Ríos del occidente que alimentan el Valle de México**

	<b>Nombre del Río</b>	<b>L/s</b>		<b>Nombre del Río</b>	<b>L/s</b>
14	Zacualtitlac	1.5	29	Tacubaya	25.0
15	Tenechcolux	4.6	30	Tecamachalco	33.6
16	Milpa Alta	18.2	31	San Joaquín	51.6
17	San Gregorio	5.2	32	Tornillo	14.0
18	San Lucas	22.2	33	Canal Tornillo	5.0
19	Santiago	2.0	34	Hondo	1,097.0
20	San Buenaventura	9.0	35	Los Cuartos	75.6
21	Eslava	113.5	36	Totolica	51.0
22	Magdalena	221.0	37	Chico de los Remedios	169.0
23	Anzaldo	34.0	38	Tlalnepantla	841.0
24	San Angel Texcalatlaco	33.0	39	San Javier	116.3
25	Guadalupe	93.0	40	Cuatepec	1,940.6
26	Barranca del Muerto	21.6	41	Cuautitlán	2,742.4
27	Santo Desierto-Mixcoac	150.6	42	Tepetzotlán	578.3
28	Becerra-	24.0		<b>Sub total occ. (L/s)</b>	<b>8,493.8</b>
				<b>Total (L/s)</b>	<b>10,400</b>

Fuente: Legorreta, 2009

### **El Rescate de los Ríos**

Los estudios existentes, realizados años atrás por Legorreta (2006) y Barkin, (2006) muestran claramente la factibilidad de una estrategia de rescatar los ríos vivos en el Valle de México, aunque también identifican algunas de las dificultades que presentan. En la actual discusión en torno a la consigna constitucional de promulgar una Ley General de Aguas (LGA) que garantiza el Derecho Humano al Agua, mandatada por la reforma del Artículo 4 Constitucional de 2012, resulta claro que el actual sistema de gestión de agua y asignación de recursos en el Valle de México no es adecuado. Desde la ratificación de la enmienda constitucional se organizó y consolidó el grupo ciudadano “Agua para tod@s. Agua para la Vida” (<http://aguaparatodos.org.mx/>) para la formulación de una LGA que ha presentado propuestas de participación social para la gestión del agua con base en instancias descentralizadas para asegurar este derecho humano y su manejo en manos públicas. Fundadas en estas ideas y en la legislación actual, sería ventajoso emprender un ambicioso programa de rescate de los 42 ríos (Cuadros 2 y 3). La propuesta de gestión consiste en aprovechar los flujos actuales mediante programas por subcuenca dentro de las alcaldías, movilizandolos grupos sociales para preparar el camino mediante programas de (re)creación y limpieza de los antiguos cauces de estos ríos. La motivación para esta llamada de participación ciudadana sería su potencial para impulsar un reverdecimiento de sus propios entornos y asegurar una mayor y más estable oferta del agua para la población; por supuesto, generaría nuevas fuentes de empleo e ingreso al incrementar el flujo de agua disponible en el Valle de México.

Las posibilidades de este enfoque de rescatar los ríos entubados dentro del Valle de México tendrían importantes efectos sociales, económicos y ambientales para la región y para el país. En este corto capítulo sólo cabe mencionar brevemente algunos de estos impactos. Al desentubar los ríos, se podría generar una dinámica de movilización social para su aprovechamiento y, además, para el uso de las aguas servidas para fines comunitarias, incluyendo espacios verdes y áreas para cultivos comunitarios. La decisión de escalar este programa con base en una evaluación de las necesidades prioritarias de las diversas colonias de la Ciudad y su capacidad de movilización social para la implementación aportaría importantes avances para crear una comprensión de la importancia de crear una responsabilidad colectiva para la gestión del agua.



Además de los beneficios evidentes para el Valle de México, también es significativo señalar su beneficio para el resto del país. La Cuenca del Río Balsas comprende el afluente que toma su nombre de casi mil kilómetros de largo y recibe escurrimientos de nueve estados de la República Mexicana. Sin embargo, al sustraer los 12 m<sup>3</sup> que se canalizan al Valle de México, se limitan posibilidades de desarrollo productivo en varias de las regiones más marginadas del país. Asimismo, se impacta en la biodiversidad con todas las consecuencias económicas, biológicas y climáticas que acarrea. El que la Ciudad de México dejara de impactar negativamente en esa zona pondría el paradigma en todo el país de manejar su cuenca sustentablemente.

### **La formación de Comisiones y Comités de Cuenca en la Ciudad de México**

Para la gestión sustentable del agua y en apego al derecho humano al agua es necesaria la organización de los ciudadanos alrededor de Consejos y Comisiones de Cuenca (CC) como lo consigna la Ley de Aguas Nacionales que en su artículo 13 mandata que la gestión del agua (proyectos, administración, etc.) se haga a través de estos organismos mixtos (ciudadanos y autoridades). Estos CC deben elaborar Planes Hídricos para la gestión democrática y sustentable del agua de cada cuenca y subcuenca. La participación ciudadana interviene para expresar necesidades y posibles soluciones formando equipos técnicos con universitarios y profesionales de gobierno, y muy importantemente como contraloría social del brazo ejecutivo de los Consejos de Cuenca.

Una transformación en el manejo de la Cuenca del Valle de México (cuadro 4), puede remediar esta peligrosa situación. Todo esto puede hacerse a través de Comisiones de Cuenca alrededor de nuestros ríos, lagunas y presas en donde la participación ciudadana junto con las autoridades será central para definir los Planes Hídricos para la recuperación del agua y medio ambiente empezando por el cuidado de los bosques para aumentar la captación de lluvia en el Valle de México, recuperar y profundizar los lagos y presas para poder almacenar agua limpia, empezando por el Lago de Texcoco que tiene que recuperar su vocación a través del Plan del mismo nombre volviendo a llenar el Lago Nabor Carrillo y otros para cubrir una superficie de 5,000 ha, dar tratamiento a nuestras aguas residuales para recuperar el riego en el Valle de México, desde Texcoco al oriente Cuajimalpa al occidente, desde Zumpango al norte, hasta Xochimilco y Tlalpan al sur, y Tláhuac, Milpa Alta y Chalco al sureste.

#### **Cuadro 4: Manejo de la Cuenca del Valle de México**

1. Manejo de bosques en las Sierras que lo rodean Nevada, Chichinautzin, Ajusco, Las Cruces, Monte Bajo, Monte Alto, Tepozteco, Chiconautla, Patlachique, Chicoloapan, Rio Frio, Santa Catarina, para captar agua con reforestación e infiltración
2. Rescate de los 42 ríos para que conduzcan agua limpia (con tratamiento local de aguas residuales).
3. Profundizar y limpiar las presas y lagunas para almacenar agua limpia (Cuadro 5) cuya capacidad actual de 360 M m<sup>3</sup> da para un año de almacenamiento del agua de escurrimiento.
4. Procesar agua residual para uso industrial y agrícola.
5. Captación de agua de lluvia en grandes avenidas y zonas abiertas de la Cd, tratarla potabilizarla e inyectarla a la red.
6. Captación de agua de lluvia a nivel doméstico.
7. Reducir pérdidas en la red que llega a 40% en la CdMX.
8. Recuperar el Plan Lago de Texcoco intensificando para captar las aguas de los ríos del poniente.

**Cuadro 5: Lagos y presas en el Valle de México**

<b>Lagos y Presas</b>	<b>Sup. (ha)</b>	<b>Cap. (Mm<sup>3</sup>)</b>
Guadalupe	460	60
Presa Madín	190	25
Zumpango	2000	100
Chalco (Tlahuac-Xico)	500	20
Nabor Carrillo y otros de Texcoco	1750	50
Zona Lacustre Xoch.	1,000	20
Vaso El Cristo	100	3
Tecocomulco	2500	50
Tochac	2000	40
<b>TOTAL</b>		<b>368</b>

Fuente: Legorreta (2009)

En la Cuenca del Valle de México existe el Consejo de Cuenca (CCVM) en el que si bien se discuten los problemas del agua a nivel general, como son primordialmente el problema de evacuación del agua de la Cuenca y la sobre concesión de agua de pozo para atender los problemas de los grandes agricultores, no se llegan a implementar las medidas ahí acordadas porque los planes de CONAGUA no son vinculantes con las CC. Los ciudadanos de la Ciudad de México, teniendo problemas tan diversos en cuanto a abasto, distribución e inundaciones, no participan como tales en el CCVM. Problemas como las pérdidas de agua potable en la red no son vistos como un problema de cuenca y sino de responsabilidad exclusiva de las administraciones del agua,

Es entonces muy importante que en el nuevo gobierno se busque la organización por Cuencas en la Ciudad de México atendiendo a los distintos orígenes de agua y distintas necesidades de abastecimiento marcadas por el plan Hídrico. Para ello se propone trabajar en toda la cuenca a través de comisiones (aproximadamente 20) y reconstituir el Consejo de Cuenca del Valle de México planteando a las comunidades de ciudadanos su participación en la elaboración de Planes Hídricos que consideren las siguientes acciones estratégicas:

1. Obras para retener e infiltrar aguas pluviales en la cuenca alta
2. Recuperar el Lago de Texcoco
  - Plan Lago de Texcoco
  - Recuperación del polígono del ex NAICM
3. Recuperar los flujos de agua de los 42 ríos que actualmente son desalojados.
4. Recuperar los demás lagos y presas para tratar y almacenar aguas pluviales (prevención de inundaciones y la provisión de agua potable)
5. Tratamiento de aguas residuales para uso agrícola e industrial.
6. Evitar la apertura de nuevos pozos para frenar la sobre-explotación del acuífero.
7. Escuelas como fuente de agua potable y centros de difusión de ecotecnias
8. Difusión y monitoreo del Plan Hídrico

## Ejemplos de proyectos de Cuenca en el Valle de México

Las subcuencas en las que podría distribuirse la Ciudad de México tienen que ser inter-alcaldías e intermunicipales, integrando a toda la zona metropolitana y siempre alrededor de los ríos que nos nutren.

Con los ejemplos y experiencias de Cuencas que han sido trabajadas son el Proyecto Lago de Texcoco, el de la Comisión de Cuenca de los ríos Amecameca y la Compañía, la Cuenca de Xochimilco y sus afluentes, la Cuenca de Tlalpan, la Cuenca del Río Magdalena, las Cuencas de los Barrancas del Poniente (Tarango).

### Proyecto Lago de Texcoco (PLT)

Hoy por hoy, la tarea más urgente para recuperar la sustentabilidad hídrica del Valle de México es volver poner en marcha este proyecto. En 1959 el Ing. Miguel Rebolledo planteó el rescate del lago llevando, tratando y reusando ahí las aguas residuales para riego y para un gran lago que fuera el esparcimiento de la ciudad.

En 1965 el Dr. Nabor Carrillo se planteó el objetivo de crear un sistema hidráulico para el almacenamiento y tratamiento de agua como una forma de resolver los problemas de inundaciones, hundimiento y abasto de agua de la ciudad. Lo ideó como vaso regulador y almacenamiento de escurrimientos superficiales con una fundamentación integral, científica y sustentable usando las 17,000 ha de entonces (que terminaron en 10,000). Entre las obras importantes contemplaba:

- Captación y regulación de las aguas de lluvia de 11 ríos (2 a 5 m<sup>3</sup>/s) mas 8 m<sup>3</sup>/s de los ríos del poniente.
- Recargar el acuífero contrarrestando los hundimientos de la Cd Mex
- Creación de lagos artificiales (7,000 ha y 1 m prof = 160 días de retención)
- Aprovechamiento de las aguas residuales
- Aprovechar el potencial del agua salada para producir sosa:  $2\text{Na}^+ + 2\text{Cl}^- + 2\text{H}^+ + 2\text{OH}^- \rightarrow 2\text{NaOH} + \text{Cl}_2 + \text{H}_2$

Hasta antes de la suspensión del PLT para dar paso al proyecto del Nuevo aeropuerto Internacional de la Ciudad de México (NAICM), se contaba con una excelente infraestructura (Cuadro 6) que es necesario recuperar en primera instancia para proseguir con la ampliación hasta las 7000 ha de lagos planteadas originalmente.

Cuadro 6. Obras de infraestructura interrumpidas por la suspensión del PLT

1. Tres PTAR con 1.8 m<sup>3</sup>/s (de 18 no instaladas)
2. Cuatro pozos profundos de extracción
3. Pozo experimental de inyección
4. Dos mil hectáreas de lagos con capacidad de almacenamiento de 55 millones de m<sup>3</sup> (Lagos Nabor Carrillo, Churubusco, de Regulación Horaria, Xalapango, Recreativo, Laguna Casa Colorada y Laguna El Fusible).
5. Planta de bombeo adyacente al Caracol para desalojo de las aguas del Gran Canal que ha perdido su pendiente.
6. Para contrarrestar la deforestación en la sierra oriental se construyeron 2,500 km de terrazas, 1,500 zanjas de trinchera y 1,500 presas de gavión
7. 150 ha recuperadas de suelos salinos para bosques y zonas recreativas y agrícolas
8. Se canceló el proyecto de la PTAR del Caracol (2 hasta 6 m<sup>3</sup>/s) para sustituir agua de pozo para riego e infiltrar (Espino de la O. 2017)

### Plan Hídrico de la Cuenca de los Ríos Amecameca, La Compañía y el Lago Tláhuac-Xico (CRAyC)

En esta región de aproximadamente 1000 km<sup>2</sup> y un millón de habitantes se elaboró un plan hídrico para recuperar 5 m<sup>3</sup>/s de aguas residuales vertidas a los dos ríos y expulsadas de la cuenca hacia los distritos de riego de Hidalgo. El plan consta de 6 estrategias (cuadro 7) que la Comisión de Cuenca ha estado impulsando desde 2009 (<http://comisiondelacuenca.org>).

#### Cuadro 7 Estrategias del Plan Hídrico de la CRAyLC

1. Retención, infiltración de aguas pluviales en cuenca media y alta.
2. Almacenamiento y aprovechamiento de aguas pluviales en cuenca baja.
3. Tratamiento y reutilización de aguas residuales.
4. Gestión equilibrada del acuífero.
5. Tecnologías apropiadas para zonas de extrema escasez (escuelas como centros de difusión de ecotecnias).
6. Difusión y monitoreo del Plan Hídrico.

### La Cuenca de Xochimilco y sus afluentes

La Cuenca abarca las alcaldías de Milpa Alta, Tláhuac, Xochimilco, Tlalpan, Coyoacán e Iztapalapa y contempla desde la zona montañosa hasta las partes bajas de los humedales de Xochimilco y Chalco. Constituye un sistema ecológico y social muy importante porque se encuentra el Área Natural Protegida Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco, (Patrimonio Cultural y Natural de la Humanidad por la UNESCO); la zona montañosa es Suelo de Conservación; los humedales, de importancia estratégica mundial, son reconocidos por la Convención RAMSAR desde 2004, forma parte del Área Natural Protegida Cumbres del Ajusco y del Corredor Biológico Ajusco-Chichinautzin. Además de su gran diversidad biológica de su gran belleza y su valor ecológico para la recarga de agua y como amortiguador del cambio climático, ahí se asientan pueblos originarios de gran riqueza cultural y diversidad en sus sistemas locales de producción agropecuaria, reconocidos como patrimonio mundial por la FAO (Salazar *et al.* 2014).

Los comités de microcuenca formados y en proceso de formación están trabajando en un plan hídrico (cuadro 8).

#### Cuadro 8 Plan Hídrico de la subcuenca de Xochimilco y sus afluentes

- Sanear los nueve afluentes y la zona de humedales.
- Elevar el nivel piezométrico de los pozos de los acuíferos de Xochimilco y Chalco.
- Aprovechar el total del agua pluvial en presas, represas, lagunas, canales y apancles.
- Construir pozos de absorción para aprovechar los escurrimientos del Ajusco-Chichinautzin, Sierra de Santa Catarina y Cerro de la Estrella.
- Garantizar la conservación de los reconocimientos de UNESCO y RAMSAR.
- Acotar el crecimiento urbano en las zonas sujetas a conservación ecológica, reubicando los asentamientos establecidos en zona de riesgo y aplicando ecotecnias de saneamiento y aprovechamiento de agua.
- Diseñar y poner en marcha un programa de educación ambiental en escuelas de educación básica.
- Crear un programa universitario para promover el manejo integral sustentable y la regeneración socioambiental de la Subcuenca.

### Las Cuencas de Tlalpan

Generan 9 m<sup>3</sup>/s de lluvia, de los cuales se evaporan 5, se infiltra cerca de 1 m<sup>3</sup>/s y escurren 2.3 que se juntan a 1.6 m<sup>3</sup>/s de aguas residuales y de fugas para ser enviadas al drenaje.

La alcaldía de Tlalpan trabaja en una propuesta para aumentar la infiltración en los bosques y aprovechar los escurrimientos que bajan por sus ríos para aumentar la dotación y cosechar agua de lluvia para uso directo. Se elabora un Plan Hídrico para lograr la gestión participativa en el manejo del agua con objeto de:

- Garantizar agua potable en cantidad y calidad.
- Promover su uso equitativo
- Aprovechamiento sustentable del agua de lluvia y del acuífero restableciendo su ciclo natural.
- Prevención de inundaciones.
- Tratamiento y reuso de agua residual para la agricultura
- Implementar la cultura del agua en la región
- Gestión y monitoreo comunitarios del PHT

### Cuenca de Río Magdalena-Eslava

La cuenca del Río Magdalena y su afluente el Río Eslava son de las más caudalosas que fluye a la Ciudad de México. Se estima que tienen un caudal promedio de 1 m<sup>3</sup>/s pero en época de lluvias llega a 20 m<sup>3</sup>/s; sin embargo, sólo se aprovecha la quinta parte y el resto se va al drenaje. Desde 1988, se construyeron 8 km de drenajes marginales y durante el gobierno de Marcelo Ebrard y bajo la responsabilidad de la Secretaría de Medio Ambiente, se organizó el Grupo Promotor del Rescate de la Cuenca del Río Magdalena, con un gran número de participantes ciudadanos organizados y académicos, que elaboró un plan maestro a realizarse en quince años (Álvarez Icaza *et al.* 2012) para el (re)ordenamiento territorial de su cauce y la realización de obras de saneamiento que involucraban complejas negociaciones con los grupos asentados a lo largo de sus 20 km y con sobre todo los intereses empresariales que se opusieron a las exigencias para sujetarse a la reglamentación vigente. El proyecto siguió a mucho menor ritmo durante la siguiente administración y hasta ahora no ha logrado todos los frutos esperados. Sin embargo, la experiencia ha resultado importante para mostrar el potencial del enfoque y la necesidad de una mayor determinación política y movilización social para su implementación (Tonda, 2007).

### Proyecto de regeneración de la microcuenca de Tarango-Barranca del Muerto.

Río que baja desde San Bartolo Ameyalco por el Arroyo Puerta Grande y por una corriente de aguas residuales llamada Puente Grande o Colorado que se juntan en la Presa Tarango para de ahí bajar entubado(60 L/s) a Barranca Del Muerto y de ahí al Río Churubusco. Esta corriente con su microcuenca está siendo recuperada por los habitantes de la zona en colaboración con la Secretaria de Medio Ambiente y la CONAGUA (CCVM 2019)

### Parque Lineal Viaducto Río La Piedad

La iniciativa de Francisco Alba para el Parque Lineal sobre el Viaducto Río Piedad ofrece una visión “de lujo” de una de las posibilidades para considerar las múltiples alternativas que se pueden

implementar para la interacción entre la población de la Ciudad de México y su entorno. Consiste en la “recuperación” de 1.6 kms. del espacio entre las dos vías del eje vial donde pasaba entubada el agua del Río La Piedad, ahora contaminada por las aguas residuales de la Ciudad que lo alimenta. En su concepción, busca aproximar al entendimiento y manejo sustentable del agua a nivel personal, comunitario, gobierno central y gobierno federal.

En el marco con el cumplimiento de la Ley de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático y Desarrollo Sustentable, se busca contar con un largo sistema vivo que contribuya en la disminución del calentamiento global, en la captura de carbono y para mitigar la contaminación atmosférica. Por lo que el proyecto del Parque Lineal Viaducto pretende reorientar su vocación para que la sociedad en su conjunto pueda integrar a un propósito de mayor alcance, con acciones potenciales que permitan una narrativa de arraigo y una proyección compartida de la nueva vocación del viaducto como río.

De acuerdo con lo anterior, el proyecto incluye tecnología verde para mejorar la calidad de una fracción del agua residual del Río Viaducto para que el beneficio y objetivo sea el suministro del recurso agua al Parque lineal. Se estableció un sistema acuático tipo jardín lineal escénico que se distribuye del tramo de la calle Sindicalismo, por el lado de la colonia Escandón hasta la calle de Monterrey en la colonia Roma.

La tecnología verde empleada para el mejoramiento de la calidad del agua está conformada a base de humedales artificiales (HA) con una capacidad depuradora de una fracción equivalente a 30 m<sup>3</sup>/d proveniente de los ductos del Colector. El caudal sirve como un sistema depurador con bajo consumo de energía y limitada formación de subproductos vegetales (poda de vegetación de humedales). Emplea un arreglo de dos desarenadores y un sistema tanques reguladores de homogenización para el sistema depurador a base de humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial como etapa depuradora principal. Con la fusión de estos elementos, se espera la mejora significativa de la calidad de agua de tal manera que cumpla con las especificaciones establecidas en las normas mexicanas al respecto.

El agua depurada que se obtenga de estos sistemas se descarga en un sistema de cuerpos de agua artificiales que en su recorrido abastecerá un parque lúdico y recreativo de manejo del agua. El sistema aporta numerosos beneficios ambientales: la mejora de la calidad de agua, aumento de la humedad atmosférica, captura de carbono atmosférico vía fotosíntesis y su transformación en biomasa vegetal, disminución de la isla de calor por la presencia de sombras de los hábitats y una fuente de alimento para insectos, reptiles, aves, y pequeños mamíferos, así como otros de carácter económico social. Hay un área productiva en chinampas que contribuyen a los programas de huertos urbanos, generado un espacio recreativo y de convivencia.

### **Conclusiones**

Es importante que estos ejemplos se multipliquen con el apoyo y coordinación de CONAGUA y el SACMEX pero sobre todo con la participación ciudadana a través del Consejo de Cuenca y de las Comisiones de Subcuenca en cada uno de sus ríos.

Rescatar los ríos del Valle de México sería un proyecto trascendental para la movilización social en aras de una política económica y ecológica con profundos impactos en mejorar la calidad de vida en la región y en las zonas actualmente impactadas por el extractivismo.

### **Bibliografía**

Álvarez Icaza Longoria, M.I., Álvarez Icaza Longoria, I., Castrejón Díaz, H., González Pérez, I., Vázquez del Carmen, M., Cruz García, J. (2012) Programa de Rescate Integral de los Ríos Magdalena y Eslava, Ed. SMA, Gobierno del DF.

- Barkin, David (comp.) (2006) *La Gestión del Agua Urbana en México*. Guadalajara: Universidad de Guadalajara.
- Candiani, Vera. (2014) *Dreaming of Dry Land. Environmental Transformation in Colonial Mexico City*. Palo Alto: Stanford University Press.
- Burns Elena. *et al.*, (2011) *Plan Hídrico para las Subcuencas de los Ríos Amecameca, La Compañía y Tláhuac-Xico*. Ed. UAM-CCRAyC. [http://agua.org.mx/h2o/index.php?option=com\\_docman&task=doc\\_details&gid=1024&Itemid=](http://agua.org.mx/h2o/index.php?option=com_docman&task=doc_details&gid=1024&Itemid=)
- CCVM, Consejo de Cuenca del Valle de México (2019) *Proyecto de regeneración de la microcuenca de Tarango, Reunión de Trabajo 102, Grupo Especializado de Ordenamiento, Consejo de Cuenca del Valle de México*.
- Espino de O, Ernesto (2015) *La recuperación de aguas residuales y el trasvase de agua como alternativas para incrementar la disponibilidad de agua en el Valle De México: consideraciones económicas, energéticas y ambientales, Trabajo de ingreso a la Academia de Ingeniería*. Las Vertientes de la Conagua, 18, 198, octubre de 2012
- Legorreta, Jorge (2006), *El agua y la ciudad de México, de Tenochtitlán a la megalópolis del siglo XXI*, México: UAM-Azcapotzalco.
- Legorreta, Jorge (2009), *Ríos, lagos y manantiales del Valle de México*, Cd. de México, SMA, UAM, ISBN: 978-607-477-204-3
- Monroy Hermosillo, Oscar (2013) *Manejo sustentable del agua en México*, *Revista Digital Universitaria*, 14, 10: 15 págs. ISSN 1607 – 6079, <http://www.revista.unam.mx/vol.14/num10/art37/index.html>
- Monroy, Oscar, Legorreta, Jorge y Gómez, Eugenio (2012) *Hacia la sustentabilidad hidráulica en el Valle de México*, *Reporte Macroeconómico de México*, V. III, 5: 6-10 <http://observatorio.azc.uam.mx>
- Monroy, Oscar y Moctezuma-B, Pedro. (2016) “Organizaciones ciudadanas para garantizar agua para todos, siempre: Comisiones de Cuenca” en Chavez-Jimenez, D., Nuñez-Madrado, M.C., Rodriguez-Soto, C. Ed. “Universidad Pública, organización comunitaria y ambiente”, ediciones Universidad Autónoma del Estado de México. ISBN 978-607-422-780-2
- Salazar Molina, M., M. G. Figueroa Torres, F. V. González, G. R. de Silva, A. Salas Casales, E. Rosas Casales y R. Rosas Casales, I. Ocaña, P. Becerril, R. Peñaloza García y V. J. P. Espinosa (2014) *Hacia un plan de manejo sustentable y por la regeneración socioambiental de la subcuenca hidrológica de Xochimilco y sus afluentes. Manejo Integral de la Cuenca de Xochimilco y Sus Afluentes, Revista E-Bios*. Num. especial, Ed. UAM-X pp. 5-10. ISSN 2007-5782
- Sistema de Información Energética (SIE), Secretaría de Energía, Dirección General de Planeación e Información Energéticas, *Consumo de energía eléctrica por entidad* (2017) <http://sie.energia.gob.mx/movil.do?action=applyOptions>
- Tonda, Juan. (2007) “Al rescate de Río Magdalena,” *¿cómoves?*, No. 107, <http://www.comoves.unam.mx/numeros/articulo/107/al-rescate-del-rio-magdalena>

## **ID-130: MODELOS HIDRÁULICOS FÍSICOS A ESCALA REDUCIDA COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN.**

Juan Vicente GUZMÁN M.<sup>a</sup>, Jhoan Sebastián PANTOJA C.<sup>b</sup>, Joan Nathalie SUÁREZ H.<sup>c</sup>

Angélica BETANCOURTH A.<sup>d</sup>, Luisa Fernanda PARRA G.<sup>e</sup>

<sup>a</sup> Estudiante pregrado Ingeniería Civil, Universidad Nacional de Colombia, jvguzmanm@unal.edu.co

<sup>b</sup> Estudiante pregrado Ingeniería Civil, Universidad Nacional de Colombia, jspantojac@unal.edu.co

<sup>c</sup> Profesora Departamento de Ingeniería Civil, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales, Colombia, jnsuarezh@unal.edu.co

<sup>d</sup> Estudiante Maestría en Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, abetancourtha@unal.edu.co

<sup>e</sup> Estudiante especialización, Universidad Nacional de Colombia, lfparrag@unal.edu.co

### **RESUMEN**

El aprovechamiento de recursos naturales, como el agua, para actividades humanas en donde se requiere diseñar y construir estructuras hidráulicas incluye la conveniencia de utilizar la modelación física a escala reducida para optimizar su diseño hidráulico.

Actualmente, se realizan estudios en modelos físicos a escala reducida en diferentes ramas de la ingeniería, siendo frecuente en la Mecánica de Fluidos y la Hidráulica el estudio de fenómenos que por su complejidad hacen difícil obtener soluciones analíticas confiables. En consecuencia, se observa que la investigación en la ingeniería hidráulica y campos asociados se apoya cada vez más en métodos experimentales como el de la modelación física.

Lo anterior hace necesario contar con una herramienta de gestión que conduzca a mejores diseños y a la construcción de obras más versátiles y de menor impacto. Los modelos físicos a escala reducida de ríos, por ejemplo, sirven para resolver preguntas detalladas y problemas locales caracterizados por geometrías complejas, interacciones entre el flujo a superficie libre del fluido y el lecho móvil, procesos de sedimentación y erosión, interacciones locales entre el flujo y las estructuras dispuestas allí, entre otros.

El caso de estudio trata de un modelo físico a escala 1:75 de un río de montaña, el río Pozo, afluente directo de la cuenca mayor del río Cauca a la altura del municipio de Pácora, Caldas – Colombia. El modelo se construyó en fondo de lecho fijo, en un tramo aproximado de 1 Km de longitud, desde la cota 784 msnm hasta la cota 810 msnm, datos en prototipo. La Ley de Froude (predominan las fuerzas de gravedad) fue la aplicada como ley de similitud en el estudio del modelo.

La operación del modelo llevó a entender la incidencia de la estructura en el comportamiento hidráulico y sedimentológico del río, además de conocer la operación de la bocatoma experimental estudiada, con sus respectivas compuertas, ante las condiciones de niveles y caudales ensayados.

Los resultados confirman que la modelación física es una herramienta válida para la gestión de los recursos hidráulicos, especialmente en este tipo de estudios, ante la información exigua tenida para el diseño de obras hidráulicas a implementar.

**Palabras clave:** Modelación hidráulica física, diseño de obras hidráulicas, corrientes hídricas.

### **1 INTRODUCCIÓN**

Durante muchos años, los modelos físicos han sido una herramienta importante para resolver problemas en la Ingeniería Hidráulica. (Vergara, 1993), debido a que muchos fenómenos que ocurren en la naturaleza y dentro del campo de la hidráulica son tan complejos que no es fácil tratarlos únicamente con métodos matemáticos; por tanto, es conveniente recurrir al empleo de técnicas experimentales (Vergara, 1993).



Los modelos físicos se han aplicado en muchas ramas de la Mecánica de Fluidos y en la Hidráulica (Adami, 2013). En consecuencia, la investigación y el desarrollo de la ingeniería hidráulica se basa cada vez más en métodos experimentales, tanto con el uso de modelos a escala como de modelos análogos. (Saldarriaga, 1991). En la actualidad, se dispone de técnicas avanzadas en la modelación física que, con ayuda de instrumentos de medición permiten predecir con alto grado de certidumbre el comportamiento en prototipo y, por tanto, se obtienen óptimos resultados de las estructuras por construir. (Vergara, 1993).

La idea básica para relacionar el comportamiento hidráulico del prototipo con el del modelo es la teoría de la semejanza hidráulica, que puede ser geométrica, cinemática y/o dinámica. (Echávez Aldape, 1996); dicha teoría requiere el cumplimiento de todas las condiciones derivadas del análisis dimensional, y por lo tanto las derivadas de los números de Euler, Reynolds, Mach, Weber y Froude. (Adami, 2013).

Lo anterior conduce a que no se necesita conocer la forma de la ecuación que gobierna un fenómeno en forma explícita, pues es suficiente medir en el modelo las magnitudes físicas que se desean conocer en el prototipo y trasladarlas a este utilizando las leyes de la similitud (Saldarriaga, 1991), ya sea un modelo hidráulico donde las escalas de magnitudes en todas sus direcciones sean iguales, o sea un modelo similarmente geométrico (Vergara, 1993), o un modelo donde sus escalas en  $y$  y  $x$  sean diferentes por lo que el modelo físico se define como "distorsionado". (Adami, 2013).

En cuanto al campo de la hidráulica fluvial, los modelos físicos de ríos han representado una alternativa importante que apoya a los diseñadores hidráulicos para comprender y predecir el comportamiento de los fenómenos físicos a lo largo de los ríos y el comportamiento de estos en presencia de estructuras hidráulicas allí dispuestas. (Adami, 2013)

La modelación física fluvial se ha aplicado desde finales del siglo XIX (Adami, 2013), pero hasta estos años, los ingenieros y los científicos han realizaron modelos físicos para investigar las leyes físicas que rigen los fenómenos del flujo, pero no han aplicado este poderoso instrumento como ayuda para la gestión de los ríos. (Adami, 2013). Por ejemplo, muchos estudiosos de la hidráulica, como Chézy, Darcy, Weibach, Poiseulle, Manning o Gauckler, trabajaron con modelos a pequeña escala para definir leyes que explican el flujo de fluidos en canales y tuberías en función de la dimensión, la geometría, la rugosidad y la pendiente. (Adami, 2013).

Sólo en 1875, Loius Fargue (1827-1910) realizó por primera vez un modelo de río donde se definieron metodologías de trabajo para mejorar la navegación en el río Garonne, construyendo un lecho o fondo móvil y un modelo físico distorsionado del río para investigar la mejor forma planimétrica y transversal para lograr una mejor condición para la estabilidad de los bancos y el flujo del río. (Adami, 2013).

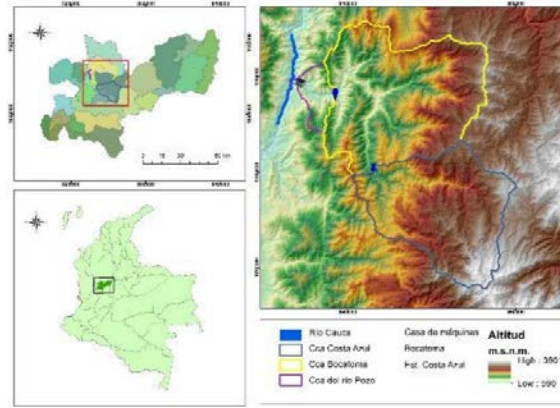
Por otro lado, los modelos físicos del río conservan su capacidad para resolver preguntas detalladas y problemas locales, caracterizados por una geometría compleja. En general, los modelos físicos de río se aplican hoy en día para los problemas que no se pueden investigar mediante ecuaciones simplificadas que rigen los modos numéricos, como la interacción entre el flujo de superficie libre de fluido y el lecho móvil, el desgaste general y local y los problemas de interacciones locales entre fluido y estructuras (Adami, 2013).

Entonces, el ideal de realizar el diseño, la construcción y la operación de un modelo físico a escala reducida de un tramo de un río cualquiera es permitir la identificación de las condiciones de funcionamiento de las obras hidráulicas que pueden ser dispuesta en su cauce, como en el caso de este estudio una obra de captación, para poder contar con las herramientas a la hora de tomar decisiones administrativas y técnicas.

Entonces, al construir un modelo físico a escala 1:75 de un tramo de río de montaña y una estructura experimental de captación de agua en un tramo de este y ejecutar actividades de calibración e instrumentación requeridas para la operación de este, se tiene el medio perfecto para la realización de una serie de pruebas que generalmente son concertadas entre las partes (contratante, dueño o diseñador del proyecto y los ejecutores del modelo) y que permitirán apreciar las condiciones de operación de la estructura según las diferentes configuraciones propuestas o partes a estudiar.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

**Sitio de estudio, información de prototipo.** El río Pozo está ubicado en el departamento de Caldas - Colombia y nace al Sur-occidente del municipio de Pácora, en cercanías a la cordillera Cimitarra; este río tiene una longitud de 28 km, el sentido de su flujo es Oriente-Occidente y sus aguas desembocan en el río Cauca. Sirve como límite entre los municipios de Pácora, Salamina y La Merced (Asociación turística empresarial de Caldas, 2014). En la Figura 1 se observa la ubicación del tramo del río Pozo que se representa a escala en el laboratorio.



**Figura 1.** Ubicación del tramo del río Pozo, datos de prototipo.

La Cuenca del río Pozo tiene un área de 65.587 Ha y sus afluentes principales son los ríos Chamberí, Pocito y San Lorenzo, alcanza una elevación máxima de 3802 msnm en su nacimiento y una mínima de 679 msnm en cercanías a su desembocadura, con una pendiente media de 48.4% que favorece la escorrentía directa y el transporte de sedimentos por el cauce principal.

La precipitación media anual de la cuenca es de 1920 mm al año y su temperatura media es de 20°C con predominio de clima templado y crecientes con gran capacidad de arrastre del cauce principal.

**Descripción de las instalaciones del laboratorio y del modelo.** Para el planteamiento del modelo se utilizó el principio de aprovechar al máximo las instalaciones existentes dentro del Laboratorio de Hidráulica de la Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales. Así, la escala 1:75 se escogió con base en el caudal máximo de operación del modelo y su relación con la capacidad de bombeo del Laboratorio, garantizando con total suficiencia su abastecimiento, representado en un caudal máximo de descarga de 12,32 l/s aproximadamente con el cual se reprodujo un caudal en prototipo aproximado de 600 m<sup>3</sup>/s. Una vez escogida la escala, se dimensionó y delimitó el modelo para verificar que el espacio del que se disponía en el Laboratorio fuera el apropiado (Figura 2).



**Figura 2.** Ubicación del modelo dentro del área del modelo.

La misma disposición de espacios y la infraestructura del Laboratorio llevaron a que el desagüe del modelo se hiciera a través de las tuberías y canales existentes permitiendo así optimizar el circuito hidráulico requerido por el modelo.

El modelo hidráulico de río Pozo se construyó en fondo fijo y se reprodujo un tramo aproximado de 1000 m de longitud, se modeló la topografía desde la abscisa k0+000 hasta la abscisa k1+004 y desde la cota 784 msnm hasta la cota 810 msnm.

**Metodología de trabajo utilizada, instrumentación.** Una vez verificada la información requerida sobre el proyecto y siguiendo el programa de trabajo propuesto, se dio inicio al estudio con el análisis teórico de los fenómenos hidráulicos esperados en el comportamiento de las estructuras, seguido del diseño sobre planos de todos los aspectos relacionados con la construcción del modelo. Al respecto, se emprendió la construcción de un modelo físico con escalas horizontal y vertical iguales de 1:75, regido por los criterios de similitud de Froude.

Bajo estos conceptos hidráulicos se reprodujeron: la topografía relevante aguas arriba de la estructura hidráulica; el vertedero como estructura de control, la estructura de captación o bocatoma mixta (una lateral y otra de fondo), el canal de desviación y la tubería de captación y una parte de la topografía relevante de un tramo del río aguas abajo de la estructura de captación. Además, posterior a haber realizado las pruebas de la etapa 1, se dispusieron unas estructuras complementarias (diques y contradiques) aguas abajo de las bocatoma para estudiar el comportamiento del flujo y estudiar la concentración de sedimentos.

En el cuadro 1 se relacionan los parámetros geométricos principales tanto en su dimensión en prototipo como en modelo.

**Cuadro 1.** Parámetros geométricos del modelo

PARÁMETRO	DIMENSIÓN EN EL PROTOTIPO	DIMENSIÓN EN EL MODELO
<b>ÁREA DE EMPLAZAMIENTO</b>	6,0 m de ancho x 35 m de largo.	8 cm de ancho x 47 cm de largo
<b>GEOMETRIA BOCATOMA DE FONDO</b>	2,8 m de ancho x 10 m de largo x 2,4 m de profundidad.	3,5 cm de ancho x 13,5 cm de largo x 3,2 cm de profundidad
<b>GEOMETRIA BOCATOMA LATERAL</b>	2,0 m de ancho x 7,5 m de largo x 3,0 m de profundidad.	2,8 cm de ancho x 10 cm de largo x 4 cm de profundidad
<b>CANAL DE DESVIACIÓN</b>	3,5 m de ancho x 38 m de largo x 3,0 m de profundidad.	4,3 cm de ancho x 50 cm de largo x 4 cm de profundidad
<b>CARACTERISTICAS DE LAS REJILLAS</b>	Las barras de 1/2" de diámetro se ubicaron de tal manera que se obstruyera el 50% del área de entrada a la bocatoma	Las barras se representaron con alambre de 2 mm de diámetro

Nota: Los valores dados en esta tabla son aproximados y redondeados.

Para la materialización del modelo, en primer lugar, se hizo una ubicación preliminar del área a ser ocupada por este dentro de las instalaciones del laboratorio; este procedimiento fue complementado con la utilización de software en donde, conociendo la topografía a reproducir en modelo y la existente en el Laboratorio, se calcularon los cortes y los llenos buscando un punto de equilibrio de estas actividades.

Posteriormente, se instaló una malla gruesa y otra fina como medio de referencia (datum) para reproducir adecuadamente la topografía del prototipo en el modelo (Figura 3). Igualmente, estas mallas sirvieron para la colocación de estacas que, con la ayuda de una puntilla en su parte superior, indicaban el punto exacto y la altura, la cual se verificaba con la ayuda de un instrumento de precisión como es una estación total, definiendo así el relieve a reproducir de las zonas que conformaban el modelo.

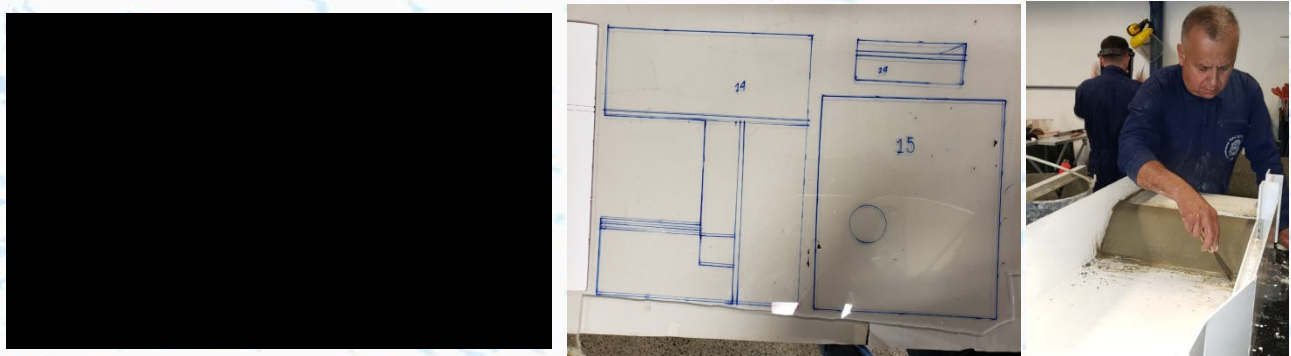
Terminado este proceso se detalló la superficie de la topografía del modelo utilizando concreto y morteros. Luego, se hizo un acabado con pintura, se definieron algunas curvas de nivel y se trazaron unas miras

linimétricas en sitios estratégicos del modelo para así tener un control al momento de operar, siendo estas tareas consideradas como parte de la instrumentación del modelo.



**Figura 3.** Izquierda: Mallas utilizadas para el proceso de verificación de la topografía. Centro y Derecha: proceso de estacado para detalle de topografía.

Por otra parte, la construcción de la bocatoma mixta se hizo utilizando como material principal el acrílico cristal transparente de 5 mm de espesor. Primero, se hizo el despiece del diseño de la estructura, y luego se fabricaron los moldes, se marcaron y se cortaron. Para el ensamblaje de la estructura se utilizó como pega autopolimerizante. Como elementos adicionales, se crearon dos rejillas para las captaciones en alambre dulce (Figura 4).



**Figura 4.** Proceso constructivo de partes en acrílico transparente

Por último, se hizo el emplazamiento de la bocatoma en el modelo para dar posteriormente acabados finales y poder entrar a instrumentar y operar el modelo (Figura 5).



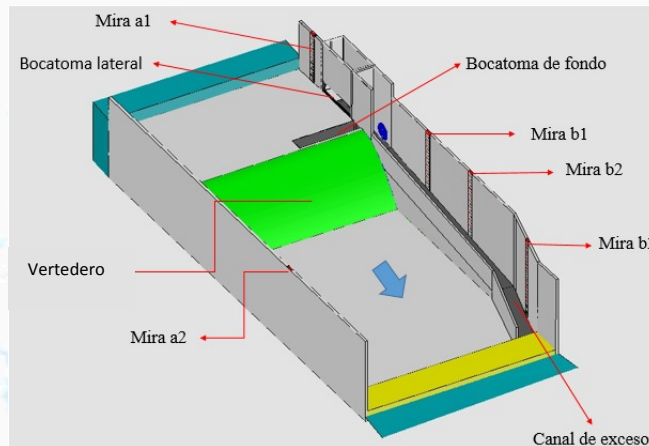
**Figura 5.** Izquierda: Ubicación de la estructura en el modelo. Derecha: vista final del modelo físico

Es importante decir que el modelo se construyó de manera que pudiese cambiarse con facilidad la configuración geométrica de éste según las necesidades presentadas durante la investigación.

En esta etapa del estudio, también se realizó el diseño de la instrumentación del modelo, en donde se dispusieron los elementos necesarios para poder medir caudales, niveles del flujo, determinación de la simetría, la sobre elevación del flujo, líneas de corriente y velocidades del flujo.

Para facilitar la medición de los caudales que transitaron por el modelo se utilizó un vertedero triangular de cresta delgada, el cual se encontraba previamente patronado. Pero debido a que los caudales que se requirieron para las operaciones de este modelo fueron muy pequeños respecto a la curva de calibración, fue necesario realizar nuevas mediciones para estos caudales y de esta manera complementar la curva.

En la figura 6 se pueden apreciar las partes constitutivas de la estructura y los puntos donde se ubicaron estratégicamente las miras limnimétricas y otros puntos de medición de variables.



**Figura 6.** Representación de la estructura

En el cuadro 2 se pueden observar las variables, la instrumentación y los puntos de medición.

**Cuadro 2.** Detalle de las mediciones e instrumentos utilizados en la operación

MEDICIÓN	INSTRUMENTO DE MEDICIÓN	OBSERVACIONES
<b>Nivel de flujo</b>	Medidor de Flujo Electromagnético <i>Ott Mf Pro</i> - Correntómetro	Se contó con dos de estos instrumentos y se dispusieron uno aguas arriba y otro aguas abajo de la estructura
	Perfilador de corriente acústico Doppler - ADCP	Se instaló aguas arriba de la estructura
<b>Velocidad de flujo</b>	Medidor de Flujo Electromagnético <i>Ott Mf Pro</i> - Correntómetro	
<b>Caudal</b>	Vertedero rectangular con contracciones de pared delgada	
	Limnómetro de gancho	Este se complementa con un vaso limnimétrico
<b>Sedimentos</b>	Dron y granulometría final en laboratorio	

**Operación del modelo.** El modelo hidráulico se operó bajo la configuración inicial dada (bocatoma combinada - una toma lateral y una de fondo-). Además, se siguió el protocolo de operación establecida por dicha empresa donde se determinaron las variables, la instrumentación y los puntos de medición, tal como se relacionó en el Cuadro 1 del presente documento.

Actualmente, el laboratorio cuenta con un tanque de almacenamiento de 300 m<sup>3</sup> de capacidad del cual es extraída el agua a través de dos motobombas de 60 HP con succión positiva en 12” para conducirla hacia distintos bancos de prueba y sitios dentro del laboratorio; específicamente, los sitios destinados para los emplazamientos de los modelos físicos realizados en la Universidad.

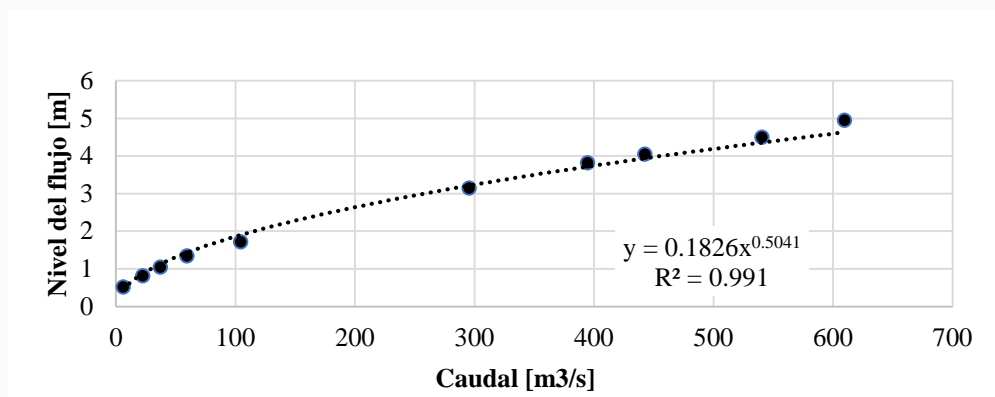
La operación del modelo hidráulico se hizo mediante una serie de configuraciones suministradas por la entidad contratante por lo que se trabajó para distintos periodos de retorno y diferentes caudales. Luego de operar el modelo y de realizar mediciones de variables físicas, se calcularon ellas bajo los principios de la semejanza hidráulica para llevar esos valores a escala de prototipo. En la Tabla 3 se relaciona el programa de operación que se siguió

**Tabla 3.** Detalles de la operación del modelo

ETAPA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	CONDICIONES DE LA OPERACIÓN
1	Pruebas para comprobar la capacidad de descarga del vertedero y del canal de excesos	Obtención de las curvas de capacidad de caudales contra niveles de flujo en las estructuras estudiadas	En estas pruebas las compuertas de las bocatomas, tanto la de fondo como la lateral, se encontraban totalmente cerradas. Se variaban los niveles del flujo de acuerdo con los diferentes periodos de retorno a estudiar.
2	Pruebas para comprobar la capacidad de las bocatomas	En esta etapa se estudiaron dos diferentes diámetros del canal de desviación (tubería de conducción) sin cambiar la configuración de las bocatomas. Bajo estos conceptos se realizó la calibración de las compuertas de ambas estructuras de toma, variando la apertura de estas y verificando el nivel del flujo aguas arriba y abajo de las bocatomas, además de establecer el caudal captado.	Manteniendo la configuración de la estructura en cuanto a sus dimensiones, se estudiaron dos diámetros de la tubería que representa el canal de desviación. Para la operación se variaban los niveles del flujo de acuerdo con los diferentes periodos de retorno a estudiar, además de valorar la velocidad media de este.

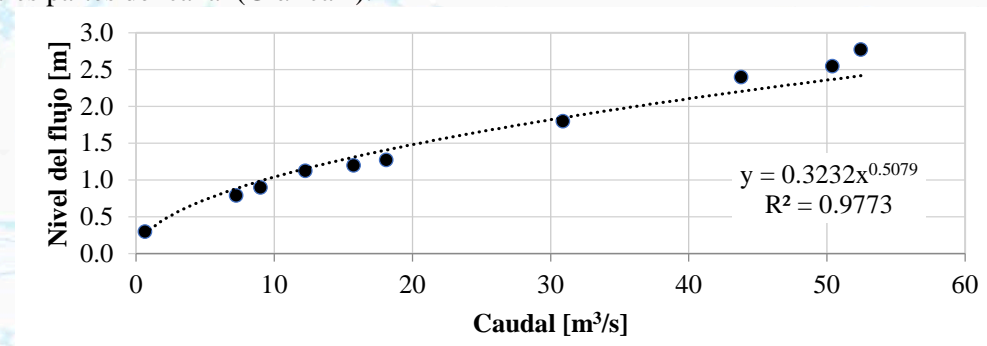
### 3 RESULTADOS

**Resultados de la Etapa 1.** Pruebas para comprobar la capacidad de descarga del vertedero y del canal de excesos. La capacidad de descarga del vertedero ubicado en el canal principal de la estructura se pudo comprobar con la obtención de una curva de capacidad entre los caudales vs los niveles de operación. La Gráfica 1 enseña el resultado de calibración.



**Gráfica 1.** Curva de capacidad entre los caudales vs los niveles de operación en el vertedero

La capacidad de descarga del canal de excesos también se obtuvo de la relación entre los caudales y los niveles de operación. En este canal se ubicaron miras limnimétricas que permitieron realizar la observación del nivel del flujo en tres partes del canal (Gráfica 2).



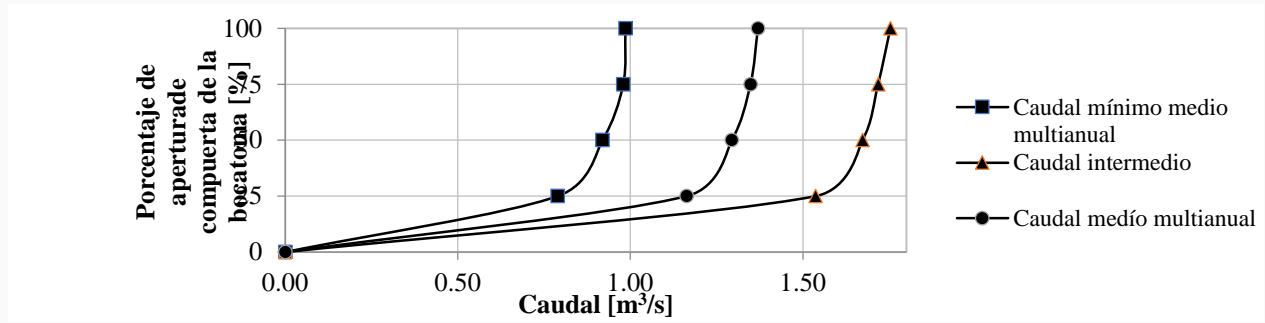
**Gráfica 2.** Curva de capacidad del canal de excesos

**Resultados de la Etapa 2.** Pruebas para comprobar la capacidad de las bocatomas.

Teniendo el canal de desviación (tubería de conducción) con un (1) metro de diámetro se operó para obtener los caudales captados al ir variando la apertura de la compuerta de la bocatoma que estuviera en funcionamiento y así poder cuantificar además la cantidad de agua que pasa por el vertedero de excedencias; bajo estas mismas consideraciones, se operó el modelo teniendo el canal de desviación con dos (2) metros de diámetro. Los resultados obtenidos se enseñan en la Tabla 4 y la Tabla 5 respectivamente. En la gráfica 3 y 4 se pueden leer los caudales que corresponden a un periodo de retorno determinado con relación a la apertura de compuerta de la toma de fondo, pudiéndose encontrar así una regla de apertura de las compuertas según la necesidad de caudal y de la variación de este en un periodo determinado de tiempo.

**Tabla 4** Caudales captados por el canal de desviación con diámetro de un metro por la toma de fondo

CAUDAL DE OPERACIÓN (m³/s)	CAUDAL TOTAL (m³/s)	CAUDAL CAPTADO (m³/s)			
		APERTURA DE COMPUERTA DE LA BOCATOMA DE FONDO (%)			
		100	75	50	25
Caudal mínimo (Tr 2 años)	0.00081	0.18	0.18	0.18	0.18
Caudal mínimo medio multianual	2.86	0.29	0.29	0.29	0.29
Caudal intermedio	5.38	1.37	1.35	1.29	1.16
Medio multianual	11.13	1.75	1.72	1.67	1.54

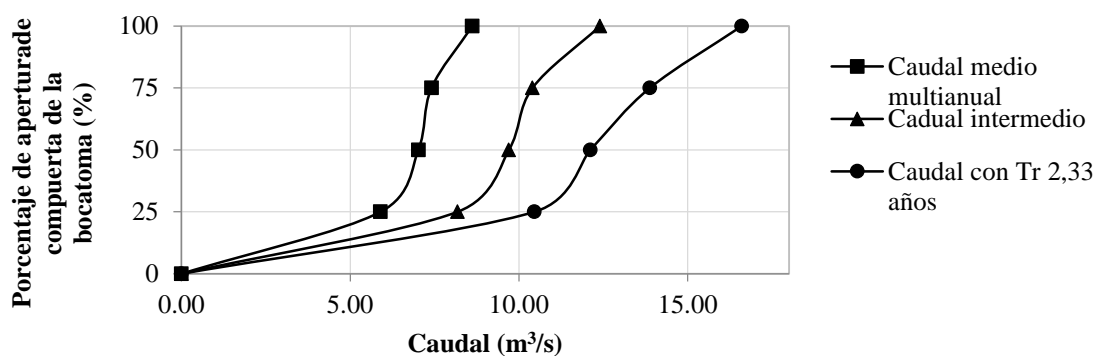


**Gráfica 3.** Caudales captados por el canal de desviación con diámetro de un metro Vs apertura de operación de la compuerta de la toma de fondo

Al igual que para la captación de un (1) metro de diámetro, la información recolectada y relacionada en el presente documento para la captación de dos metros se realizó con los caudales con periodos de retornos bajo y estos se captaron solamente con la toma de fondo.

**Tabla 5** Caudales captados por el canal de desviación con diámetro de dos (2) metro, por la toma de fondo

CAUDAL DE OPERACIÓN (m³/s)	CAUDAL TOTAL (m³/s)	CAUDAL CAPTADO (m³/s)			
		APERTURA DE COMPUERTA DE LA LATERAL (%)			
		100	75	50	25
<b>Caudal mínimo medio multianual</b>	0.68	0.32	0.32	0.32	0.32
<b>Medio multianual</b>	19.30	8.62	7.21	7.02	6.92
<b>Caudal intermedio</b>	33.22	6.80	6.80	6.80	6.80
<b>Tr= 2.33 años</b>	179.20	16.60	13.88	12.12	10.46



**Gráfica 4.** Caudales captados por el canal de desviación con diámetro de dos metros Vs apertura de operación de la compuerta de la toma de fondo

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Finalmente, se pueden extraer del análisis de resultados las siguientes conclusiones y recomendaciones principales del estudio:



La estructura del vertedero de excesos del proyecto tiene definida una adecuada geometría que garantiza la evacuación de las crecidas y caudales máximos transitados por esta. La forma de operar las bocatomas mixtas depende de los caudales transitados; en esta investigación, se evidenció que, para los caudales más bajos, según la dinámica de la corriente, la bocatoma de fondo es más eficiente que la lateral, por lo que se trabajó hasta el caudal medio multianual.

Debido a que la capacidad de captación aumentó al pasar de 1 a 2 m de diámetro, los caudales captados por el canal de desviación aumentaron considerablemente, demostrando que la geometría de las bocatomas estudiadas permite una buena evacuación del agua al momento de ser captada.

Teniendo el canal de desviación con un diámetro de un metro y para caudales menores a  $0.3 \text{ m}^3/\text{s}$  la compuerta funciona como un orificio, el flujo pasa libremente por la abertura estando la compuerta con una apertura igual al 25% que para la dinámica del río estudiado representa la captación realizada por la bocatoma de fondo cuando son caudales inferiores al mínimo medio multianual que transitan por la estructura.

Con 2 m de diámetro, en el canal de desviación y para caudales menores al medio multianual la compuerta funciona como un orificio, el flujo pasa libremente por la abertura estando la compuerta con una apertura igual al 25%, que para la dinámica del río estudiado representa la captación realizada por la bocatoma de fondo cuando son caudales inferiores al mínimo medio multianual que transitan por la estructura.

La bocatoma de fondo trabajó para caudales con periodos de retorno bajo y la lateral para altos. Se evidenció que la de fondo es más eficiente que la lateral ya que con caudales menores logró captar más agua que la lateral aun cuando en esta transitaban caudales más grandes.

La modelación hidráulica física se puede seguir considerando como una técnica que al ser utilizada por los ingenieros pueden llevar a la optimización del diseño de las estructuras en estudio, garantizar el funcionamiento seguro de esta y así facilitar el proceso de toma de decisiones. Además, con la escala adecuada, evaluar su comportamiento para así poder proponer operaciones desde una simple validación de la parte geométrica hasta situaciones complejas que son difíciles de reproducir con modelos matemáticos, como lo es la dinámica del flujo (flujo turbulento) y los caprichos del contorno topográfico cuando se está trabajando la modelación de una corriente hídrica.

Adicionalmente, es muy conveniente con la ayuda de este tipo de estudios procurar soluciones a problemas vitales para las comunidades, como en este caso el aprovechamiento del agua en los ríos de montaña para abastecimiento a comunidades y otros fines.

## **5. AGRADECIMIENTOS**

El desarrollo de este trabajo se debe gracias a los aportes y el apoyo del Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia y al Laboratorio de Hidráulica de la Sede Manizales por permitir la utilización de su espacio físico y de los recursos con los que esta cuenta.

## **6. LITERATURA CITADA Y CONSULTADA**

- Adami, A. (2013). *Physical Hydraulic Models past and present*. Venezia: Press, Marcianum.
- Chadwick, A. a. (1999). *Hydraulics in civil and Environmental Engineering*. London: E& FN SPON.
- (1999). *Physical modelling of hydraulics 14.1 Introduction De@nition: the physical hydraulic model*. En H. Chanson, *Physical modelling of hydraulics 14.1 Introduction De@nition: the physical hydraulic model*. (págs. 261–283). In E. Arnold.
- Echávez Aldape, G. (1996). *Introducción a los modelos hidráulicos de fondo fijo ya la ingeniería experimental*. 204.
- Holman, J. (1977). *Métodos experimentales para Ingenieros*. McGraw.
- Martins, L. a. (2013). *Experimental and Physical Modeling of Bed Load Heterogeneous Sediment Transport*. *International Journal of Geomechanics*.
- Mataix, C. (2007). *Mecánica de fluidos y máquinas hidráulicas*. México.

Rodríguez D., H. A. (2001). Hidráulica Experimental. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería.  
Saldarriaga, J. G. (1991). MODELOS FÍSICOS EN INGENIERÍA HIDRÁULICA.  
Szymkiewicz, R. (2010). Numerical Modeling in Open Channel Hydraulics.  
Vergara, M. (1993). Técnicas de modelación en hidráulica. México: Editorial Alfa Omega IPN

## ID-133: SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA CUENCA USUMACINTA, TENOSIQUE, TABASCO

Guzmán Guzman Roberto,  
Instituto Tecnológico Superior de los Ríos.  
yo.soygnr15@gmail.com

### RESUMEN

Durante las últimas décadas se ha presentado una acelerada transformación de los ecosistemas, como resultado principalmente de las actividades humanas y las formas de apropiación humana con la naturaleza (Hoffmann 1996: 29; SER 2004: 15). Fenómenos como la deforestación, el cambio climático, la desertificación y el crecimiento desordenado de la población han puesto en riesgo a las comunidades biológicas (Rozzi *et al.*, 2001) y a los servicios que los ecosistemas proporcionan. Por ello, es importante concebir los ecosistemas como indispensables para el bienestar de los seres humanos. Los cambios en los ecosistemas frecuentemente son causados por múltiples impulsores que trabajan en diferentes escalas de tiempo y espacio. El objetivo de esta investigación es identificar y caracterizar los servicios ecosistémicos que proporciona la Cuenca Usumacinta, Tenosique, Tabasco. La propuesta metodológica incluye la aplicación de entrevistas semiestructuradas a los pobladores cercanos a la región, visitas de reconocimiento en campo y toma de georreferencias con equipos de sistemas de información geográfica, monitoreo en campo para reconocer los servicios ecosistémicos y elaborar el diagnóstico socioambiental de la zona, donde se involucran conductores de cambio directo e indirecto que afectan a los ecosistemas y con la finalidad de proponer estrategias de manejo ambiental hacia el bienestar humano. Se espera enlistar la presencia de los servicios ecosistémicos generando datos sólidos que permitan difundir la importancia ambiental, económica de la región a los pobladores y gestionar propuestas y recursos en convocatorias pertinentes y ante las autoridades correspondientes.

*Palabras clave: Desertificación, Cambio Climático, Georreferencias.*

Ubicación geográfica de la cuenca del Río Usumacinta:

De todas las cuencas fronterizas, la cuenca del río Usumacinta es la de mayor extensión y mayor desarrollo hidrológico. Esta cuenca abarca una superficie total de más de siete millones de hectáreas, una superficie equivalente a casi todo el estado de Chiapas, quedando el 58 % en territorio de Guatemala y el resto en México. Dentro de la cuenca del Usumacinta se ubica la región de la selva Lacandona en México, y los Cuchumatanes, los Altos de Guatemala y una buena parte del Petén guatemalteco.

País	Entidad	Superficie a la cuenca (ha)	Porcentaje total
México	Chiapas	2,175,178	
	Tabasco	724,547	
	Campeche	177,987	
Subtotal		3,078,251	42.1
Guatemala		4,241,271	57.9
<b>Total</b>		<b>7,319,522</b>	<b>100.0</b>

Cuadro 1.- Distribución de la superficie de la cuenca del río Usumacinta por entidad.

Si tomamos la distancia del flujo hacia la desembocadura como una definición de cuenca alta y baja, resalta que en el caso del Usumacinta, importantes porciones de la cuenca alta se encuentran principalmente en Guatemala. La cuenca del Usumacinta tiene una impresionante red hidrológica por estar en una de las regiones con más altos niveles de precipitación de toda Mesoamérica y por poseer un relieve complejo.

Entre los cuerpos de agua lenticos de la cuenca del Usumacinta sobresalen en México los lagos de Nahá, Metzabok, Montebello, Lacanjá y Miramar, y en la parte baja los importantes humedales de Catzajá en Chiapas y Emiliano Zapata en Tabasco en la parte de Guatemala se encuentran los lagos Lachuá, Petén Itza y la laguna Escondida. Actualmente la población asentada en la cuenca del río Usumacinta es de aproximadamente 1,776.232 habitantes, mayormente localizados en las partes altas de la cuenca.

	N° de localidades	N° de habitantes	% del total
Bajo Usumacinta	1,185	201,548	11.35
Usumacinta Medio	273	62,744	3.53
Río San Pedro	557	103,918	5.85
Río La Pasión	782	189,743	10.68
Río Salinas	1,724	604,610	34.04
Alto Usumacinta	2,514	613,669	34.55
<b>Total</b>	<b>7,035</b>	<b>1,776,232</b>	<b>100.00</b>

Cuadro 2.-Distribución de la población asentada en la cuenca del río Usumacinta por subcuenca.

Las mayores concentraciones poblacionales, en la sección mexicana y en la guatemalteca están ubicadas en la cuenca alta, por lo que las descargas urbanas e industriales en estas zonas tienen efecto a través de los ríos sobre el resto de la cuenca. Los diversos diagnósticos socio-económicos que se han realizado en la cuenca del Usumacinta (Cabrera y Cuc, 2002; Cabrera, 2006) mencionan que la población que habita dentro de la cuenca se encuentra dentro de los niveles de marginación más elevados de México y Guatemala.

#### Biodiversidad y su conservación:

La gran cuenca del río Usumacinta abarca a una de las regiones de mayor biodiversidad de Mesoamérica, y es parte importante de la selva maya, el segundo macizo de selvas tropicales más extenso en superficie después de la Amazonía. En términos generales, los principales tipos de vegetación que encontramos al interior de la cuenca del Usumacinta, en su parte alta están los bosques de pino y encino, y los bosques mesófilos de montaña en las mayores altitudes; en su parte media, predominan selvas tropicales de diversa composición y estructura, y finalmente en su parte baja pantanos y humedales. A todo lo largo y ancho de la cuenca se presentan una gran variedad de ecosistemas acuáticos (ríos y lagunas) y bosques riparios. En esta cuenca aún tienen su hábitat numerosas especies amenazadas y en peligro de extinción incluyendo jaguar y ocelote, mono aullador, mono araña, tapir, pecarí de labios blancos, cocodrilos, diversas especies de aves rapaces y un número elevado de especies endémicas de diversos grupos de plantas, vertebrados e invertebrados (Primack et al., 1998).

Esto implica que los impactos ambientales que afecten la cuenca alta del Usumacinta se reflejarán en la cuenca baja; de ahí la urgente necesidad de efectuar una planificación del desarrollo coordinada y responsable. Los nuevos esfuerzos de conservación deben comenzar a vincular la integridad ecológica de los ecosistemas terrestres, de agua dulce y marinos que están concatenados. Apenas en 2008, México declaró como área natural protegida al cañón del río Usumacinta (DOF, 2008).

### Aspectos económicos:

La gran mayoría de las superficies dedicadas a la producción están dominadas por sistemas productivos no sustentables. En toda la cuenca, tanto en México como en Guatemala, domina una agricultura de subsistencia de roza-tumba y quema, que aún utiliza importantes cantidades de diversos pesticidas y agroquímicos. En distintas zonas de la selva Lacandona, el noroeste del Petén y en las zonas bajas de Tabasco, es la ganadería extensiva la que domina los paisajes productivos. Las áreas dedicadas a una agricultura con fines comerciales tienen cultivos de maíz, calabaza, chile y frijol. Todos estos sistemas agrícolas y pecuarios siguen siendo de bajo rendimiento y alto impacto sobre el ambiente. La enorme riqueza arqueológica, cultural y paisajística en distintas zonas de la cuenca ha permitido el desarrollo de actividades turísticas cuyo potencial está sin duda entre los mayores a nivel mundial; sin embargo, este podrá ser aprovechado con un mayor beneficio si se implementa un plan binacional enfocado a lograr un desarrollo turístico responsable ambiental y socialmente, que utilice el amplio espectro de ofertas turísticas que posee esta privilegiada región. Pese al enorme potencial turístico que el propio río Usumacinta tiene, particularmente como destino de turismo eco-arqueológico, éste no ha sido aprovechado debido a la falta de servicios de calidad, así como también a la inseguridad que existe para los visitantes a la región (Shaw, 2000; Golden y Scherer, 2006). Al igual que el agua, los hidrocarburos también son recursos naturales compartidos entre los dos países dentro de la cuenca del río Usumacinta. Hace más de 30 años que se inició la explotación de los yacimientos de Tabasco y Campeche. Desde hace 25 años, México ha realizado actividades de exploración que se han ido trasladando hacia la zona Lacandona y Marqués de Comillas. Por su parte, Guatemala ha comenzado a concesionar algunos yacimientos cercanos a la zona fronteriza (río Salinas), e incluso ha construido un oleoducto para las zonas que ya efectúan extracción. El interés por el petróleo en la porción guatemalteca se ha traducido en un complejo mapa de licitaciones para exploración y explotación en la zona y estas actividades ya han tenido un grave impacto, sobre todo en el parque nacional Laguna del Tigre. Si bien el petróleo representa una importante actividad económica, a nivel local las conocidas secuelas de la actividad petrolera convencional sobre el medio ambiente representan un importante riesgo para la cuenca; por ello, las actividades de aprovechamiento de hidrocarburos deberían realizarse con los más altos estándares ambientales, subsidiando la protección y restauración ecológica de amplias áreas a manera de pagos por compensación y aplicando un estrecho control y monitoreo ambiental. Toda la región del Usumacinta tiene un notable potencial para el aprovechamiento sustentable de los recursos forestales. La extracción comercial de madera de la selva Lacandona data desde el siglo XIX y continúa hasta la fecha (De Vos, 1988). Los recursos forestales que aún se mantienen, tanto en la sección mexicana como en la guatemalteca, son sin lugar a dudas muy importantes, pero desafortunadamente siguen siendo aprovechados bajo modelos de explotación no sustentables o bien de forma ilegal. En México se han realizado destacados intentos para desarrollar una forestaría sustentable (por ejemplo, el Plan Piloto Forestal de Marqués de Comillas) pero sin consolidar resultados; en el caso de Guatemala, las concesiones forestales en la Zona de Uso Múltiple de la Reserva de la Biosfera Maya han ido produciendo efectos más prometedores, y en términos generales se acepta que estas concesiones han funcionado realmente para proteger y aprovechar las selvas en forma racional.

### Servicios ecosistémicos:

La cuenca del Usumacinta es igualmente relevante por los servicios ecológicos o ambientales de importancia económica directa. Entre otros, cabe mencionar los volúmenes de carbono capturado en las masas forestales, la captación y aportación de agua y nutrientes a las tierras del norte de Chiapas y Tabasco (cuenca baja), así como a las zonas estuarinas de importancia para las pesquerías en la costa del Golfo de México. Algunas de las oportunidades emergentes para vincular la conservación de los bosques y selvas en la cuenca del Usumacinta con el desarrollo económico, ante el contexto del cambio climático, están en los mecanismos de retribución por el gran potencial que poseen para la captura de carbono y por el almacenaje actual de volúmenes importantes

de carbono por hectárea (por ejemplo, mecanismos REDD, REDD+, etcétera.; Cairns et al., 2000; De Jong et al., 2005a; Rodríguez y Pratt, 1998; Montoya et al., 2000). Así, ya se reconoce que las selvas y bosques de la cuenca del Usumacinta son parte de los “sumideros” de carbono de mayor relevancia en Mesoamérica.

Desarrollo sustentable:

La cuenca del río Usumacinta, compartida por México y Guatemala, constituye una de las regiones de Mesoamérica prioritarias para lograr un desarrollo genuinamente sustentable. A la par que alberga una biodiversidad privilegiada y de enorme importancia por los servicios ambientales que presta, es también una de las cuencas con mayor potencial económico debido a sus cuantiosos recursos energéticos, forestales y turísticos. Estas aptitudes han sido explotadas en diferentes medidas, pero generalmente bajo modelos que no garantizan la sustentabilidad ambiental ni social. La abundante información disponible sobre los aspectos físicos, biológicos, hidrológicos, y socio-económicos sobre la cuenca del Usumacinta fundamenta sólidamente la necesidad de diseñar e implementar un plan compartido entre México y Guatemala que permita lograr un desarrollo sustentable que favorezca la conservación y el uso inteligente de sus recursos naturales (March y Fernández, 1998). Un plan de desarrollo sustentable a nivel binacional podría enmarcarse dentro de los convenios y acuerdos que ya se han establecido para fomentar la cooperación entre México y Guatemala, como los de la Comisión Mexicana para la Cooperación con Centroamérica (1997), los del encuentro Tuxtla II de 1996, y los de las reuniones del Diálogo Interamericano para el Manejo del Agua (Declaración de Miami, 1993; Declaración de Buenos Aires 1996). Se han realizado además numerosos trabajos enfocados a la planeación de un desarrollo en la cuenca del Usumacinta y que constituyen las bases para avanzar hacia un futuro más sustentable que promueva la integridad ecológica de la región (Priego et al., 1987; Hamann y Ankersen, 1996; GuillenTrujillo, 1995; Carabias et al., 2008). Estas condiciones serán fundamentales para enfrentar escenarios inducidos por el cambio climático, que si bien son todavía inciertos serán claramente adversos. De la integridad ecológica, la extensión de las superficies conservadas y de su interconectividad dependerá en buena medida la resiliencia de los ecosistemas para evolucionar en otros que sean igualmente funcionales. Finalmente, cabe mencionar que son diversos los esfuerzos de monitoreo ambiental y de distintos indicadores biológicos y ecológicos que han sido planteados; algunos de ellos han sido finalmente implementados (Carr y De Stoll, 1999; CONANP, 1999; Sader et al., 2001; Whitacre, 1997). Por esta razón, se recomienda un esfuerzo que en el corto plazo integre los resultados de estos esfuerzos en un sistema de monitoreo capaz de evaluar la salud ambiental y la integridad ecológica de la cuenca. Esto será fundamental para conducir actividades de manejo adaptativo conforme vayan sucediendo las condiciones impuestas sobre la cuenca por el cambio climático global.

El Río Usumacinta está ubicado al sur del territorio de México, y al norte del territorio Guatemala, en la zona oeste de la península de Yucatán, es el río más largo de Meso América y el sexto más largo de Latinoamérica. Su cuenca la constituyen 106,000 kilómetros de territorio localizados entre los Estados de Chiapas, Tabasco y Campeche en México representando para este país el 42 % del total del territorio de la cuenca y los departamentos de Huehuetenango, Quiché, Cobán y Petén en Guatemala que en su conjunto ocupan el 58 % del territorio de la cuenca en mención.

Estos territorios están localizados entre los paralelos 15° 00' y 18° 00' de latitud Norte y los meridianos 89° 30' y 92° 13' de longitud al Oeste de Greenwich. Y sus aguas corren de sur a norte, desembocando en el golfo de México una carga aproximada de 105,200 millones de metros cúbicos de agua anuales y representa el 30 % de agua dulce que posee México. Las alturas promedio varían entre los 100 y los 1,000 metros sobre el nivel del mar m.s.n.m., en las partes conocidas como cuenca baja y media y en la parte conocida como la cuenca alta las alturas van de los 900 a 2,700 m.s.n.m... La orografía del área de la cuenca está bien definida en las siguientes indicaciones, En la región de Petén, y lo correspondiente a la península de Yucatán en México se caracteriza por un relieve ligeramente ondulado, casi plana, con elevaciones que varían entre los 50 y 300 m.s.n.m. las

elevaciones mayores que van de los 300 a 600 metros se encuentran en la sierra del Lacandón las Montañas de Tikal y del Norte de Chiapas. (Plan de desarrollo integrado de Petén, 1990).

En la parte media, que se caracteriza por su relieve creciente se encuentran al Noreste, las montañas Mayas, con elevaciones del orden de los 600 m.s.n.m; las planicies bajas del interior del Petén y la zona del Marqués de Comillas, de relieve plano con elevaciones de entre 100 y 200 m.s.n.m; la depresión central de Chiapas con elevaciones de 300 a 900 m.s.n.m, relieve plano; la meseta central de Chiapas, que se une a la sierra de los Cuchumatanes y continúa con la sierra de Chamá, zona que se caracteriza por un relieve abrupto en el cual predominan elevaciones de 600 a 2700 m.s.n.m, y la Sierra Madre, también de relieve abrupto característico de la zona volcánica, donde las elevaciones varían de los 900 y más 2, 700 m.s.n.m en la cual se encuentran los volcanes Tacaná y Tajumulco que tienen alturas de 4,092 y 4220 m.s.n.m, respectivamente. (CILA, 1984).

Es en este enclave socio geográfico en que se encuentra el gran Río Usumacinta ubicado en el norteño departamento de Petén, en Guatemala la parte oriental de los Estados de Chiapas y Tabasco en el territorio Mexicano. Sus aguas son producto de la unión de los ríos Lacantún, Pasión y Chixoy en el Vértice conocido como Altar de los Sacrificios, puerto Fluvial Maya y sitio arqueológico, justo ahí empieza a denominarse Usumacinta, que en idioma Náhuatl significa "lugar de muchos monos". (Comunicación Carmelo Chambor).

# ID-166: MANEJO INTEGRADO DE MICROCUENCA EN EL EJIDO DE OTUMBA DE GÓMEZ FARIÁS, OTUMBA, ESTADO DE MÉXICO

Celso Guadalupe MONTIEL GARCÍA<sup>a</sup>, Ivon Edith SOLÍS ÁVILA<sup>b</sup>

<sup>a</sup> CONAGUA, Texcoco de Mora, email: celso.montiel@conagua.gob.mx

<sup>b</sup> SEMARNAT, Texcoco de Mora, email: ivon.solis@semarnat.gob.mx

## RESUMEN

El Manejo Integrado de una Microcuenca está enfocado a realizar acciones para el aprovechamiento, la conservación y el uso óptimo de los recursos naturales; la correcta aplicación de cualquier práctica para la preservación de los recursos de una cuenca está en función de cada estrato que la integra: Tenencia de la tierra, Núcleos agrarios, Organizaciones sociales, Gobierno y Prestadores de servicios profesionales; cada uno juega un papel importante. Refiriéndose al buen manejo de la Microcuenca del ejido de Otumba de Gómez Farías, se logró integrar a todos los estratos de gobernanza y el resultado fue el rescate, la conservación y preservación de los recursos suelo, agua y vegetación mediante la realización de obras consecutivas durante el periodo 2014 a 2018, mismas en las que se consideraron las necesidades fisiográficas y ambientales de la zona, lo que llevó a la construcción de brechas cortafuego, zanjas trinchera, terraceo y subsoleo a nivel, presas de mampostería, presas de gavión y presas de piedra acomodada, en un polígono envolvente de 318 hectáreas. Asimismo, se realizó la replantación y reforestación de árboles de las especies de cedro (*Cupressus lindleyi*), pino piñonero (*Pinus cembroides*), encino (*Quercus rugosa*) y palo prieto (*Pinus greggii*).

El compromiso del núcleo ejidal con el medio ambiente se reflejó en la organización del mismo, y en el inicio de las gestiones de programas gubernamentales, apoyándose de la SDAF-CONAGUA, IPASSA-SAGARPA, CONAFOR y PROBOSQUE, quienes, con un equipo de técnicos igualmente comprometidos con el ambiente, realizaron las propuestas de obra y su ejecución; dando como resultado la conservación del suelo y la vegetación hasta la fecha, así como el interés por el pino piñonero, al ser una especie de interés comercial por su semilla que se utiliza en la elaboración de diversos alimentos. El ejido de Otumba de Gómez Farías es, definitivamente, un ejemplo de que, si el objetivo de conservación y manejo es unánime y se tiene claro en todos los estratos de participación, los resultados serán buenos, puesto que la consecuencia de un correcto manejo de la cuenca habrá sido “el juego en el que todos ganamos”.

**Palabras clave:** Manejo, Conservación, Organización, Programas, Participación

## 1 INTRODUCCIÓN

En el contexto de WOCAT (World Overview of Conservation Approaches and Technologies, 1992), define la Conservación del suelo y del agua como las actividades a nivel local que mantienen o aumentan la capacidad productiva de la tierra en áreas afectadas por o propensas a la degradación. Incluye la prevención o la reducción de la erosión del suelo, consolidación y la salinidad; la preservación o drenaje del suelo; el mantenimiento o mejoramiento de la fertilidad del suelo.

El Manejo Integrado de una Microcuenca está enfocado a realizar acciones para el aprovechamiento, la conservación y el uso óptimo de los recursos naturales. La correcta aplicación de cualquier práctica para la preservación y conservación de los recursos en una cuenca está en función de cada estrato que la integra: Tenencia de la tierra, Núcleos agrarios, Organizaciones sociales, Gobierno y Prestadores de servicios profesionales. Cada uno juega un papel importante en la correcta aplicación de las obras de conservación sobre las características fisiográficas y ecológicas que conforman a una zona delimitada por el parteaguas.

Refiriéndose al buen manejo de la Microcuenca del ejido de Otumba de Gómez Farías, se logró integrar a todos los estratos de gobernanza y el resultado fue el rescate, la conservación y preservación de los recursos suelo, agua y vegetación, mediante las siguientes practicas:

**Brechas cortafuego:** consiste en remover el material vegetativo hasta el suelo mineral, en franjas de un ancho determinado de acuerdo al tipo de vegetación existente en el área. Se debe anclar a barreras naturales o



artificiales y construir desagües cuando exista pendiente a efecto de evitar la formación de cárcavas; tienen el propósito de aislar el fuego de la mayor cantidad posible de material vegetal combustible en un incendio forestal.

**Terraceo y subsoleo:** de tipo mecánico, las terrazas son terraplenes formados entre bordos de tierra, o la combinación de bordos y canales, contruidos en sentido perpendicular a la pendiente del terreno, en las que el trabajo complementario y previo a la plantación es el subsoleo (ruptura de suelo con Ripper).

**Zanjas trincheras:** son excavaciones que se realizan en curvas a nivel a medidas determinadas y separadas, tienen la finalidad de incrementar la infiltración del agua de lluvia al subsuelo y disminuir la erosión hídrica al detener o frenar los escurrimientos superficiales.

**Presas de mampostería:** estructuras permanentes contruidas con piedras brutas toscamente labradas empacada con arena, mortero de cemento y partículas menores de la misma piedra (rajuelas), no debiendo quedar espacios o huecos en el cuerpo de la presa, utilizadas para atender cárcavas y cauces naturales ocasionados por la erosión hídrica, en donde se atrapan sedimentos al correr el agua proveniente de las lluvias

**Presas de piedra acomodada:** son estructuras contruidas con piedra acomodada que se colocan trasversalmente a la dirección del flujo de la corriente y se utiliza para el control de erosión de cárcavas.

**Presas de gaviones:** son estructuras contruidas con cajas de forma prismática rectangular de malla de alambre de triple porción, rellenas de piedra. Este tipo de presas es de bajo costo y larga duración, sirve como protección contra la erosión y, por sus dimensiones, puede variar dependiendo del tamaño de la cárcava.

**Apertura, conservación y mantenimiento de caminos:** con equipo mecánico se realiza el trazo y la conformación de caminos. Es importante mantener y mejorar las condiciones de los caminos dado que estos son altamente susceptibles a erosionarse por falta de mantenimiento o condiciones del clima, lluvias, etc.

**Replantaciones, podas y reforestaciones de especies nativas:** La cobertura con especies nativas beneficia el suelo aportando materia orgánica mejorando la fertilidad y su estructura, protección contra el clima (lluvia, viento), refugio a otras especies, generación de microclimas, aumento en la cobertura y posteriormente en la riqueza y abundancia de plantas nativas, aves, mamíferos, insectos entre otros.

La reforestación debe realizarse principalmente con especies nativas ya que desempeñan un papel muy importante en la recuperación de la estructura original, riqueza y diversidad florística de los ecosistemas degradados, con fines de rehabilitación del medio ambiente y conservación de suelos y aguas.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

El Municipio de Otumba, se localiza en el estado de México, con una ubicación geográfica entre los paralelos 19° 36' y 19° 44' de latitud norte; los meridianos 98° 37' y 98° 49' de longitud oeste; altitud entre 1700 y 3500 msnm. Colinda al norte con el municipio de Axapusco y el Estado de Hidalgo; al sur con los estados de Hidalgo y Tlaxcala y con el municipio de Tepetlaoxtoc; al oeste con los municipios de Tepetlaoxtoc, San Martín de las Pirámides Teotihuacán y Axapusco, tal como se observa en la Figura 1. El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano y el rango de precipitación es de 600-700 mm (INEGI, 2009).

La edafología del municipio es conformada principalmente por suelo Phaeozem (69.54%), Leptosol (23.96%), Durizol (1.14%) y Vertizol (0.53%). Pertenece a la Región hidrológica Panuco, Cuenca Río Moctezuma, Subcuenca Lago de Texcoco y Zumpango (82%), Laguna Tochac y Tecocomulco (12.8%) y Río Tezontepec (5.20%); con corrientes de agua intermitentes. La distribución de uso de suelo y vegetación presente es agricultura (61.07%), zona urbana (4.83%) pastizal (12.92%), bosque (11.61%) y matorral (9.57%), señalados en la Figura 2.

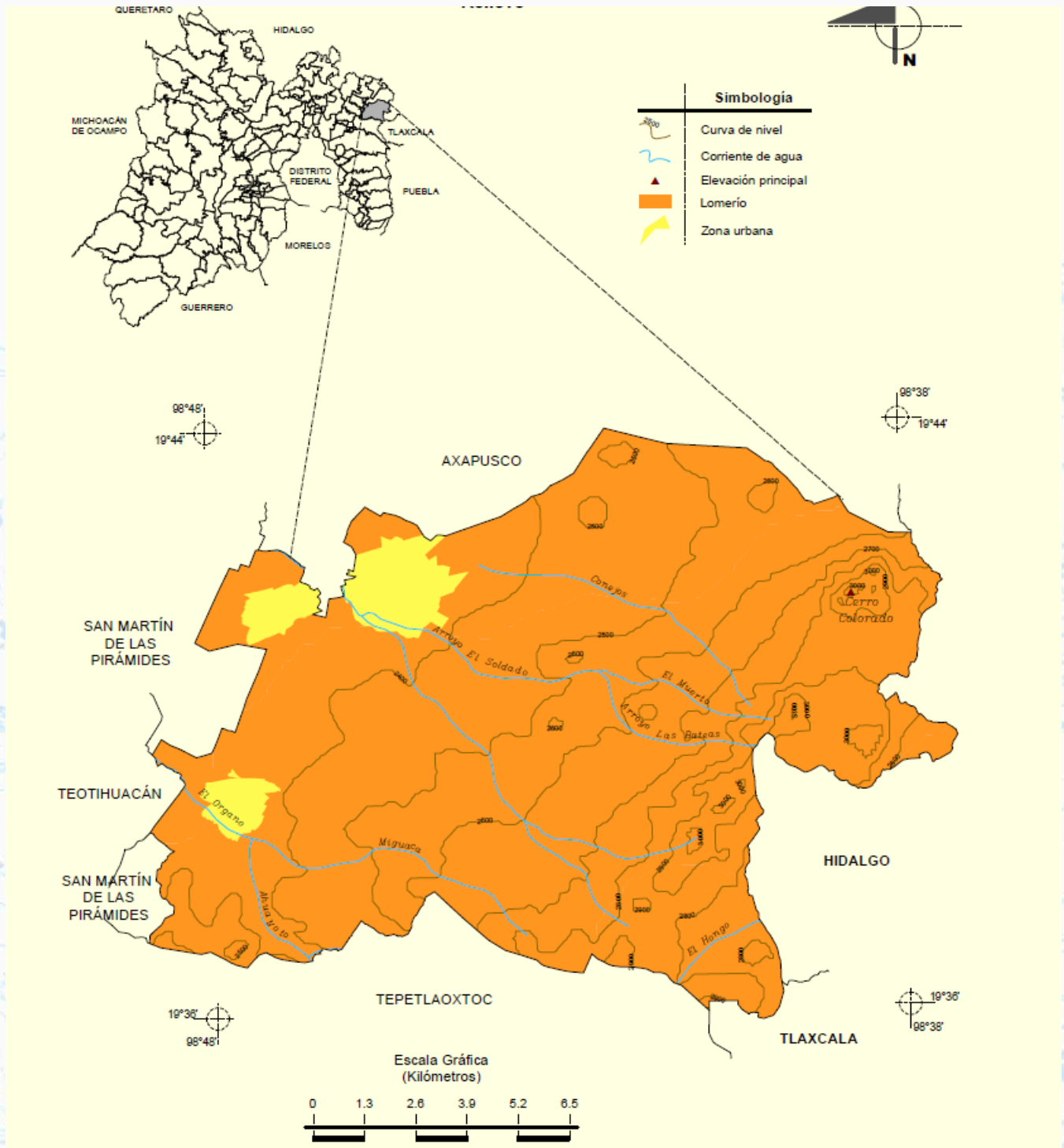


Figura 13. Ubicación, relieve e hidrografía de Otumba de Gómez Farías

Las obras se ejecutaron en áreas de pastizales y bosques deforestados (INEGI 2009), gracias al compromiso del núcleo ejidal con el medio ambiente, que se reflejó en la organización del mismo y en la gestión de programas gubernamentales a través de dependencias de gobierno como SDAF-CONAGUA, IPASSA-SAGARPA, CONAFOR y PROBOSQUE; quienes con un equipo de técnicos igualmente comprometidos con el ambiente,

realizaron propuestas de obra basadas en los aspectos fisiográficos del área (pendiente, vegetación, normales climatológicas y rangos altitudinales); desarrollando en un polígono envolvente de 318 hectáreas, las siguientes:

- Obras de protección contra incendios: brechas cortafuego;
- Obras de captación, control de azolve y filtración de agua: zanjas trincheras, terrazas de banco, presas de mampostería, presas de gavión y presas de piedra acomodada;
- Obras de conservación y manejo de suelo: apertura de caminos de operación, y
- Obras de mantenimiento y manejo de vegetación: replantaciones, podas y reforestaciones de especies nativas e introducidas como cedro (*Cupressus lindleyi*), pino piñonero (*Pinus cembroides*), encino (*Quercus rugosa*) y palo prieto (*Pinus greggii*).

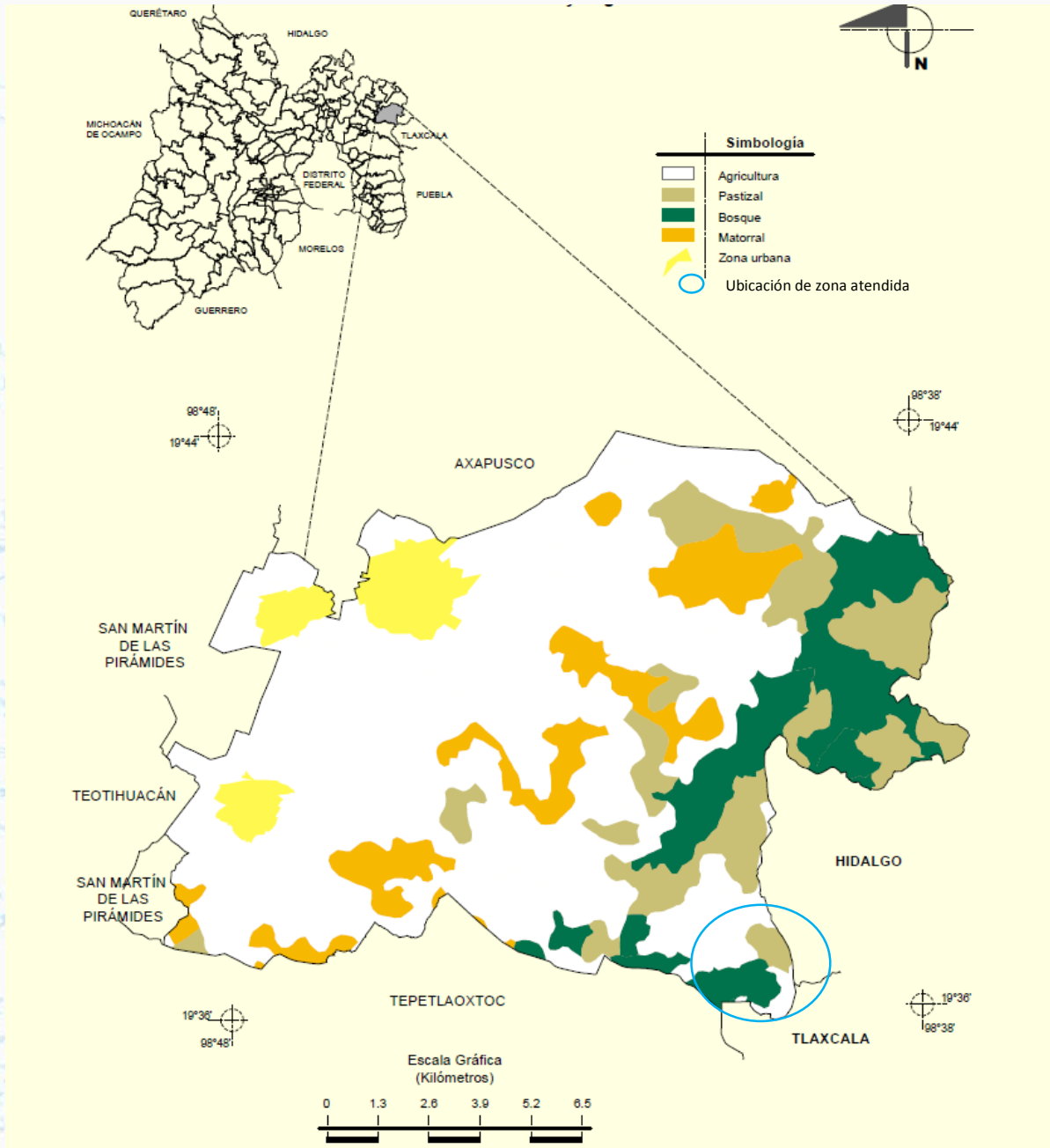


Figura 14. Uso de suelo y vegetation del municipio de Otumba de Gómez Farías, Estado de México

### 3 RESULTADOS

Aunque se realizaban obras de Conservación de Suelo y Agua en el ejido de Otumba, fue hasta el año 2014 cuando se consideraron las necesidades fisiográficas y ambientales de cada propuesta de trabajo para realizar obras con un “manejo integrado de microcuenca”. En la Figura 3 se observa el polígono mediante Google Earth Pro 2019 y en la Figura 4 se muestra una fotografía.



Figura 15. Polígono envolvente con manejo integrado de microcuenca



Figura 16. Fotografía de polígono envolvente

Las principales obras ejecutadas en el ejido de Otumba de Gómez Farías del año 2014 al 2018, se señalan en la Tabla 1 y las fotografías de las obras de conservación de suelo, agua y vegetación se muestran en la Tabla 2.

**Tabla 1: Ejecución de Obras de Conservación de Suelo, Agua y Vegetación**

Estratos de Gobernanza/Año	2014-2015	2016	2017-2018
Obras desarrolladas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 3,000 m de brechas cortafuego,</li> <li>• 111.2 hectáreas de terraceo, 78.8 hectáreas de subsoleo a nivel, 9 presas de mampostería para el control de azolve, 20 hectáreas de rehabilitación de zanjas trinchera,</li> <li>• 1.5 km de apertura de caminos de operación y mantenimiento a los ya existentes,</li> <li>• replantación y reforestación de 97,500 árboles.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 62 hectáreas de terraceo y subsoleo,</li> <li>• brechas de acceso y caminos de operación, manejo y mantenimiento de plantaciones,</li> <li>• reforestación de 31,000 árboles.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 66 hectáreas de terracero y subsoleo, 2 presas filtrantes de gavión, 3 presas filtrantes de piedra acomodada,</li> <li>• 1 km de caminos de acceso,</li> <li>• reforestación de 22,657 árboles.</li> </ul>
Dependencia Gubernamental	<p>SDAF-CONAGUA</p> <p>CONAFOR</p> <p>PROBOSQUE</p>	<p>COMPENSACIÓN AMBIENTAL-CONAFOR</p> <p>PROBOSQUE</p>	<p>IPASSA-CONAZA/SAGARPA</p> <p>PRORRIM-CONAFOR</p> <p>PROBOSQUE</p>
Actores	<p>Personal técnico de las dependencias de gobierno, Personal técnico de la empresa contratada, comisariado ejidal y población de la región contratada como mano de obra.</p>	<p>Personal técnico de las dependencias de gobierno, Personal técnico de la empresa contratada, comisariado ejidal y población de la región contratada como mano de obra.</p>	<p>Personal técnico de las dependencias de gobierno, Personal técnico de la empresa contratada, comisariado ejidal y población de la región contratada como mano de obra.</p>

**Tabla 2: Obras de Conservación de Suelo, Agua y Vegetación**

Periodo	Antes de la obra	Después de la obra
---------	------------------	--------------------



Subsuelo a nivel y plantacion de árboles

2014 - 2015



Presas de mamposteria



Terraceo y plantacion de árboles

**Tabla 2: Obras de Conservación de Suelo, Agua y Vegetación**

Periodo	Antes de la obra	Después de la obra
---------	------------------	--------------------



Terraceo y subsoleo a nivel



Brechas cortafuegos y mantenimiento de caminos de operación

2016



Plantación de árboles

**Tabla 2: Obras de Conservación de Suelo, Agua y Vegetación**

Periodo	Antes de la obra	Después de la obra
---------	------------------	--------------------



Terraceo y subsuelo



Presas de gavión



Presas de piedra acomodada

La población contratada fue capacitada por el personal técnico de la empresa para la realización de las obras del año 2014-2015, lo que generó la experiencia en el desarrollo del trabajo, además de la derrama económica. Esta sinergia entre los actores derivó en la contratación de los mismos para el desarrollo de las obras subsecuentes logrando eficacia y calidad de trabajo al contar con personal capacitado y con experiencia.



#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Una vez proyectada la obra, fue importante reconocer al grupo de personas (ejidatarios, gobierno, personal técnico) que participaron en su ejecución de forma directa e indirecta, siendo el factor determinante la aportación del recurso necesario por parte del gobierno y los beneficiarios para la realización de los trabajos y la buena aplicación del presupuesto por parte del ejido, obteniendo el logro de los siguientes resultados:

- La concertación para desarrollar trabajos de conservación en 318 hectáreas del ejido que brindaron a la población la conservación del suelo y la vegetación de la zona,
- La posibilidad de una erogación economía a futuro para el gremio ejidal del lugar debido a que el pino piñonero es una especie de interés comercial al usarse la semilla en la elaboración de diversos alimentos,
- Una derrama económica en la zona, debido a que los grupos de trabajo se conformaron por personal de la región, quienes a través del pago por sus servicios tuvieron mayor poder adquisitivo durante el periodo de ejecución, moviendo el mercado local y ganando experiencia en el desarrollo del trabajo de obras de conservación,
- Para el presente año, 2019, se observa un equilibrio ecológico y la recuperación de suelos en proceso de erosión hídrica y eólica, con mayor y diversa cobertura vegetal. Las primeras plantaciones del año 2014, se observan con una altura promedio de 2 m.

El ejido de Otumba de Gómez Farías es, definitivamente, un ejemplo de que, si el objetivo de conservación y manejo es unánime y se tiene claro en todos los estratos de participación, los resultados serán buenos, puesto que la consecuencia de un correcto manejo de la cuenca habrá sido “el juego en el que todos ganamos”.

#### 5. AGRADECIMIENTOS

Al presidente del comisariado ejidal Ingeniero Prospero Franco con quien se tuvo el primer acercamiento en el año 2014 así como al comité ejidal, de la misma manera al C. Joaquin Herrera Bernal presidente del comisariado ejidal y su comité ejidal, un reconocimiento para las brigadas de campo Coordinadas por el C. Prospero Espinoza, para los trazadores de terrazas Francisco Espinoza, Don Nico, para los operadores de las maquinas bulldozer, Don Pancho y Martín Jiménez para los coordinadores de logística Celso Montiel Rodríguez y Ángel Montiel Ríos, para Leticia García Lucio quien cocino los alimentos. Para los técnicos y residentes de obra, así como todos los que participaron de manera directa e indirecta en la ejecución de los trabajos

Un reconocimiento para el gobierno federal por todo el presupuesto otorgado para el ejido de Otumba a través de sus dependencias gubernamentales CONAGUA, CONAZA-IPASSA, CONAFOR, así como el gobierno estatal a través de PROBOSQUE. Cada uno de ellas con sus programas y reglas de operación que el ejido cumplió cabalmente.

#### 6. LITERATURA CITADA

CONAFOR. 2010. Guía de Mejores Prácticas de Manejo (GMPM), correspondiente a las áreas de pago diferenciado 3, 4, 5 y 6. Gerencia de Servicios Ambientales del Bosque. En: [http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/6/861Gu%c3%ada%20de%20mejores%20pr%c3%a1ctica%20de%20manejo%20\(GMPM\)%202010.pdf](http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/6/861Gu%c3%ada%20de%20mejores%20pr%c3%a1ctica%20de%20manejo%20(GMPM)%202010.pdf). Fecha de consulta: 28 de agosto de 2019.

INEGI. 2009. Prontuario de Información Geográfica Municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Otumba, México. Clave Geoestadística 15065. En: [http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos\\_geograficos/15/15065.pdf](http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/15/15065.pdf). Fecha de consulta: 30 de agosto de 2019.

WOCAT (World Overview of Conservation Approaches and Technologies). 1992. Reseña Mundial de Enfoques y Tecnologías de la Conservación. FAO. En: <http://www.fao.org/soils-portal/soil-management/conservacion-del-suelo/es/>. Fecha de consulta: 28 de agosto de 2019

# ID-186: PENDIENTE DE EQUILIBRIO DE UN RÍO DE MONTAÑA: TEÓRICA Y EXPERIMENTAL

Luisa Fernanda Parra Gómez <sup>a</sup>, Angélica Betancourth Arias <sup>b</sup>, Jorge Julián Vélez Upegui <sup>c</sup>, Johan Nathalie Suárez Hincapié <sup>d</sup>, Jhoan Sebastian Pantoja Cárdenas <sup>e</sup>, Juan Vicente Guzmán Mercado <sup>f</sup>

- <sup>a</sup> Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales, lfparrag@unal.edu.co  
<sup>b</sup> Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales, abetancourtha@unal.edu.co  
<sup>c</sup> Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales, jjvelezu@unal.edu.co  
<sup>d</sup> Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales, jnsuarezh@unal.edu.co  
<sup>e</sup> Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales, jspantojac@unal.edu.co  
<sup>f</sup> Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales, jvguzmanm@unal.edu.co

## RESUMEN

Una manera efectiva de estabilizar un río y entender su comportamiento hidráulico es llevarlo a su morfología de equilibrio; para ello, es necesario estimar las características que se encuentran ligadas a la pendiente de equilibrio, como lo son la pendiente misma, el tamaño de los sedimentos, el caudal sólido y la geometría del canal. Pero estas condiciones naturales se ven altamente afectadas por intervenciones humanas, mediante la implementación de obras hidráulicas que dan como resultado procesos de erosión o agradación en los lechos. La estabilidad en los canales y su morfología han sido ampliamente estudiadas en diferentes zonas del mundo, donde se ha buscado y logrado entender el comportamiento de los sistemas fluviales, pero estos son muy poco estudiados en zonas de media montaña andina, que es donde se realiza la investigación aquí relacionada, el río Pozo, en Caldas, Colombia. En esta investigación se construyó un modelo físico de un tramo de un río de montaña (río Pozo) a escala 1:75, en donde se estudió la implementación de una bocatoma mixta, lateral y de fondo, la cual favorece el desequilibrio en la dinámica fluvial, ya que esta retiene aguas arriba el sedimento de mayor tamaño generando un fenómeno de aguas hambrientas aguas abajo. Para recuperar el estado del río se propuso la construcción de diques que retengan material y representen una pendiente de equilibrio en la zona, obteniendo como resultado un acercamiento a las condiciones de régimen del canal. Adicionalmente, se calculó la pendiente de equilibrio teórica, con lo que se realizó la comparación entre ambas pendientes para evaluar la pertinencia en el ambiente andino tropical de las ecuaciones internacionalmente utilizadas, las cuales fueron desarrolladas en condiciones diferentes a las que se presentan en este estudio. Los resultados obtenidos indican el posible uso de estas expresiones internacionales en el ámbito andino tropical de montaña. También, es importante reconocer las ventajas que otorga la realización de un modelo físico, especialmente de zonas de montaña con morfología sensible a la erosión y a la agradación, que permite la experimentación con diferentes configuraciones de las estructuras hidráulicas.

**Palabras clave:** Diques; modelo físico; cuencas de alta pendiente; impacto antrópico.

## 1. INTRODUCCIÓN

La geomorfología del río está relacionada con la dinámica de los sedimentos en las cuencas, la carga sólida de los cauces naturales varía ampliamente tanto en el espacio como en el tiempo (Blom, Arkesteijn, Chavarrías, & Viparelli, 2017). Por esta razón la dinámica fluvial es altamente sensible a los cambios que se generen dentro las cuencas de los ríos, su estudio debe ser riguroso y tener en cuenta diferentes aspectos como lo son la cobertura, el régimen hidrológico, la vocación de la cuenca, entre otros.

A pesar de la importancia de los ríos existe una evidencia creciente de que su degradación está en el punto más alto, el mundo se encuentra en medio de una importante transición en el desarrollo, manejo y uso de los recursos hídricos. La construcción de infraestructura masiva en forma de presas, acueductos, tuberías y complejas plantas de tratamiento centralizadas dominó "La agenda del agua del siglo 20", con la implementación de estos mecanismos se mejoraron algunos aspectos de la calidad de vida, pero los cuerpos hídricos sufrieron cambios invasivos, lo que generó elevados costos sociales, económicos y ambientales, que a menudo fueron imprevistos o no cuantificados en su totalidad dada su complejidad (Gleick Wolff, G., 2002).

La cantidad de artículos científicos, proyectos y noticias en periódicos relacionados con la restauración de ríos ha tenido un aumento exponencial en las últimas décadas, lo que refleja el creciente interés de la comunidad científica y la concientización de la sociedad respecto al tema (Bernhardt et al., 2005).

Las dinámicas antrópicas en las cuencas generan grandes desequilibrios en los patrones relacionados con los sistemas fluviales, la erosión pluvial y fluvial es uno de los procesos que influye significativamente en el transporte de sedimentos, donde se evidencia que la cobertura del suelo juega un papel primordial en los volúmenes transportados, pues la erosión del suelo está influenciada por las técnicas y manejos que se dan en las zonas agrícolas, especialmente cuando las cuencas presentan principalmente esta vocación, la cobertura desnuda puede llegar a ser removida más fácilmente en terrenos donde la capa vegetal es menor (Kwaad, 2016).

Por este motivo cuencas altamente intervenidas y mal manejadas suelen presentar transformaciones en sus dinámicas típicas fluviales, generando reajustes en el proceso geomorfológico de los cauces, los ríos tienden a llegar a características estables bajo las condiciones del flujo y sedimentos dados, como lo es la pendiente del canal la cual se conoce como pendiente de equilibrio. Este tema es ampliamente estudiado, siendo de gran importancia ya que se busca construir obras civiles más armónicas respecto a la dinámica del río, por lo que se encuentran diferentes formulaciones que permiten representar las condiciones del flujo y los sedimentos.

En este documento se presenta el análisis de la pendiente de equilibrio de un tramo de un río de montaña andino, donde el caso de estudio es el río Pozo, Pácora, Colombia, allí se realizó una modelación física de un tramo del cauce. Los suelos que se encuentran en la cuenca de este río son altamente desprotegidos, debido a las actividades agropecuarias y mineras que se presentan en la región, exacerbando los desequilibrios en la dinámica de los sedimentos.

En esta zona se propone la construcción de una bocatoma con un azud en el cual se retienen los sedimentos de mayor tamaño, por lo cual se produce el fenómeno de aguas hambrientas. Aguas abajo de la estructura propuesta se encuentra una zona de erosión, donde el flujo desarrolla altas velocidades, debido al encajonamiento del río y una mayor pendiente, lo que facilita el transporte del material y presenta socavación.

En búsqueda del equilibrio dinámico se plantean estructuras que permitan controlar zonas de degradación, en la restauración de ríos y en proyectos de ingeniería fluvial se utilizan a menudo estructuras dentro de los ríos que permitan su estabilización, redirección y disipación de energía, proporcionando servicios ecosistémicos y geomorfológicos (Bernhardt et al., 2005).

Dentro de este estudio se construyó un modelo físico a escala reducida, 1:75, cuyo lecho es fijo, en donde se representa la topografía de la zona de estudio, la cual corresponde a aproximadamente un tramo de una longitud de un kilómetro, este modelo se encuentra en el laboratorio de Hidráulica de la Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales. La construcción del modelo está enmarcada en un proyecto de extensión realizado para SIE Ingeniería, donde se estudió el comportamiento de un azud para la toma de agua en un tramo del río Pozo.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Zona de estudio

El río Pozo es la divisoria geográfica de los límites de Pácora, Salamina y La Merced (*Figura 17*; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), cuenta con una longitud de 28 Km, nace en el sur-occidente del municipio de Pácora a una altura de 3802 m.s.n.m, en un punto cercano de la cordillera Cimitarra. Este río fluye en sentido oriente-occidente, el río Pozo entrega sus aguas al río Cauca, a una altitud de 679 m.s.n.m.(Asociación turística empresarial de Caldas, 2014).

La cuenca del río Pozo cuenta con un área de 65.6 Ha, sus afluentes son río Chamberí, Pocito y San Lorenzo, cuenta con una pendiente media de 48.4%, esta alta pendiente favorece la movilización de sedimentos. La precipitación media anual de la cuenca es de 1920 mm al año y una temperatura media de 20°C con predominio de clima templado y crecientes con gran capacidad de arrastre del cauce principal (SIE Ingeniería, 2018).

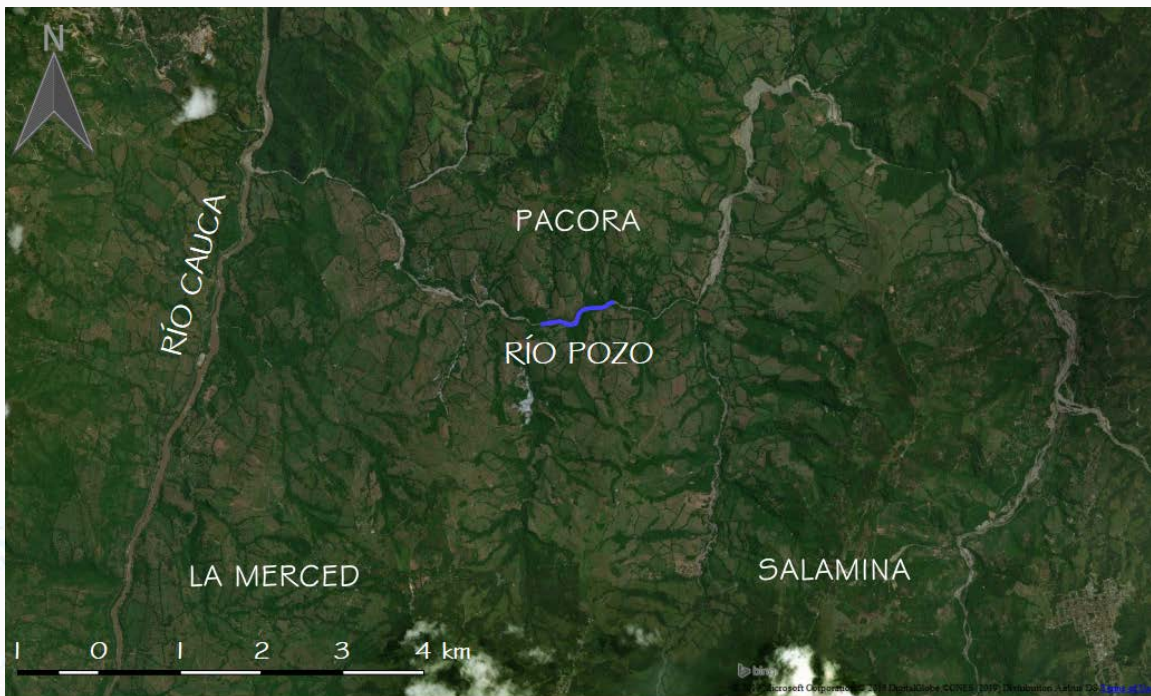


Figura 17. Localización tramo de estudio.  
Fuente: Propia

Dentro del río Pozo se encuentran tres tipos de morfologías evidentes, en el primer tramo, que corresponde desde el nacimiento hasta media cuenca aproximadamente, el cauce es empinado. Desde este punto hasta la unión con el río Chamberí el cauce se encuentra encajonado. Desde este último punto hasta la desembocadura en el río Cauca se encuentra un río trenzado, donde se presenta depositación significativa de sedimentos, ya que se tiene una disminución de la pendiente y por ende una menor capacidad de transporte (IDEA, 2018).

En esta cuenca se desarrollan diferentes tipos de actividades que generan grandes desequilibrios en los procesos sedimentológicos propios de la cuenca, como es la explotación minera, además de los inadecuados usos del suelo como lo es pastoreo y malas prácticas agrícolas, por este motivo dentro de la cuenca en algunos puntos se encuentra una sobre oferta de sedimentos. Pero en otras zonas dadas las características de alta pendiente y condiciones propias del río se generan procesos de erosión, especialmente en zonas donde el lecho del río es encajonado.



Fotografía 1. Río Pozo, Pacora, Caldas.  
Fuente: (IDEA, 2018)

## 2.2 Pendiente de equilibrio

La estabilidad de un canal es alcanzada cuando algunas características del río son estables, como el flujo, el tamaño de los sedimentos, el ancho del canal, la trayectoria y el perfil, entre otros (Rosgen & Silvey, 1996). Se debe tener en cuenta que la depositación y la erosión local pueden ocurrir, pero cuando se realiza el análisis a largo plazo las características generales se mantienen (Sindelar, Schobesberger, & Habersack, 2017). Siendo el exceso o la ausencia de sedimentos transportados por el sistema fluvial lo que genera el desbalance, como se encuentra en la teoría propuesta por Lane (Lane, 1955).

Cuando se estudia los estados de equilibrio fluvial se asume que los procesos de transformación del río se dan en una escala temporal muy amplia, por este motivo se puede entender que el caudal formador del cauce es el que determina las condiciones de equilibrio del río (Bouza Badenes, 2003). Se entiende por caudal dominante el caudal con el cual el transporte de sedimentos está más cerca de las condiciones de equilibrio (Carling, 1988). En esta investigación se utilizó el caudal para el periodo de retorno 2.33 años, con el cual se realizó el análisis ya que se considerará como el caudal formador, este caudal corresponde a 28.66m<sup>3</sup>/s (modelo físico el valor es de 0.588L/s), esta información fue obtenida de una modelación en Hec-Ras hecha por la empresa SIE Ingeniería, quien diseñó la estructura de toma de agua.

Para realizar el cálculo de la pendiente de equilibrio en este artículo se utilizará la teoría de régimen, esta teoría se construyó a partir de conocimiento empírico, el cual se busca encontrar la sinergia estable entre el caudal sólido, el caudal líquido y la geometría hidráulica, las ecuaciones que se desarrollan a partir de esta teoría relacionan las características mencionadas anteriormente de manera generalmente simple (Knighton, 1984).

Dentro de los estudios realizados por SIE Ingeniería se encuentra además de modelaciones computacionales, información recopilada en campo como aforos líquidos y sólidos, a partir de estos datos se obtiene los datos necesarios para obtener la pendiente de equilibrio, como se muestra en la *Tabla 25*. A continuación, se presentan las ecuaciones que se utilizarán para el cálculo de la pendiente de equilibrio en este río.

*Tabla 25. Datos necesarios cálculo pendiente.*

PARÁMETRO		VALOR	
$T_r$	Período de retorno	<i>años</i>	2.33
$R_h$	Radio hidráulico	$m^2$	9.059
$D_m$	Diámetro medio	$m$	0.057
$Y_m$	Calado medio	$m$	0.752
$B_m$	Ancho del cauce	$m$	14.422
$Q$	Caudal dominante	$m^3/s$	11.280
$C$	Concentración sedimentos suspendidos	$ppm$	439
$n$	Rugosidad		0.032
$\nu$	Viscosidad agua + sedimento	$Ns/m^2$	0.0057

Esta *Ecuación 2* se obtiene de una recopilación de información de canales estables de India e Inglaterra, realizada por Gerald Lacey en 1927 (Simons, 1957). La expresión que se presenta en este estudio es la modificada por Maza para utilizar el Sistema Métrico (Bouza Badenes, 2003). Estas ecuaciones presentan las siguientes restricciones:

- ◆ Material de fondo no cohesivo.
- ◆ Diámetros medio del material de fondo entre 0.15mm y 0.4mm.
- ◆ Ondulaciones en el fondo.
- ◆ Transporte del material del fondo inferior a 500ppm.
- ◆ Caudal dominante entre 1.4m<sup>3</sup>/s y 280m<sup>3</sup>/s.

$$i = \frac{0.0002032 f^{3/2} y_m^{1/2}}{R_h}$$

*Ecuación 2. Pendiente de equilibrio Lacey (1958).*

Donde:

- $f_m$ :  $50.60 D_m^{1/2}$
- $D_m$ : Diámetro medio del material de fondo [m]
- $y_m$ : Profundidad media de la lámina de agua [m]
- $R_h$ : Radio hidráulico [m]
- $i$ : Pendiente de equilibrio [m/m]

Con la información que se tiene en la *Tabla 25* y la Ecuación 2, se obtienen los resultados que se muestran en la *Tabla 26*. *Tabla 26*. Pendientes de equilibrio teóricas.

<b>PENDIENTE DE EQUILIBRIO</b>	
<b>Método</b>	<b>Pendiente</b>
	<i>[m/m]</i>
Lacey	0.00076

### 2.3 Modelo a escala reducida

Un modelo físico a escala reducida, representa a escala un objeto real o prototipo, tal como un fenómeno, una estructura o una máquina, y cumple ciertas condiciones matemáticas definidas (Vergara S., 1993). Podemos encontrar la aplicación de modelos en muchas ramas de la mecánica, pero su uso más importante se da en la mecánica de fluidos, y en la hidráulica en particular. Y las razones son claras si consideramos la importancia de la estructura: el fenómeno es representado por diferentes ecuaciones formadas por términos no lineales, la estructura de las ecuaciones o las condiciones de perímetro es tan compleja que una solución analítica es posible solo en un número limitado de casos, allí radica la importancia de la utilización de modelos físicos (Adami, 2013, p. 41).

El uso de modelos hidráulicos, implica que deben ser semejantes al prototipo, para lo cual debe satisfacerse las leyes de similitud Geométrica, Cinemática y Dinámica (Vergara S., 1993). La similitud geométrica se produce cuando las proporciones de todas las dimensiones geométricas del prototipo y el modelo se escalan de manera congruente. La similitud cinemática se produce cuando se modelan longitudes de trayectoria de partículas y los tiempos de viaje ocurren en proporción al prototipo y la similitud dinámica se produce cuando las fuerzas que actúan en un modelo se escalan proporcionalmente a las que actúan en el prototipo (Vermeulen et al., 2014).

Para garantizar la similitud dinámica, se debe representar el conjunto de fuerzas que intervienen en el fenómeno mediante ecuaciones que rigen el comportamiento del flujo de un fluido en un prototipo, cuando solo están presentes las fuerzas de inercia y de gravedad el modelo es dominado por el criterio de similitud de Froude (Vergara S., 1993), tal como en el caso de estudio desarrollado en este documento, donde se tiene la simulación de un canal a lamina libre. Por ello la relación modelo prototipo está gobernada por las siguientes ecuaciones (Adami, 2013, pp. 49–50).

$$L_p = L_m \lambda$$

*Ecuación 3. Relación de longitudes*

$$V_p = V_m \lambda^{1/2}$$

*Ecuación 4. Relación de velocidades*

$$Q_p = Q_m \lambda^{5/2}$$

*Ecuación 5. Relación de caudales*

$$T_p = T_m \lambda^{1/2}$$

*Ecuación 6. Relación de tiempos*

Para realizar este estudio se utilizó un modelo físico a escala reducida 1:75, donde se representa un tramo de 1 km de longitud del cauce y la modelación de su topografía desde la abscisa k0+000 hasta la abscisa k1+004 y

desde la cota 784 msnm hasta la cota 810 msnm, también se construyó una estructura de toma de agua que hace la función de trampa de sedimentos.



Fotografía 2. Modelo físico a escala reducida Río Pozo  
Fuente: Propia



Fotografía 3. Tamizado y clasificación de los sedimentos  
Fuente: Propia

Para representar los elementos transportados naturalmente por el río se utilizó material móvil, quien fue escalado y clasificado según su tamaño y tipología, posteriormente se calcularon concentraciones y se realizó una mezcla que contenía los porcentajes correspondientes a cada rango de tamaños. A continuación, se observa el tipo de material utilizado y la curva granulométrica del río estudiado.

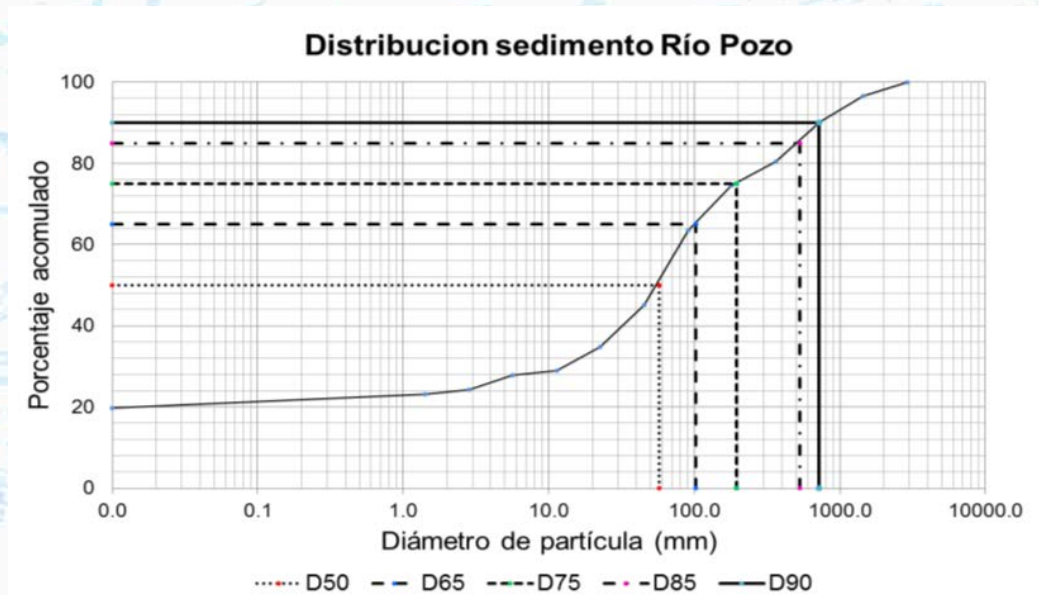


Figura 18. Granulometría Río Pozo

## 2.4 Experimentos hidráulicos

Para las pruebas realizadas en el modelo se establecieron dos momentos, en el primero de ellos se observó la dinámica de los sedimentos en el río sin estructuras adicionales que modificaran su pendiente, y en el segundo se analizó el comportamiento del río y sus sedimentos ante dos estructuras quienes modificaban el perfil del cauce buscando acercarse a la pendiente de equilibrio teórica calculada. Las pruebas se realizaron de la siguiente manera:

### 2.4.1 Modelación sin estructuras

Para la modelación sin estructuras se trabajaron diversos caudales, se observó que cuando estos eran mayores que los medios no se acumulaban sedimentos, y teniendo en cuenta que para observar la pendiente de equilibrio se deben estudiar los flujos dominantes o formativos del cauce, se decidió trabajar con caudales de periodo de retorno igual a 2.33 años y con el caudal medio, cuyos valores en modelo son de  $28.65 \text{ m}^3/\text{s}$  y  $11.28 \text{ m}^3/\text{s}$  respectivamente.



Fotografía 4. Pruebas 1 sin estructuras.  
Fuente: Propia

### 2.4.2 Modelación con diques

Para la segunda prueba se colocaron tres diques, dispuestos de tal manera que al aglomerarse los sedimentos en ellos se modificara el perfil del cauce logrando similitud con la pendiente de equilibrio, los diques fueron posicionados en las zonas donde se presentaba mayor erosión y encajonamiento en el río, y el experimento se realizó con caudal de periodo de retorno igual a 2.33 años ( $28.65 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Después de realizada la prueba se procede a medir experimentalmente la pendiente creada por la dinámica del cauce ante los caudales modelados, dicha medición arroja una pendiente que corresponde a  $0.00071$ , así el cauce se adapta a la pendiente que se desarrolla al contar con las estructuras.





Fotografía 5. Pruebas 2 con Diques  
Fuente: Propia

### 3 RESULTADOS

Se comparan cada una de las pendientes teóricas halladas anteriormente, con lo que se busca entender cuál se ajustó más a las condiciones que se recrearon en el laboratorio. La pendiente obtenida en el laboratorio corresponde a 0.00071 m/m. Con la ecuación de Lacey se tuvo un ajuste satisfactorio, aunque se presentó una sobreestimación del valor de la pendiente de un 7.6%, siendo este un valor aceptable.

### 3. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Se encontró que la ecuación de Blench presenta sobrestimaciones considerables respecto a lo encontrado en laboratorio, por este motivo se considera que se debe tener precaución para su implementación.

Los estudios de ríos de montaña andinos requieren seguir siendo estudiados, ya que aún se tienen grandes incógnitas sobre las características de sus dinámicas, especialmente en cuencas altamente intervenidas, donde se requiere conocimiento especializado que permita recuperar las características naturales de los lechos.

A pesar de que para esta investigación se empleó un lecho fijo y diques en materiales impermeables, se reconoce que este tipo de estructuras en los cauces generan grandes traumatismos para sus procesos naturales, tanto para caudales líquidos y sólidos, como para la biota asociada, por este motivo se recomienda la construcción de diques porosos, por ejemplo, con piedras de gran tamaño que pueden cumplir la funcionalidad del dique de controlar la pendiente de equilibrio.

### 4. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos cordialmente a la dirección de investigación y extensión de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales, quien con su proyecto “Modelo físico a escala para mejores condiciones de diseño y operación de obras de captación en ríos de montaña” con código Hermes 42518, nos brindó la oportunidad de escribir este artículo producto de dicho proyecto de investigación, a la empresa SIÉ Ingeniería por su colaboración y disposición para compartir datos necesarios para el desarrollo de la investigación, y al Grupo de Trabajo de ingeniería Hidráulica y Ambiental.

### 5. LITERATURA CITADA

Adami, A. (2013). Physical hydraulic models -Past and Present-. Venezia: Marcianum Press.

Asociación turística empresarial de Caldas, A. (2014). Inventario turístico Pácora. Retrieved from <http://cdim.esap.edu.co/BancoMedios/Documentos PDF/informacion de pacora.pdf>

- Bernhardt, E. S., Palmer, M. A., Allan, J. D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., ... Sudduth, E. (2005). Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science*, 308(April), 636–637. <https://doi.org/10.1126/science.1103788>
- Blom, A., Arkesteijn, L., Chavarrías, V., & Viparelli, E. (2017). The equilibrium alluvial river under variable flow and its channel-forming discharge. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 122(10), 1924–1948. <https://doi.org/10.1002/2017JF004213>
- Bouza Badenes, B. (2003). Análisis de la estabilidad del cauce del río Llobregat tras la construcción de la autovía del Baix Llobregat.
- Carling, P. (1988). The concept of dominant discharge applied to two gravel-bed streams in relation to channel stability thresholds. *Earth Surface Processes and Landforms*. <https://doi.org/10.1002/esp.3290130407>
- Dust, D., & Wohl, E. (2012). Conceptual model for complex river responses using an expanded Lane's relation. *Geomorphology*, 139–140, 109–121. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.10.008>
- Gleick Wolff, G., P. H. (2002). Global Freshwater Resources: Soft-path solutions for the 21st Century. *Science*, 302(November), pp.1524-1528.
- Guhl Nannetti, E. (2010). El Agua de los Andes - Un recurso clave para el desarrollo e interacción de la región. 42.
- IDEA, I. de E. A. (2018). AFOROS LÍQUIDOS EN RÍOS Y QUEBRADAS DE MANIZALES Y DEL DEPARTAMENTO DE CALDAS 2018. Manizales.
- Knighton, D. (1984). *Fluvial forms and processes*.
- Kwaad, F. J. P. M. (2016). Economic Costs of Soil Erosion. 1–22. Retrieved from [http://www.rachel.org/files/document/Environmental\\_and\\_Economic\\_Costs\\_of\\_Soil\\_Erosi.pdf](http://www.rachel.org/files/document/Environmental_and_Economic_Costs_of_Soil_Erosi.pdf)
- Lane, E. W. (1955). Importance of fluvial morphology in hydraulic engineering. *Proceedings (American Society of Civil Engineers)*; v. 81, Paper No. 745.
- Rosgen, D., & Silvey, H. L. (1996). Applied river morphology. *Wildland Hydrology*. In Inc. Pagosa Springs, Colorado.
- SIE Ingeniería. (2018). SELECCIÓN DE CORRIENTES PARA REALIZACIÓN DE ESTUDIO. Manizales.
- Simons, D. B. (1957). *Theory and design of stable channels in alluvial materials*. Colorado State University.
- Sindelar, C., Schobesberger, J., & Habersack, H. (2017). Effects of weir height and reservoir widening on sediment continuity at run-of-river hydropower plants in gravel bed rivers. *Geomorphology*, 291, 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.07.007>
- Vergara S., M. A. (1993). *Técnicas de modelación en hidráulica*.
- Vermeulen, B., Boersema, M. P., Hoitink, A. J. F., Sieben, J., Sloff, C. J., & van der Wal, M. (2014). River scale model of a training dam using lightweight granulates. *Journal of Hydro-Environment Research*, 8(2), 88–94. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2013.05.004>

## **ID-288: EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE HIDROBOMBA CON FUENTE DE ENERGIA SOLAR PARA POZO EN LA SUBCUENCA MANDUJANO, APASEO EL ALTO, GTO.**

Erandi Natalia GARCÍA VÁZQUEZ<sup>a§</sup>; Selene GALVÁN GÓMEZ<sup>a</sup>; Luis Alberto NORIEGA GONZÁLEZ<sup>a</sup>; Jaqueline JIMENEZ JUÁREZ<sup>b</sup>; Mónica Janeth FLORES ORTÍZ<sup>b</sup>; Luis Fernando RAMIREZ VÁZQUEZ<sup>b</sup>; María Guadalupe GÓMEZ MALAGÓN<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Investigadores del Tecnológico Nacional de México - Roque, Carr. Apaseo el Alto Jerécuaro km 11, [engarcia@itroque.edu.mx](mailto:engarcia@itroque.edu.mx) § Autor de correspondencia.

<sup>b</sup> Alumnos del Tecnológico Nacional de México –Roque

### **RESUMEN**

Los sistemas de riego hacen posible la producción agrícola en épocas de estiaje, pero, aun contando con agua de riego los agricultores no invierten en uno, debido a la falta de energía eléctrica o los costos de esta. Dentro la Subcuenca Mandujano, el 40% de los agricultores cuentan con agua de riego, pero solo un 5% con un sistema tecnificado que optimice los recursos hídricos y la producción. Los agricultores que cuentan con 20 ha en promedio llegan a gastar hasta \$40,000 de luz consumida por sus bombas. Lo que se propone dentro de este trabajo es evaluar el desempeño de una hidrobomba solar que sustituiría la energía eléctrica convencional por paneles solares reduciendo el costo hasta en un 95%, lo que impactaría en el entorno socioeconómico al tener mejores ingresos los productores de granos y biofísico al liberar la presión de los acuíferos en época de secas dentro de la subcuenca.

**Palabras clave:** Riego, bombeo fotovoltaico, agricultura sostenible.

### **1 INTRODUCCIÓN**

La agricultura sostenible constituye uno de los mayores desafíos del mundo. Esta sostenibilidad supone que la agricultura no sólo es capaz de garantizar un suministro sostenido de alimentos, sino que sus efectos ambientales, socioeconómicos y sanitarios se reconozcan y contemplen en los planes nacionales de desarrollo.

Como es bien sabido, esta actividad es el principal usuario de recursos de agua dulce, ya que utiliza un promedio mundial del 70 por ciento de todos los suministros hídricos superficiales. Si se confirman las previsiones de las Naciones Unidas sobre el crecimiento de la población mundial hasta el año 2025, se requerirá una expansión de la producción de alimentos de aproximadamente de entre el 40-45 por ciento, para esto la agricultura de regadío, cuya superficie representa sólo el 17 por ciento de todas las tierras agrícolas y sin embargo produce el 36 por ciento de los alimentos mundiales, será un componente esencial de toda estrategia para aumentar el suministro mundial de alimentos. En la actualidad, el 75 por ciento de la tierra de regadío se encuentra en países en desarrollo; en el año 2000 se estima que estos países concentrarán el 90 por ciento de dichas tierras. (FAO 2016)

En México, la superficie agrícola total es mayor a 27 millones de hectáreas, de las cuales se siembran aproximadamente 22 millones en un año agrícola; de éstas, sólo 6.5 millones cuentan con algún sistema de riego, y en ellas se obtiene más de la mitad de la producción agrícola nacional, ya que una hectárea con riego puede ser tres veces más productiva, que una de temporal. Los sistemas de riego bien manejados hacen posible la producción aún en épocas de estiaje y en algunas zonas del país, pueden lograr dos ciclos de producción al año. (FCEA 2017). Sin embargo, es difícil que los agricultores adquieran este tipo de sistemas ya que la inversión es alta, además de que el pago de energía por el uso de bombas es caro. Los productores de grano en la zona bajío, riegan alrededor de 10 a 12 horas esto transformado a energía son 240kVar / hr, con un costo de 0.54, lo que representa un gasto de \$40,000 por riego cuando se tienen alrededor de quince hectáreas y una bomba de 80hp con una profundidad de 120 metros.

La implementación de sistemas de bombeo de agua fotovoltaico puede reducir los costos de energía eléctrica generados en la extracción de agua de los pozos, cumpliendo la demanda de agua, y de esta forma hacerlo

sustentable, hídricamente y energéticamente, sin embargo, la construcción y el mantenimiento de redes de distribución resulta costosa, por lo menos hasta la actualidad. (Cruz, 2009).

En Guanajuato, el FIRCO empezó a promover el uso de tecnologías para el aprovechamiento de fuentes de energía renovables en el sector agropecuario mexicano a finales de 1994. Entre 1994 y 1999 el Programa FIRCO-Sandia apoyó la instalación de módulos demostrativos, fundamentalmente de sistemas de fotovoltaicos de bombeo de agua. Con el fundamento proporcionado por los buenos resultados obtenidos en el Programa FIRCO-SANDIA, en 1999 la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, (SAGARPA), a través del FIRCO, se gestionó ante el fondo Mundial del medio Ambiente (GEF), a través del Banco Mundial, un Donativo que permitió darle continuidad a las acciones de promoción del uso esta tecnología en el campo mexicano. Esta iniciativa recibió el nombre de Proyecto de Energía Renovable para la Agricultura (PERA). El periodo de vigencia de la operación del proyecto se ubicó entre el año 2000 al 2006 (Jazari, 2004), pero de allí en adelante no se ha vuelto a proponer un programa parecido.

Los generadores solares fotovoltaicos resultan una solución fiable para el desarrollo rural, suministrando energía eléctrica destinada a bombeo y al tratamiento de agua en cualquier sitio y en cantidades razonables, facilitando el consumo humano y animal, riego, impulsando el desarrollo socioeconómico de áreas rurales alejadas (Cruz, 2009).

Queda claro entonces que el objetivo de esta investigación es implementar y evaluar el impacto económico y la eficiencia en un sistema de riego de bajo costo de energía solar para la extracción de agua de pozo para uso agrícola, en el área de la subcuenca de Mandujano.

Ha: La implementación del sistema bombeo de agua fotovoltaico reduce costos de energía eléctrica generados en la extracción de agua de los pozos eficiente la demanda de agua para la producción de granos en la zona.

Ho: La implementación del sistema de bombeo de agua fotovoltaico, no reduce el costo de energía y tampoco satisface la demanda de agua para la producción de granos.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

La primera parte del estudio se realizó en las instalaciones del Tecnológico Nacional de México-Roque, Campus Apaseo el Alto, que se encuentra ubicado en la Subcuenca Mandujano que es parte de la subregión hídrica 10 la cual tiene una gran importancia en la producción de granos en el estado de Guanajuato.

Características morfológicas

- Área (A): 2464 ha = 24.64 Km<sup>2</sup>
- Perímetro (P): 23.4 Km
- Longitud (L): 4.025 km
- Índice de Forma: 3.83 - oblonga
- Longitud del Cauce: 8.012 km
- Densidad de Drenaje: 0.174599 km/km<sup>2</sup> = 17.4599 ha
- Orden de Corriente: 4
- Rango de altitud snm 1,952 a 2,073 m
- Gasto máximo del caudal: 104 m<sup>3</sup> /s

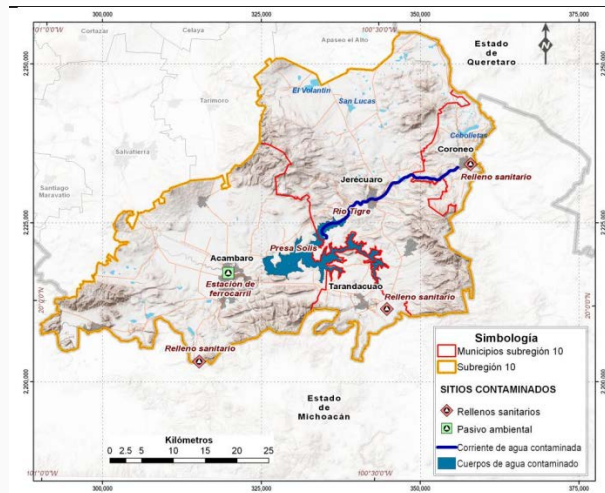


Ilustración 6. Delimitación de la región hidrica no. 10

Se realizaron entrevistas a agricultores que actualmente utilizan una electrobomba para el riego de cultivos de maíz, sorgo y trigo, para investigar la forma en la que actualmente funcionan los sistemas de extracción de agua en la zona, además de analizar el consumo de energía eléctrica que utilizan estos equipos.

Una vez realizado el análisis de estos datos se diseñó un prototipo a escala de un sistema de riego fotovoltaico apropiado para las características del sector, tomando en cuenta los requerimientos de agua del cultivo y se diseñó una aplicación móvil que ayuda al productor a saber la lámina de riego exacta que necesita el cultivo, dando la indicación puntual a la bomba sobre la extracción de agua requerida.



Ilustración 7. Modelo a escala presentado en el Evento Nacional Estudiantil de Innovación Tecnológica 2019

La segunda etapa es la implementación del modelo dentro de las parcelas didácticas de la institución para poder determinar el impacto hidrológico que se tendría con el uso de bombas fotovoltaicas inteligentes, así como

verificar los costos de instalación y mantenimiento del sistema. Esta etapa está en un 10% de desarrollo ya que apenas se consiguió el financiamiento correspondiente y se pretende terminar en junio de 2020.

### 3 RESULTADOS

Para satisfacer la demanda de los productores se requiere un pozo de al menos 220mts. de profundidad el cual puede sustraer hasta 120,000lts. de agua, junto con un motor de 2HP para su extracción. Mediante la implementación de los paneles solares se podrá reducir los costos un 60% por lo menos anualmente a comparación de los motores a base de Diésel.

*Tabla 27. Tabla de comparación de costos de un sistema de hidrobomba a diesel vs el modelo fotovoltaico propuesto*

	Capital Inicial	Costo/Anual Operación	Total NPC	\$ por KWH
<b>Solar</b>	\$12,300	\$335	\$16,472	\$0.66
<b>Fotovoltaico</b>				
<b>Generador con Diesel</b>	\$2,000	\$12,525	\$62,494	\$2.66

### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Es importante destacar que, en las comunidades de la Subcuenca mandujano, el 87% de los productores de semillas producen con el temporal, aprovechando el agua de escurrimiento de los bordos y presas, uno de los principales problemas a los que se enfrentan estos productores es a la baja disponibilidad de concesiones para pozo y la falta de energía eléctrica, esto debido a la baja población y por las grandes distancias que CFE tiene que recorrer para la colocación de postes.

Se ha determinado que el 40% de los agricultores en las comunidades que cuentan con pozo, pagan por sus horas de riego tarifas muy altas por el alto porcentaje de luz eléctrica que se necesita para abastecer las bombas, los agricultores en promedio riegan sus parcelas de 10 a 12 horas con por lo menos cuatro a cinco riegos por ciclo, tengamos en cuenta que la mayoría de estos productores no cuentan con sólo 1 hectárea, algunos de ellos llegan a tener entre 15 y 20 hectáreas que tienen que ser abastecidas con bomba y muchas veces el pozo es compartido con integrantes de los módulos de riego, todos los pozos existentes para uso agrícola cuentan con 10 a 15 personas dentro de su Ejido y esto vuelve más problemático un buen manejo de agua y de energía eléctrica.

Los gastos para los productores se vuelven más elevados en los meses calurosos, esto provoca que extiendan sus horas de riego y hasta el regar dos veces al día por las madrugadas y por las noches.

El contar con un sistema que extraiga agua de manera sustentable ha impresionado a los productores que se han entrevistado, de tal manera que se ha habido mucho interés por el proceso después que se les explico el ahorro que obtendrían, los gastos de instalación expresaron los pagarían sin ningún problema siempre y cuando se logre una buena organización con los usuarios del pozo.

Actualmente estamos en pláticas con productores de la región hidrológica para establecer un sistema fotovoltaico demostrativo.

## **5. AGRADECIMIENTOS**

Agradecemos el apoyo a nuestros profesores para facilitar la implementación del proyecto en el Instituto.

## ID-392: ENTRE LA GESTIÓN MUNICIPAL Y LA GESTIÓN COMUNITARIA DE LA SUBCUENCA TETLANAPA, GUERRERO

María Elena, Matías-Arcos<sup>a</sup>, Rafael Organista-Mota<sup>b</sup>

<sup>a</sup>UAM-Iztapalapa Licenciatura en Geografía y colaborador de Tlalli Xoxoctic S.C.,  
geomaaria.matias@gmail.com

<sup>b</sup>Tlalli Xoxoctic S.C., rafaelorgmota@gmail.com

### RESUMEN

Se describe un comparativo entre el modelo público y las formas locales de gestión comunitaria bajo el enfoque de cuencas, en un análisis, basado en estudios técnicos de balance hídrico, capacidad de captación y coeficiente de escurrimiento. Así como el análisis de la estructura organizativa de las instituciones encargadas de la distribución y saneamiento del agua, en determinación de los alcances y limitaciones. Se destaca que la dinámica agrícola regional depende en un 80% de la estacionalidad de las lluvias, mientras que un 20% practica agricultura de riego. Esta última práctica, en Acatlán se destaca por una organización comunitaria que vigila y resguarda el uso del agua. El agua para las viviendas proviene de manantiales, esta depende del escurrimiento y de la infiltración. Cada autoridad comunitaria con sus comités de agua, organizan actividades para la protección de zonas de recarga, así como el cuidado de los ríos; garantizando el abasto de agua. En Guerrero los territorios de alta marginación, mayoritariamente de pueblos indígenas, ubicados en territorios de la Montaña de Guerrero y dentro de la subcuenca Tetlanapa, favorecen la conservación a través de sus prácticas tradicionales de organización, promueven el cuidado del territorio, resguardo de los ríos, zonas de recarga y manantiales. Por esta razón los procesos de gestión comunitaria del agua cobran mayor relevancia cuando aparte de asegurar el acceso al agua de calidad para el desarrollo humano, son basadas en un buen manejo de sus bienes naturales y con ello contribuyen a contrarrestar los efectos adversos del cambio climático.

Este trabajo resalta las prácticas locales de la gestión comunitaria, manifestando su importancia como una alternativa que coadyuva para alcanzar el objetivo 6 de la Agenda 2030, garantizando el agua potable, segura, asequible, y el saneamiento en espacios rurales. Sin embargo, esta modalidad es la menos reconocida y carece de marco jurídico como de políticas públicas para su respaldo y desarrollo dentro de la política hídrica del país.

**Palabras clave:** gestión, manejo comunitario, política hídrica, acceso.

### 1. INTRODUCCIÓN

La política hídrica del país se reconoce por ser pionera en América Latina por adoptar la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) desde el enfoque de cuencas, entre 1940 y 1960 (Barking y King, 1975). En México se desarrolló un contexto de profunda transformación política y económica con la adopción de la economía neoliberal a través de la firma del Tratado de Libre Comercio y su adherencia a la Organización para la Cooperación y el desarrollo Económico (OCDE) en 1994. El auge de esta propuesta ha sido la expectativa de una gestión eficiente del agua que asegure la sustentabilidad de las generaciones futuras, a través de la gestión por cuencas hidrológicas.

La GIRH introduce la idea de asociar un territorio demarcado de una cuenca, a un modelo de gestión en base a los límites físicos de la cuenca y la integración del agua con otros recursos de la naturaleza –desde el territorio, los suelos y los ecosistemas de montaña, los acuáticos y los costeros–; y la consideración total de los usos sociales del agua, como el uso agrícola, industrial, abastecimiento público y generación de energía eléctrica, con la intención de generar un bien común y la armonía entre el desarrollo de la sociedad y la preservación del sistema natural (Caldera y Torregrosa, 2010, p.320).

A nivel internacional esta propuesta se respaldó de las instituciones como la Comisión Mundial del Agua (WWP), la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) quienes apuestan en



esta modalidad como la vía para maximizar los resultados económicos y el bienestar social de forma equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales (Foro Mundial del Agua, Marrakech, Marruecos, 1997). Por otro lado, la gestión de agua por cuencas hidrológicas ha sido identificada como la vía que contribuye a reducir los efectos adversos del cambio climático y ayuda a prevenir los conflictos por el acceso al agua en todas las regiones del mundo (Programa Especial de Cambio Climático, PECC 2009-2012).

La incorporación de estos postulados a la política hídrica del país se llevó a cabo en el ámbito jurídico, en la Ley de Aguas de 1992 y 2004. En el primero, la cuenca y los acuíferos son la unidad de gestión de recursos hídricos” (LAN, 1992, art. 3 fracción IV). Este enfoque se consolida por lo menos de manera conceptual. En la legislación de aguas del 2004, designa a la cuenca como la base de la política hídrica del país a cargo del Ejecutivo Federal y la gestión de la CONAGUA, como la instancia de reglamentar desde la cuenca hidrológica y los acuíferos; el control de la extracción, la explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales del subsuelo, inclusive las que hayan sido alumbradas y las aguas superficiales. En la última legislación se incorpora la definición emitida por la Comisión Mundial del Agua (1997), así como principios de la gestión integral del agua, como la protección, el mejoramiento, conservación y restauración de las cuencas, acuíferos, cauces, vasos y demás depósitos de agua de propiedad nacional; zonas de captación de fuentes de abastecimiento, zonas federales, así como la infiltración natural o artificial del agua para reestablecer los mantos acuíferos (LAN, 2004, art.7, fracc. II).

En la actualidad la gestión integrada del agua por cuencas hidrológicas sigue siendo una tarea pendiente ya que se enfrenta a diversos problemas. Uno de los principales, es la divergencia entre los niveles administrativos de la CONAGUA y la gestión de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento a cargo de los Estados y municipios del país derivado del proceso de descentralización en la década de 1980 (Caldera, *et. al.*, 2010, p320-321) (Dávila, 2006, 23-24) y (Torregrosa, Paré y Kloster, 2010, p.596). La coordinación administrativa de la CONAGUA en sus dos escalas, la nacional presidida por el director general apoyado por una Consejo Técnico, la regional integrada por los 13 Organismos de Cuenca, los 25 Concejos de Cuenca y los organismos auxiliares como los Comités Técnicos de Agua de subsuelo o subterráneas (Cotas). Y la coordinación con los Estados y las cabeceras municipales. Si bien estas instituciones fueron creadas conforme la aprobación de las leyes de agua, le anteceden las formas de gestión social del agua que habían sido reconocidas por la el Artículo 27 constitucional, bajo la figura de libre alumbramiento sobre todo en territorios indígenas, rurales y campesinos que no fueron incorporadas en este actual modelos de gestión y de haber sido considerados actores con capacidad de gestión pasaron a ser considerados usuarios de agua como lo marca la legislación de 1992 con el sistema de concesiones de agua. Esta es la aproximación teórica para situar el estudio comparativo entre la gestión pública y la gestión comunitaria del agua.

Esta comunicación se ocupa en señalar las aportaciones y las limitaciones para lograr una gestión integral del agua que va desde la captación, la distribución, el uso y el retorno, así como de garantizar el acceso al agua entubada en la subcuenca Tetlanapa. De la zona alta de subcuenca retomamos el caso de la administración por parte del municipio en la ciudad de Chilapa de Álvarez bajo la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado. En zona la media nos centramos en la comunidad agraria de Acatlán bajo la gestión comunitaria y por último en esta misma escala retomamos la experiencia de gestión de la cabecera municipal de la población de Zitlala, esta última es una población categorizada como área urbana, sin embargo, tiene todas las características predominantemente rurales.

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

Se recurrió a metodologías cualitativas y cuantitativas desde el enfoque multidisciplinario del estudio de cuencas. La cual ofrece una perspectiva amplia para comprender su complejidad, desde la dinámica del agua y un estudio comparativo de las formas de gestión del agua. Se hizo una revisión amplia de la gestión comunitaria y de la política hídrica nacional, específicamente del paradigma de la GIRH. También fue necesario el trabajo de campo a través de entrevistas semi-estructuradas dirigido a los encargados de las instituciones municipales y comunitarias en el manejo del agua y complementados por los recorridos de campo. El análisis regional y

comparativo se basó en el uso de un sistema de información geográfica, misma herramienta que fue empleada para la determinación del balance hídrico en la cuenca.

### Zona de estudio

De acuerdo a la clasificación realizada por la Comisión Nacional del Agua (Conagua), la cuenca Balsas pertenece a la Región Hidrológica número 18-Balsas de la cuenca Balsas-Mezcala que en particular la región de estudio se encuentra en la sección nombrada Alto Balsas. Abarcando los municipios de Chilapa, Zitlala, Ahuacutzingo y Atlixac (ver Imagen 1).

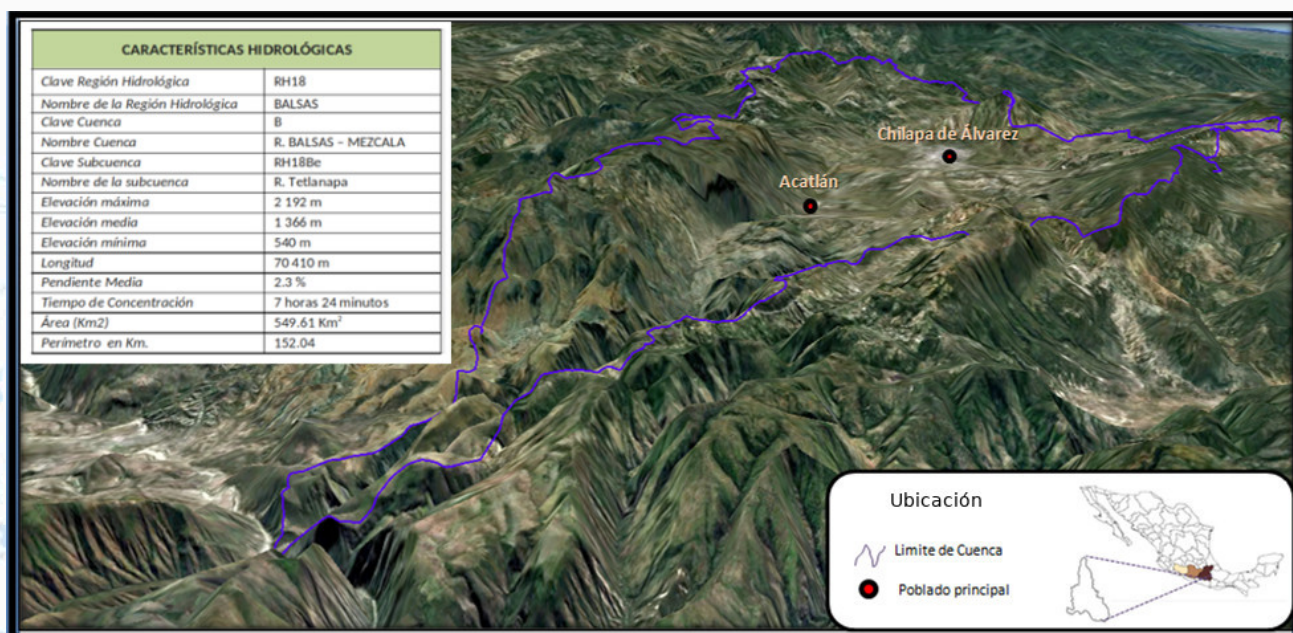


Imagen 1.- Localización de subcuenca Tetlanapa

La subcuenca R. Tetlanapa se reconoce con la clave RH18Bc, cuenta con una superficie de 549.61 km<sup>2</sup>, su pendiente media es de 2.3% con un tiempo de concentración de 7 horas 24 minutos. Presenta una altitud máxima de 2 192 msnm y una altitud mínima de 540 msnm. Con una la longitud del cauce principal es de 70.4 km.

### 3. RESULTADOS

Para demostrar las diferencias de los modelos de gestión fue elaborada una comparación situando a cada población en una microcuenca para identificar los alcances en el manejo integral del agua, tanto del ámbito organizativo y técnico.

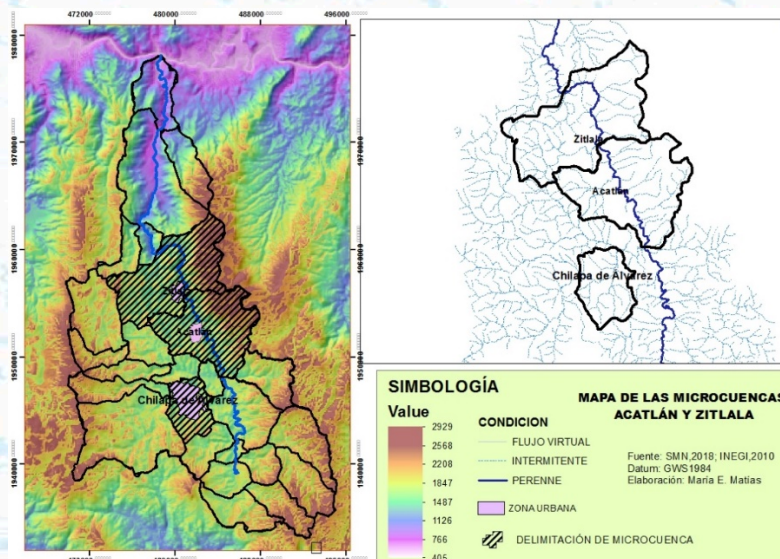
#### Estructura organizacional de la gestión comunitaria y la gestión pública.

Retomando los planteamientos de Domingo Gómez Orea (2002) en torno a la gestión ambiental, aplicados a la gestión del agua. Es decir, la gestión del agua como la vía para lograr el acceso al agua entubada y tener un manejo integral del agua, vale la pena recordar que nos referimos a la captación, almacenamiento y uso y retorno del agua y con ello asegurar una calidad de vida de la población. Para este comunicado se retomó del acceso al agua potable y saneamiento como los indicadores que reflejan si se ha logrado el objetivo final de la gestión integral del agua, de alcanzar una calidad de vida al contar con un servicio básico de agua y no afectar la dinámica del agua, es decir asegurar el retorno del agua al llevar a cabo el tratamiento de aguas residuales para tener un ambiente sano.

Es importante conocer las características principales de la gestión pública y la gestión comunitaria. La gestión pública es entendida como las acciones realizadas por alguna instancia del Gobierno del Estado ya sea nacional, estatal o municipal que cuenta con instancias responsables de la gestión del agua puede ser bajo la modalidad de –Comisión, Dirección del agua potable y alcantarillado, o bien como un Organismo Operador Municipal– más las direcciones de Cultura del Agua conformadas por un director, secretaria, tesorera, cobranza y auxiliares; encargadas de la dotación del servicios básicos, el agua potable, el drenaje, y el tratamiento de aguas residuales. En la escala municipal que nos atañe corresponde a las secretarías y/o regidurías de medio ambiente.

A diferencia de la gestión comunitaria, esta, se refiere a proceso de gestión basado en la organización comunitaria, la experiencia en la autogestión, manejo local del agua, cuidado del territorio, normas locales de uso, mantenimiento, manejo y acceso a fuentes de agua a través de comités para lograr el acceso al agua. Estos procesos pueden abarcar la protección, captación, conducción, almacenamiento, distribución y saneamiento del agua; así como la administración, operación y mantenimiento de la infraestructura hidráulica bajo acuerdos comunitarios respaldados por usos y costumbres, y por estatutos comunales. En la mayoría de ocasiones la gestión comunitaria se fundamenta en trabajo y servicios hacia la comunidad. Esta modalidad de gestión no asegura la inexistencia de conflicto internos por el uso y manejo del agua, sin embargo, el papel que desempeña la fortaleza de la Asamblea comunitaria como el espacio de toma de decisiones colectivas para el bien común de la comunidad agraria –o ejidal- sigue siendo uno de los pilares de la gestión comunitaria.

En cada territorio los procesos de gestión son complejos ya sean públicos o comunitarios. En la subcuenca Tetlanapa se compararon tres; Chilapa de Álvarez, Zitlala y Acatlán; considerando para fines de análisis cada una de estas poblaciones se enmarco en un contexto de microcuenca, como se puede observar en el mapa 1. Se han apuntado las principales diferencias entre cada uno de los modelos (cuadro 1) Una de las diferencias entre el modelo público y el comunitario son el número de instituciones responsables e implicadas en la gestión, en la ciudad de Chilapa bajo la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado, junto a la Dirección de Cultura del Agua bajo el modelo de gestión pública. El respectivo a la, la gestión de la población de Zitlala que es cabecera municipal bajo la Dirección Municipal de Agua, la Dirección de cultura del agua, y las Autoridades Comunales a cargo de pozos de uso común. La Gestión Comunitaria de la comunidad Agraria de Acatlán bajo el trabajo de diversas instancias. Esto aunado con la diferencia de recursos financieros con los que cuentan, las cabeceras municipales al contar con el H. Ayuntamiento cuenta con presupuesto público sin precisar de las políticas públicas que apoyan los programas de agua potable, contrariamente a la gestión comunitaria basada en cooperaciones y trabajo comunitario.



Mapa 1.- Microcuencas Chilapa, Acatlán y Zitlala

Cuadro 1. Comparación estructura organizacional

Microcuenca	Modelo de gestión	Instituciones responsables	Recursos	Asentamiento	Respaldo legal
Chilapa de Álvarez	Gestión Pública	Presupuesto público: 1. Comisión de Agua Potable y Alcantarillado 2. Dirección de cultura del agua	Presupuesto público	Cabecera municipal/urbana	Ley 115
Acatlán	Gestión Comunitaria	1. Comisaria Municipal 2. Comisariado de Bienes Comunales 3. Comité de agua entubada 4. Comité de drenaje 5. Comité de huerteros 6. Bombero 7. Comité 3 de mayo 8. Comité de Colozapan 9. Comité de San Isidro	Cooperaciones y trabajo comunitaria	Comunidad/rural	No se reconoce el derecho colectivo de agua.
Zitlala	Gestión Pública	1. Dirección municipal del agua 2. Dirección de cultura del agua 3. Autoridades comunales a cargo de pozos colectivos.	Presupuesto público	Cabecera municipal/ rural	Ley 115

Fuente: Elaboración propia en base a entrevistas y trabajo de campo agosto 2019

Para lograr identificar sus alcances en la gestión integral hemos escogido una serie de indicadores que nos aproximen hacer un balance y análisis con mayor precisión que pueden ser observables en el cuadro número 2. Con estos resultados podemos identificar las acciones en favor de la conservación para asegurar la captación e infiltración de agua a través de los periodos de reforestación que se vienen realizando en la comunidad agraria de Acatlán desde la década del 2000, junto a la creación de conservación comunitaria. Otra de las estrategias que ha tenido ha sido la diversificación de fuentes de agua para evitar la sobre explotación y así evitar la escasez. El uso de las fuentes de agua esta diferenciado por la calidad y el tipo de agua, algunas fuentes son para consumo humano, otras fuentes de agua son para uso doméstico y otras para uso agrícola; todas ellas a cargo de un comité con su estructura correspondiente de presidente, secretario, tesorero y vocales de cada uno de los barrios que integran la comunidad. Financiadas a través de la gestión ante instancias gubernamentales como la antes Comisión para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (CDI), Comisión de Agua Potable y Alcantarillado del Estado de Guerrero (CAPASEG) y la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Los usos de agua son domésticos y el uso agrícola depende de 80 % de temporal y 20 % de riego. Es importante resaltar la ubicación de ciudad de Chilapa en la parte alta de subcuenca, esa ubicación y por su mayor población la extracción excesiva afecta la disponibilidad de agua en las microcuencas río abajo. Además de afectarles por las cantidades de las descargas residuales de una población de 31,257 habitantes.

Cuadro 2. Indicadores de la gestión integral del agua

Modelos de gestión	Conservación para asegurar la captación de agua	Fuentes de agua	Usos de agua	Tratamiento de aguas residuales	Cultural del agua
Comunitaria-Acatlán	Reforestación, área de conservación comunitaria	Diversificación de fuentes de agua subterránea de acuerdo al uso. 1. Red de agua entubada 2. Piletas de agua colectiva (3)	Doméstico y agrícola (riego y temporal)	Tuvo el primer sistema de tratamiento. Construida en 2002, y funciona a la	Ritualidad de la lluvia "Atzatzilistle" a cargo de la comunidad

		3. Lavadero comunitario (para fiestas) 4. Río para agricultura de riego.		perfección a partir del 2014	
Pública- Chilapa	Talleres informativos del manejo del agua.	Pozos profundos  *No hay número preciso de pozos.	Doméstico y agrícolas (riego y temporal)	Planta de tratamiento funcionó hasta 2018. Sin embargo, siguen arrojando aguas sin previo tratamiento.	Trabajos de concientización de manejo de agua
Pública- Zitlala	Reforestación en la ribera del río	1. Río 2. Manantial 3. Pozo de uso común	Doméstico y agrícolas (riego y temporal)		Ritualidad de la lluvia "Atzatzilistle"

Fuente: Elaboración propia en base a entrevistas y trabajo de campo agosto 2019

Por último, comparamos el servicio de agua potable como el indicador para garantizar una calidad de vida de la población. En el cuadro número 3, se vierten las diferencias de acceso al agua potable como podemos observar los usuarios de agua en lo que respecta a Zitlala y Acatlán casi representan el número de viviendas de acuerdo al Censo de Población del 2010. Es decir, que el servicio está cubierto casi un 100 % la diferencia se centra en que Acatlán recibe el agua entubada desde hace más de cuatro décadas y Zitlala sigue en proceso de resolver la escasez de agua. En lo que respecta a la Ciudad de Chilapa, de acuerdo a las fuentes periodísticas desde el 2015 el 50% de su población no cuenta con el servicio de agua potable y se agudizado en (Gatica, 2015) y (Agencia Periodística de Investigación, 2019). En cuanto a las cuotas la gestión comunitaria mantiene el de menor costo a pesar de no contar con financiamiento del gobierno federal para el pago de la luz eléctrica y el empleado como bombero que se encarga de la distribución de agua. En cuanto a los problemas que comparte ha sido la disminución del agua subterránea para las tres modalidades y la contaminación del agua superficial del río del cual se abastece la población de Zitlala.

Cuadro 3. Servicios de Agua Potable. Fuente: Elaboración propia en base a entrevistas, trabajo de campo agosto 2019, INEGI 2010.

Modelo de gestión	Población total	Número de viviendas particulares habitadas	Número de usuarios	Modo de distribución	Cantidad de agua	Costo por el servicio	Antigüedad del servicio	Problemas
Gestión Comunitaria del Agua	3,526 ha.	875	970	Tandeo dos veces a la semana	De 400 a 600 litros a la semana dependiendo de la capacidad de almacenamiento	\$80.00 bimensuales	Década de 1970	Disminución del agua subterránea
Gestión Pública-Chilapa	31,157 ha.	7,226	---	Cada tercer día		\$60.00 mensuales	---	Disminución del nivel de agua subterránea. Desabasto del servicio.
Gestión Pública de Zitlala.	6,065 ha.	1,444	1,907	Tandeo una vez a la semana	Hasta la fecha el sistema de distribución no funciona.	No se cobra, pero pretenden cobrar \$70.00 u \$80.00 mensuales.	Solo existe la red de tuberías	La fuente de agua está a una distancia grande que el bombero resulta inviable. La población se abastece de agua del río y por medio de la compra de pipas de agua.

Como parte del análisis comparativo fue identificado un conflicto por las fuentes de agua derivado de la contaminación del río originado por las descargas residuales de la ciudad de Chilapa. Problema que ha generado severas afectaciones a la población de Zitlala por su dependencia al agua del afluente. Razón por la cual se vive en una relación de tensión entre las poblaciones de Acatlán y Zitlala. Los conflictos han sido una constante que se han traducido en demandas legales de la cabecera municipal de Zitlala, a la comunidad de Acatlán en diversos periodos, en 2006, 2013 y 2015. El más representativo fue en 2006 cuando el conflicto escaló hacia las comunidades río abajo. La cabecera municipal de Zitlala junto con las autoridades de los pueblos de Tlatempanapa, y Tlalcozatlán se presentaron a la Comisaria de Acatlán acusándola de contaminación de agua por tener la laguna de oxidación. Ante este problema por petición de la comunidad de Acatlán, el municipio de Chilapa se hizo cargo del problema con la aplicación de un estudio de la contaminación de agua en toda la subcuenca. Los estudios estuvieron a cargo de la Secretaría de Salud, por medio del Hospital General de Chilapa para identificar los principales focos de contaminación. En base a los resultados de aquel estudio se resolvió el conflicto pues los resultados arrojaron que la mayor contaminación se encontraba en el tramo de Chilapa-Acatlán; y en el tramo de Acatlán-Zitlala los niveles de contaminación fueron menores (C. P. Matías, 2018). Como parte de este problema y con los resultados obtenidos la comunidad de Acatlán propuso a los diferentes pueblos y comunidades afectadas unir fuerzas y hacer una demanda conjunta hacia la ciudad de Chilapa. La propuesta no fue aceptada por Zitlala y por ninguna otra de los lugares afectados. Sin embargo, el problema de la contaminación de aguas superficiales sigue generando una tensión entre la comunidad de Acatlán y la cabecera municipal de Zitlala y Chilapa de Álvarez.

Uno de ello es el urgente reconocimiento de la gestión comunitaria que contribuye alcanzar los objetivos de la Agenda 2030 de dotación del servicio de agua potable y en cuanto a su aproximación a la gestión integral del agua. Este estudio comparativo pone sobre la mesa la importancia de los estudios a nivel local para identificar tanto las aportaciones para la GIRH, así como para identificar el origen de diversos conflictos por el agua.

### Balance Hídrico

En la subcuenca Tetlanapa la precipitación promedio es de 1125 milímetros anuales. De la cual se le atribuye al escurrimiento superficial entre un 13.5 % y 23.5 %. Considerando como rango los cálculos de evapotranspiración estimada con las fórmulas de Coutange y Turc se consideran de un 71% al 81 % (cuadro 4).

Precipitación media anual	=	Escurrimiento superficial	+	Evapotranspiración	+	Infiltración
Balance Hídrico empleando la formula transportación de Turc						
100%	=	13.5%	+	81.0 %	+/-	5.5 %
1 125 mm	=	151 mm	+	916 mm	+/-	56 mm
Balance Hídrico empleando formula de Evapotranspiración Coutange						
100%	=	23.5%	+	71.0 %	+/-	5.5 %
1 125 mm	=	264 mm	+	805 mm	+/-	56 mm

Cuadro 4.- Resumen de Balance Hídrico subcuenca Tetlanapa

Se analizó la estación climática más cercana, que corresponde a la estación de Chilapa de Álvarez, identificando la estacionalidad de las lluvias. Marcadas por una fuerte presencia de lluvias de baja intensidad. Esto hace de la región una excelente zona para el cultivo de maíz, principalmente. Esta misma condición se observa con la presencia de vegetación de tipo caducifolio.

En verano se observa la mayor cantidad de lluvias, mientras que en invierno estas disminuyen de modo significativo, como se puede observar en la imagen 2.

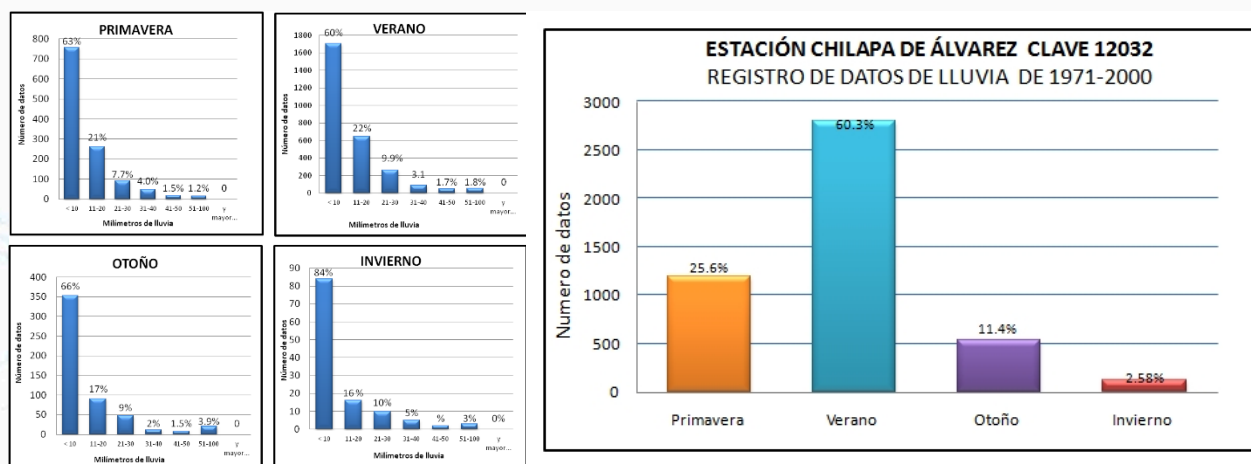


Imagen 2.- Estación climática: Chilapa de Álvarez

#### 4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Considerar los cambios en el clima y la crisis del agua; es de vital importancia para sopesar los modelos actuales de gestión que se han reducido a la gestión pública y privada a nivel mundial; como los dos caminos para asegurar una gestión integral del agua y como parte de la solución a la crisis del agua. Como hemos visto el paradigma de gestión integral del agua (GIRH) se ha posicionado con la Promoción de la WWP y la OCDE, como la estrategia de gestión de los recursos hídricos en el modelo económico neoliberal.

La implementación del paradigma de la Gestión Integral en las comunidades de Zitlala y Acatlan, ha sido en términos de la tradición y la cultura. Una primera dimensión se observa desde los rituales de lluvia, que representan un fuerte nivel simbólico. Las ofrendas, los rezos, la ascensión a la montaña del agua son los medios para pedir a las deidades de la lluvia, el agua para cada ciclo hidrológico. En este sentido se hace evidente la herencia prehispánica que mantienen los pueblos indígenas como parte de su cultura y su habitar en el mundo.

La segunda dimensión, es el agua como un bien colectivo, en diversos aspectos de la organización. Desde la gestión del agua realizada por diversos comités (la organización), el trabajo colectivo para el mantenimiento de la infraestructura, la construcción de infraestructura –con saberes ancestrales y la incorporación de conocimientos de ingeniería–, y los derechos internos de acceso al agua, por citar los más importantes. En esta dimensión se demuestra que el agua es una interacción dinámica y permanente entre el sistema tecnológico, el sistema normativo y el sistema organizativo (Boelens, 2017, p.14).

La tercera y última dimensión, es el agua en el medio físico. Por una parte, la comunidad de Acatlán ha ido integrando de manera paulatina el cuidado de los espacios de recarga de agua, en este caso de la zona de conservación de *Komulián*, y la zona de las montañas de *Tepehuehue*, ambos espacios rituales para la ceremonia de petición de lluvias. De estos lugares provienen los escurrimientos de agua que alimentan las principales fuentes de agua y han sido preservadas a través de las jornadas de reforestación. Por otra parte, la ubicación geográfica de la comunidad de Acatlán, en la cuenca media, ha contribuido a comprender la dinámica del agua en su condición de un recurso cíclico que enlaza a las poblaciones. La relación que se establece con las poblaciones ubicadas aguas arriba y aguas abajo en relación al cauce del río, genera relaciones de negociación y conflicto. Es el caso de la relación en constante tensión entre las localidades de Acatlán y Zitlala, originadas

por el problema de la contaminación del río *Atentli*. Lo que ha repercutido positivamente y ha incentivado el interés por el funcionamiento de la planta de tratamiento.

Con los resultados de la investigación nos atrevemos a señalar a la escala local como la dimensión espacial donde es posible una gestión integral del agua. De acuerdo a dos aspectos. El primero de ello es la dimensión geográfico-espacial de la comunidad que por sus dimensiones permite la articulación de las tareas en el manejo del agua. La segunda, la gestión comunitaria del agua permite incorporar el papel de la población local, sus necesidades y los usos del agua. Es decir que es funcional siempre y cuando la población sea directamente beneficiada en el acceso al agua. Los resultados de la comparación de las microcuencas dan cuenta de la importancia que la población local se involucre y sea parte de los procesos de gestión del agua. Se ha visto, que cuando existe mayor poder de decisión de las comunidades sobre el agua y sobre sus bienes naturales de manera colectiva, mayor es el acceso al agua. Además, existe un mayor nivel de conservación de los ecosistemas de montañas y de los suelos que contribuyen en asegurar el flujo de los ríos.

En un dialogo de conocimientos y saberes, conocer la dinámica hídrica en la microcuenca Tentlanapa, nos permite observar una fuerte condicionante por parte de la evapotranspiración. Así como una fuerte concentración por parte del escurrimiento superficial, el cual arrastra el 13 al 23% del agua que se precipita en la cuenca. Los periodos de precipitación son visiblemente marcados y condicionados por las estaciones del año.

En verano es cuando se presenta alrededor de un 60% de la precipitación, sin embargo, es en otoño donde se han registrado las lluvias más torrenciales por arriba de los 100mm de precipitación diaria. Estos datos, analizados en colectivo nos ayudan a poder determinar la planeación para la siembra y la cosecha. Así como la planeación comunitaria para la realización de trabajos de conservación de las áreas de captación. Como parte de las estrategias de continuidad, se pretende generar materiales para la difusión entre la población, para el fortalecimiento de la organización comunitaria.

Por último, si no se reconoce a los sistemas comunitarios de agua dentro del marco jurídico, las oportunidades de contar con apoyos que coadyuve para una gestión integral del agua, será muy difícil que las poblaciones puedan resolver problemas de contaminación de agua, así como mejorar sus sistemas de distribución de agua.

## 5. LITERATURA CITADA

**Agencia Informativa Guerrero (2019)**, Chilapa: se Agudiza crisis de agua. En *Agencia Informativa Guerrero*: <https://sintesisdeguerrero.com.mx/2019/03/18/chilapa-se-agudiza-crisis-de-agua/> consultado en mayo 2019

Barking D. y T. King, 1975. Desarrollo económico regional: enfoque por cuencas hidrológicas de México, Siglo XXI.

**Boelens, Rutgerd. Hoogeoteger, Jaime. Swyngedeouw, Erik. Vos, Jehoen, Wester, Philippus, 2017.** Territorios hidrosociales: una perspectiva de la ecología política. En: Salamanca, Villamizar, Carlos & Astudillo, Pizarro, Francisco (Compiladores). *Recursos, Vinculos y Territorios. Inflexiones transversales en torno al agua*. Programa Espacios, Políticas, Sociedades Centro de Estudios Latinoamericanos. Universidad Nacional del Rosario. Argentina, Rosario.

**Caldera y Torregrosa, 2006.** Proceso Político e ideas en torno a la naturaleza del agua: un debate en construcción en el orden internacional. En: Jiménez, Torregrosa y Aboites (2010) El agua en México: Cauces y Encauces, Academia de las Ciencias, México, D. F.

**Dávila, Sonia 2006.** EL PODER DEL AGUA. ¿Participación social o empresarial? México, la experiencia piloto del neoliberalismo para América Latina. Itaca. D. F.

**Domingo, Gómez Orea. 2002,** Evaluación de Impacto Ambiental., 3a. Edición. Ed. Grupo Mundi Prensa, Madrid, España.

***Estatutos Comunales de la Comunidad Agraria de Acatlán Guerrero***

**Gatica, Karina, 2015.** 50 % de habitantes de Chilapa, sin servicio al agua potable. En *Agencia Informativa Guerrero*: <http://www.agenciainformativaguerrero.com/?p=35752> consultado en mayo 2019

**INEGI, 2010.** (Instituto Nacional de Estadística. Geografía e Informática). Censo de Población y Vivienda, 2010.



**IPCC (2007).** Cambio Climático 2007: Informe de Síntesis. Contribuciones de los grupos I, II, y III al Cuarto Informe de Evaluación

**LAN (1992).** Ley de Aguas Nacionales. *Diario Oficial de la Federación* el 1º de diciembre de 1992, México.

**LAN (2004).** Ley de Aguas Nacionales. *Diario Oficial de la Federación* 29 abril, 2004, México.

Programa Especial de Cambio Climático 2009-2012. Comisión Intersectorial de Cambio Climático

**WWP (2008).** Principios de Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. Bases para el desarrollo de planes nacionales. [https://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-sam\\_files/publicaciones/sobre-girh/2008-principios-de-girh-base-para-el-desarrollo-de-planes-nacionales.pdf](https://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-sam_files/publicaciones/sobre-girh/2008-principios-de-girh-base-para-el-desarrollo-de-planes-nacionales.pdf) consultado en julio 2018

**WWP Comité de Consejo Técnico (TAC) (200).** Manejo integrado de recursos hídricos. TAC. Background Papers No. 4. <https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/publications/background-papers/04-integrated-water-resources-management-2000-spanish.pdf> consultado en septiembre 2018

**Matias-Alonso Abel (2018).** Entrevistas: Matías, Alonso, Abel28/06/ 2018. Exautoridad comunitaria. 1:16:42