



COLEGIO DE POSTGRADUADOS
INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS VERACRUZ
POSTGRADO EN AGROECOSISTEMAS TROPICALES

**ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO
USUMACINTA, TABASCO, COMO RESULTADO DE LAS ACTIVIDADES
ANTROPICAS**

MAGNOLIA GRICEL SALCEDO GARDUÑO

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS


TEPETATES, MANLIO FABIO ALTAMIRANO, VERACRUZ, MÉXICO.

2019

La presente tesis, titulada: “**Análisis de la calidad del agua de la cuenca baja del Río Usumacinta, Tabasco, como resultado de las actividades antrópicas**”, realizada por la alumna: Magnolia Grisel Salcedo Garduño, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS
AGROECOSISTEMAS TROPICALES

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO: 


Dr. Cesáreo Landeros Sánchez

ASESOR: 

Dr. Arturo Pérez Vázquez

ASESORA: 

Dra. Itzel Galaviz Villa

ASESOR: 

Dr. Eusebio Ortega Jiménez

ASESOR: 

Dr. Eugenio Carrillo Ávila

Tepetates, Manlio Fabio Altamirano, Veracruz, México, 05 de diciembre de 2019

ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO USUMACINTA, TABASCO, COMO RESULTADO DE LAS ACTIVIDADES ANTRÓPICAS

Magnolia Gricel Salcedo Garduño, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2019

Las cuencas hidrológicas de México se caracterizan por la basta biodiversidad de flora y fauna que alojan, y por los múltiples servicios ambientales que brindan. El objetivo de este estudio fue valorar la concentración de nitrógeno (N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, NTK) y coliformes del agua superficial del cauce de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, como resultado de escurrimientos y descargas provenientes de los agroecosistemas y de los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta, Tabasco. Se realizaron 11 muestreos mensuales de agua superficial en las temporadas de lluvias y estiaje, de junio a diciembre 2017 y de abril a mayo 2018, en tres sitios. Se evaluaron los parámetros de temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE), Oxígeno disuelto (OD), nitrógeno amoniacal (N-NH₃⁻), nitrógeno de nitrito (N-NO₂⁻), nitrógeno de nitrato (N-NO₃⁻), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), coliformes totales y fecales. Se determinaron diferencias estadísticas significativas ($p \leq 0.05$) entre temporadas y sitios. Los resultados obtenidos se compararon con los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua (CE-CCA-001-1989) y de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US- EPA 1999, 2002 y 2006). Los parámetro CE y N-NH₃⁻ presentaron diferencias significativas entre temporadas. La temperatura, pH, CE y OD no excedieron los límites máximos permisibles para el uso de riego, uso público urbano, protección de la vida acuática, fuente de abastecimiento de agua potable, niveles que pueden causar eutrofización en ríos y lagos. Se registraron coliformes totales de 530 a más de 2 419.6 NMP/100 mL durante todo el periodo de estudio; se registró la presencia de *Escherichia coli*, aunque no se cuantificó sistemáticamente en este estudio, por ejemplo, como se hizo en el caso de los coliformes. Los parámetros en estudio no presentaron diferencias significativas entre sitios. La temporada de lluvias tuvo un efecto importante sobre el incremento en las concentraciones de N-NH₃⁻. En los sitios de muestreo Boca del Cerro (R1), y Puente Chablé (R2), se registraron las concentraciones máximas durante el periodo de estudio.

Palabras clave: contaminación química, coliformes, aguas superficiales.

ANALYSIS OF THE WATER QUALITY OF THE LOW BASIN OF THE USUMACINTA RIVER, TABASCO, AS A RESULT OF ANTHROPIC ACTIVITIES

Magnolia Gricel Salcedo Garduño, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2019

The hydrological basins of Mexico are characterized by having a vast biodiversity of flora and fauna and by providing multiple environmental services. The objective of this study was to assess the concentration of nitrogen and coliforms in the surface water of the Usumacinta River Basin, as a result of runoff and discharges from agroecosystems and municipalities of Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata and Jonuta, Tabasco. There were taken 11 monthly samplings of surface water during the rainy season, from June to December, 2017 and in the dry season, from April to May, 2018, in three different sites. The parameters of temperature, pH, Electrical Conductivity (EC), dissolved oxygen (DO), ammoniacal nitrogen (N-NH_3^-), nitrite nitrogen (N-NO_2^-), nitrate nitrogen (N-NO_3^-), Kjeldahl total nitrogen (KTN), total and fecal coliforms were evaluated. Significant statistical differences ($p \leq 0.05$) between seasons and in sites were also found. The results obtained were compared with Mexican Ecological Criteria for Water Quality (CE-CCA-001-1989) and United States Environmental Protection Agency (US-EPA). The EC and NH_3^- -N showed statistical significant differences among seasons. The temperature, pH, EC and DO did not exceed the maximum permissible limits for the use of agricultural irrigation water, urban public use, protection of aquatic life, source of drinking water supply, levels that can cause eutrophication in rivers and lakes. Total coliforms from 530 to more than 2 419.6 MPN/100 mL were recorded throughout the studied period; the presence of *Escherichia coli* was registered although it was not systematically quantified in this study, for instance, like it was done in the case of coliforms. Parameters under study did not show significant differences between sites. It is important to note that the rainy season had an important effect on the increase in concentrations of NH_3^- -N. These maximum concentrations were also recorded during the studied period in the sampling sites of Boca del Cerro (R1) and Puente Chablé (R2).

Key words: chemical contamination, coliforms, surface runoff.

Dedico esta tesis a:

A mis padres por su apoyo, consejos, comprensión, amor, ayuda en los momentos difíciles. Me han dado todo lo que soy como persona, mis valores, mis principios, mi carácter, mi empeño, mi perseverancia, mi coraje para conseguir mis objetivos.

También a mi esposo Miguel, por su amor, comprensión y apoyo durante todo este tiempo, principalmente, el que pasaste a mi lado, acompañándome para no sentirme sola y así pudiera terminar mis tareas.

En especial, a ti mi Ángel, que me has dado la fuerza para lograrlo, tú que pasaste meses a mi lado, alentándome a continuar y a esforzarme a terminar y culminar mis estudios de doctorado.

Te amo mi querido hijo.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco especialmente al Dr. Cesáreo Landeros Sánchez, por su apoyo incondicional y confianza al darme la oportunidad de formarme en esta gran institución generadora de triunfadores. A mi Consejo Particular, por sus aportaciones, consejos, enseñanzas para mi trabajo de investigación y mi formación. Especialmente a la Dra. Itzel Galaviz Villa, quien más que un asesor, ha sido una amiga y guía durante mi formación, gracias por darme la oportunidad e impulsarme a reconstruirme profesionalmente. Al Dr. Arturo Pérez Vázquez por su apoyo y comprensión.

A mi querido padre, quien me acompañó y alumbró en mi camino. Gracias por tu apoyo, compañía y enseñanza durante el desarrollo de esta investigación.

A las Dras. María del Refugio Castañeda Chávez y Fabiola Lango Reynoso por su confianza y por impulsarme a continuar con mis estudios.

A mis compañeros y amigos, que me apoyaron durante esta aventura, gracias por su apoyo en la realización de mi trabajo de investigación, por sus consejos, chistes y enseñanzas.

Gracias a toda la familia colpos: amigos, profesores y personal del Colegio de Postgraduados Campus Veracruz.

Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo sobre el Agua y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología para por financiar el Proyecto CONAGUA-CONACYT 2014-248265 “Evaluación de fuentes difusas de contaminación de localidad del agua del Río Usumacinta, en el estado Tabasco”

Al Colegio de Postgraduados por el financiamiento a este trabajo de investigación.

Se agradece el apoyo financiero a la Línea de Generación y/o Aplicación de Conocimiento (LGAC-CP) Recursos Naturales, Agroecosistemas y Cambio Climático (RENACC).

CONTENIDO

	Página
Agradecimientos	v
LISTA DE CUADROS.....	xi
LISTA DE FIGURAS	xiii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL.....	2
2.1. Teoría general de sistemas.....	2
2.2. Enfoque de sistemas aplicados a la agricultura.....	3
2.3. Enfoque sistémico y la construcción del concepto de agroecosistema.....	4
2.4. Pensamiento de sistemas.....	6
2.5. Teoría de sistemas complejos.....	6
2.6. La agroecología y el agroecosistema.....	7
2.7. El agroecosistema.....	9
2.8. Calidad del agua y su importancia.....	10
2.9. El origen epistemológico de la contaminación del agua.....	10
2.10. Contaminación del agua.....	12
2.11. Fuentes puntuales de contaminación del agua.....	13
2.12. Fuentes no puntuales o difusas de contaminación del agua.....	13
2.13. Teoría de las descargas no puntuales (DNP).....	15
2.14. Interconexión del enfoque, análisis y pensamiento sistémico de los agroecosistemas con un sistema complejo “Cuenca hidrográfica”.....	16
2.15. Modelo de análisis teórico-conceptual, para el análisis de la aplicación de fertilizantes nitrogenados en los agroecosistemas y la presencia de coliformes, y su efecto en la calidad del agua de la cuenca baja del Río Usumacinta.....	18
3. MARCO REFERENCIAL.....	22

3.1. El recurso hídrico.....	22
3.2. La importancia de la agricultura.....	23
3.3. Entradas de nutrimentos a los ríos.....	24
3.4. Potencial contaminación del recurso hídrico.....	25
3.5. Principales contaminantes químicos y biológicos del agua.....	26
3.6. Efectos en la salud humana por consumo de agua contaminada.....	29
3.7. Impacto ambiental y a la salud pública que producen los diferentes tipos de contaminantes del agua.....	30
3.7.1. Fósforo	30
3.7.2. Nitrógeno.....	31
3.7.3. Sales.....	31
3.7.4. Contaminantes emergentes.....	32
3.7.5. Grasas, aceites e hidrocarburos.....	32
3.7.6. Plaguicidas.....	32
3.7.7. Metales pesados.....	33
3.7.8. Desechos orgánicos biodegradables (materia orgánica)....	34
3.7.9. Microorganismos patógenos	34
3.8. Indicadores para valorar la calidad del agua.....	35
3.9. La calidad del agua en México y su diferentes usos.....	36
3.10. Marco legal de los recursos hídricos.....	37
3.11. Cuencas hidrográficas.....	38
3.12. División de una cuenca.....	39
3.13. Aspectos económicos de la cuenca del Usumacinta.....	39
3.14. La cuenca del Río Usumacinta, Tabasco, Mexico.....	40
3.15. El Estado de Tabasco.....	41
3.16.Regionización del Estado de Tabasco.....	42

3.17. Región Usumacinta.....	42
3.18. Principales actividades de los municipios Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta de la región Usumacinta en el Estado de Tabasco.....	43
3.18.1. Tenosique de Pino Suárez, Tabasco.....	43
3.18.1.1. Clima.....	43
3.18.1.2. Edafología.....	44
3.18.1.3. Hidrología.....	44
3.18.1.4. Uso de suelo y vegetación.....	45
3.18.2. Emiliano Zapata, Tabasco.....	45
3.18.2.1. Clima.....	46
3.18.2.2. Edafología.....	46
3.18.2.3. Hidrología.....	47
3.18.2.4. Uso de suelo y vegetación.....	47
3.18.3. Jonuta, Tabasco.....	48
3.18.3.1. Clima.....	48
3.18.3.2. Edafología.....	48
3.18.3.3. Hidrología.....	49
3.18.3.4. Uso de suelo y vegetación.....	49
4. SITUACIÓN PROBLEMÁTICA.....	50
4.1. Impacto a la agricultura industrial.....	50
4.2. Contaminación ambiental.....	51
4.3. Efectos de la contaminación en la calidad del agua.....	51
4.4. Aspectos importantes.....	52
5. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.....	53
6. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS.....	53
6.1. Hipótesis general.....	53
6.1.1. Hipótesis específicas.....	53
6.2. Objetivo general.....	54

6.2.1. Objetivos específicos.....	54
7. MATERIALES Y MÉTODOS.....	55
7.1. Selección y descripción del área de estudio.....	56
7.2. Descripción de las actividades antrópicas en los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta, Tabasco.....	56
7.3. Selección de los sitios de muestreo.....	56
7.4 Toma de muestras de agua.....	56
7.5. Lectura de parámetros fisicoquímicos.....	57
7.6. Análisis químicos de laboratorio y límites máximos permisibles (LMP).....	58
7.7. Análisis estadístico.....	58
7.8. Límites Máximos Permisibles (LMP).....	58
7.8.1. Comparación de las muestras de agua con los límites máximos permisibles.....	58
8. RESULTADOS.....	59
8.1. Actividades productivas del municipio de Tenosique de Pino Suarez, Tabasco	59
8.2. Actividades productivas del municipio de Emiliano Zapata, Tabasco.....	64
8.3. Actividades productivas del municipio de Jonuta, Tabasco.....	64
8.4. Caudal líquido y de sólidos suspendidos en los sitios de muestreo.....	64
8.5. Emisiones derivadas por el sector agropecuario.....	65
8.6. Fuentes puntuales y difusas de contaminación.....	66
8.7. Uso de fertilizantes en la zona de estudio.....	67
8.8. Análisis fisicoquímicos y biológicos de las muestras de agua superficial.....	68

8.8.1 Temperatura.....	68
8.8.2. Potencial de hidrógeno (pH).....	68
8.8.3. Conductividad eléctrica (CE).....	68
8.8.4. Oxígeno disuelto (OD).....	68
8.8.5. Nitrógeno total kjeldahl (NTK).....	69
8.8.6. Nitrógeno amoniacal N-NH ₃ ⁻	71
8.8.7. Nitrógeno de nitrito N-NO ₂ ⁻	71
8.8.8. Nitrógeno de nitrato N-NO ₃ ⁻	74
8.8.9. Coliformes totales.....	75
9. DISCUSIÓN.....	77
10. CONCLUSIONES.....	84
11. RECOMENDACIONES.....	85
12. LITERATURA CITADA.....	87
ANEXOS.....	105
Anexo A. Determinación de nitrógeno total kjeldahl y nitrógeno amoniacal.....	105
Anexo B. Procedimiento para la determinación de nitrógeno de nitratos de acuerdo a la NMX-AA-079-SCFI-2006.....	109
Anexo C. Procedimiento para la determinación de nitrógeno de nitritos de acuerdo a la NMX-AA-099-SCFI-2006.....	110
Anexo D. Técnica de análisis Colisure.....	112

LISTA DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Límites máximos permisibles (LMP) según los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 de los parámetros fisicoquímicos en aguas superficiales en México.....	16
Cuadro 2. Principales contaminantes químicos y biológicos de agua superficial y su origen.....	27
Cuadro 3. Sitios de monitoreo de aguas superficiales	57
Cuadro 4. Diseño del muestreo de la cuenca baja del Río Usumacinta durante las temporadas de estiaje y lluvias	58
Cuadro 5. Superficie sembrada y cosechada por tipos de cultivos en el municipio de Tenosique de Pino Suarez, Tabasco, según su disponibilidad de agua.....	59
Cuadro 6. Volumen y valor de la producción agrícola por cultivo del municipio de Tenosique de Pino Suarez, Tab., según su disponibilidad de agua.....	60
Cuadro 7. Volumen de la producción de ganado y ave del municipio de Tenosique de Pino Suárez, Tab.....	60
Cuadro 8. Superficie sembrada y cosechada por tipos de cultivos en el municipio de Emiliano Zapata, Tabasco, según su disponibilidad de agua.....	61
Cuadro 9. Volumen y valor de la producción agrícola por cultivo del municipio de Emiliano Zapata, Tabasco, según su disponibilidad de agua.	61
Cuadro 10. Volumen de la producción de ganado y ave en pie (toneladas) del municipio de Emiliano Zapata, Tabasco.....	62
Cuadro 11. Superficie sembrada y cosechada por tipos de cultivos en el municipio de Jonuta, Tabasco.....	63
Cuadro 12. Volumen y valor de la producción agrícola por cultivo del municipio de Jonuta,	

Tabasco.....	63
Cuadro 13. Volumen de la producción de ganado y ave del municipio de Jonuta, Tabasco.....	64
Cuadro 14. Producción total de estiércol pecuario y su contenido de nitrógeno en animales de granja (Lagunes, 2018).....	66
Cuadro 15. Tipos de fertilizantes utilizados en la zona de estudio (información recabada con informantes clave).....	67
Cuadro 16. Contraste de los límites máximos permisibles (LMP) según los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 y criterios de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos US- EPA (1999, 2002 y 2006), con respecto a la concentración de los parámetros analizados.....	69
Cuadro 17. Diferencias significativas con un nivel de significancia del 0.05 entre temporadas de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial.....	70

LISTA DE FIGURAS

	Páginas
Figura 1. Fuentes difusas y puntuales de contaminación de aguas superficiales y subterránea.....	14
Figura 2. Diagrama de los elementos del sistema complejo hidrográfico “cuenca baja del Río Usumacinta”, y su relación con el análisis sistémico de los agroecosistemas.....	18
Figura 3. Modelo de análisis teórico-conceptual para el análisis de la aplicación de fertilizantes nitrogenados en los agroecosistemas y la presencia de coliformes, y su efecto en la calidad del agua.....	22
Figura 4. División de la cuenca del río Usumacinta.....	39
Figura 5. Ubicación del estado de Tabasco, México.....	41
Figura 6. Región Usumacinta.....	43
Figura 7. Suelos dominantes en el municipio de Tenosique de Pino Suarez, Tabasco.....	44
Figura 8. Uso de suelo y vegetación del municipio de Tenosique de Pino Suarez, Tabasco.....	45
Figura 9. Suelos dominantes en el municipio de Emiliano Zapata, Tabasco.....	46
Figura 10. Uso de suelo y vegetación del municipio de Emiliano Zapata, Tabasco.....	47
Figura 11. Suelos dominantes en el municipio de Jonuta, Tabasco.....	49
Figura 12. Uso de suelo y vegetación del municipio de Jonuta, Tabasco.....	50
Figura 13. Esquema de la situación problemática que impacta en la calidad del agua.....	53
Figura 14. Zona de estudio. Cuenca baja del Río Usumacinta.....	55
Figura 15. Curso del Río Usumacinta en el estado de Tabasco.....	57
Figura 16. Variación espacio-temporal del NTK en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, determinadas durante el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo.....	70
Figura 17. Distribución espacial de la concentración del NTK en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, durante el periodo de estudio.....	71
Figura 18. Variación espacio-temporal de las concentraciones del nitrógeno amoniacal en el agua	

superficial del Río Usumacinta, Tabasco, determinadas durante el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo.....	72
Figura 19. Distribución espacial de la concentración del nitrógeno amoniacal en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, durante el periodo de estudio.....	72
Figura 20. Variación espacio-temporal de la concentración de nitrógeno de N-nitritos en el agua superficial, determinadas durante el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo.....	73
Figura 21. Distribución espacial de la concentración de N-nitritos en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, durante el periodo de estudio.....	73
Figura 22. Variación espacio-temporal de la concentración de N-nitratos en el agua superficial, determinadas durante el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo.....	74
Figura 23. Distribución espacial de la concentración del nitrógeno de nitratos en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, durante el periodo de estudio.....	74
Figura 24. Variación espacio-temporal de las concentraciones de coliformes totales en agua superficial, determinadas durante el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo.....	75
Figura 25. Distribución espacial de la concentración de coliformes totales en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, durante el periodo de estudio.....	76
Figura 26. a) Diferencia en la conductividad eléctrica entre temporadas y b) Diferencia en la concentración de N-NH ₃ entre temporadas.....	7.7

1. INTRODUCCIÓN

Los recursos hídricos son de gran importancia por los múltiples servicios ambientales que ofrecen al desarrollo humano (Badii *et al.*, 2008; Cotle *et al.*, 2013). En México la cuenca del Río Usumacinta ofrece diversos servicios ecosistémicos; es el río más caudaloso y descarga aproximadamente un volumen medio anual de 73 500 millones de metros cúbicos de agua dulce al Golfo de México (Arreguín-Cortés *et al.*, 2014). La importancia de la cuenca del Río Usumacinta se debe a la gran disponibilidad de recursos hídricos para diversas actividades productivas, entre ellas la agricultura, ganadería y actividades extractivas de recursos no maderables y maderables (cedro y cahoba) (Cabrera y Cuc, 2002; Guerra y Ochoa, 2006). La cuenca cruza los estados de Chiapas, Tabasco y Campeche. Además, funge como un centro de biodiversidad que ofrece un hábitat para la flora y fauna de la región (Cabrera y Cuc, 2002).

El Río Usumacinta es el más largo de Mesoamérica y ocupa el sexto lugar en Latinoamérica. Las principales actividades de la cuenca son la agricultura, ganadería y la explotación de yacimientos petroleros (Cabrera y Cuc, 2002; March y Castro, 2010). Con base en el potencial de los suelos, el sistema de producción agrícola en la cuenca gira alrededor de la siembra de maíz, sorgo, frijol, arroz, chile verde, Calabaza (semilla) o chihua (*Curcubita argyrosperma Huber*), pepitoria (*Curcubita argyrosperma argyrosperma*), arroz palay, papaya, sandía, naranja, caña de azúcar, plátano, piña, limón, cacao y palma africana o de aceite. Estos cultivos constituyen el principal motor económico y desarrollo agrícola (CONABIO, 2006; SAGARPA, 2009, Aquino-Bravata, 2010; 2011; Pérez-Castro, 2011; Hernández-López *et al.*, 2013).

El cambio de uso del suelo en la zona, el aumento de la población y las carencias de servicios básicos de agua y saneamiento que prevalecen en las áreas rurales pobladas de la cuenca y la falta de plantas de tratamiento de los desechos sólidos y líquidos de los centros urbanos constituyen algunas de las causas de la contaminación del agua en la cuenca del Río Usumacinta (López-Hernández *et al.*, 2015). Actualmente, la cuenca del Río Usumacinta es una de las regiones de Mesoamérica prioritarias para lograr un desarrollo sustentable por su importante potencial económico, debido a sus recursos hídricos, faunísticos, forestales y potencial turístico (CONABIO, 2006).

Esta investigación formó parte del Proyecto CONAGUA-CONACYT 2014-248265, esto es, “Evaluación de fuentes difusas de contaminación de localidad del agua del Río Usumacinta, en el estado de Tabasco”; éste responde a una necesidad sentida de la Comisión Nacional del Agua.

El Instituto Tecnológico de Boca del Río fue financiado por el Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo sobre el Agua y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología para su realización. Por tanto, este estudio tiene como objetivo valorar la concentración de nitrógeno (N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, NTK) y coliformes del agua superficial del cauce de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, como resultado de escurrimientos y descargas provenientes de los agroecosistemas y de los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta, Tabasco.

2. MARCO TEÓRICO CONCEPTUAL

2.1. Teoría general de sistemas (TGS)

La Teoría General de Sistemas (TGS) se presenta como una forma sistemática y científica de representación de la realidad, así como una base para la formulación de la práctica del trabajo transdisciplinario. La TGS es representada bajo un paradigma científico con una visión holística e integradora. Sus principales objetivos son a) Estimular el desarrollo de un concepto en general, funciones y comportamientos sistémicos; b) Elaborar un conjunto de leyes que sean aplicables a los comportamientos sistémicos y 3) Desarrollar formulaciones de estas leyes (Arnold y Osorio, 1998).

De acuerdo con Von Gigch (1976), un sistema es una reunión o conjunto de elementos relacionados, donde los elementos de un sistema pueden estructurarse de conceptos, objetos y sujetos, como en un sistema hombre-maquina que comprende las tres clases de elementos. Un sistema es un agregado de entidades vivientes, o no vivientes o ambas, que se compone de otros sistemas a los que llamamos subsistemas. Sistemas más grandes o superordinales, los cuales comprenden otros sistemas y que llamamos el sistema total, suprasistema y el sistema integral. Para Churchman (1973), “Los sistemas se integran de un conjunto de elementos que trabajan agrupadamente para el objetivo general del todo”. Bertoglio (1982, 1992) lo denomina como un conjunto de partes coordinadas y en interacción para alcanzar un conjunto de objetivos. Para Checkland (1993), el concepto central “Sistema” engloba la idea de un grupo de elementos conectados entre sí, que forman un todo, que muestra propiedades del todo y no sólo propiedades de sus partes componentes.

El biólogo Ludwig von Bertalanffy (1901-1972), es conocido como el padre fundador de la TGS (Arnold y Osorio, 1998). El impulsor de otros desarrollos teóricos como: la teoría de la

complejidad (Muñoz, 2017), la teoría de los sistemas evolutivos (Wolfgang, 2005), la teoría de redes (Jurado, 2001), entre otros. Ludwig von Bertalanffy reconoce, que la TGS abarca un conjunto de enfoques como la teoría de conjuntos (Mesarovic, 1964), teoría de las redes (Rapoport, 1957), cibernética (Wiener, 1942), teoría de la información (Shannon y Weaver, 1940), teoría de los autómatas (Turing, 1936), teoría de los juegos (von Neumann, 1944), entre otras (Arnold y Osorio, 1998).

La TGS ha trascendido por diferentes generaciones, la primera generación o de la investigación operativa, trata sobre la interdependencia de los sistemas mecánicos. La segunda sobre la interacción y la auto-organización en función de la aplicación de la cibernética, de información económica, política, ambiental y social, y la tercera, que responde a la interdependencia, auto-organización y libertad de elección en el contexto de los sistemas socio-culturales (Cruz *et al.*, 2017). La cuarta incluye cuatro corrientes: la primera es la Cartesiana por Ronaldo García que ve “Sistemas complejos”; la segunda es la Humanista por Edgar Morín que se encarga de ver “La complejidad”; la tercera es la Sociológica por Niklas Luhmann quien aportó la “Teoría social autopoiética” y la cuarta es la de “Sistema en crisis” por Carlos Maldonado y Luis Torres con “La complejidad y su paradigma”. Esta última generación aportó un enfoque sistémico complejo, con una forma multidimensional de abordar la realidad y no reduccionista, con la finalidad de abordar los fenómenos complejos dentro de su múltiple diversidad (Cruz-Bautista *et al.*, 2017).

2.2. Enfoque de sistemas aplicados a la agricultura

De acuerdo Ruíz y Oregui (2001), en la actualidad existen varias opciones de manejar los conflictos mundiales, desde una perspectiva de sistemas, que han desarrollado y fortalecido diferentes enfoques como: el disciplinario, multidisciplinarios, interdisciplinarios y transdisciplinarios, que fortalecen el enfoque holístico como una modernidad compleja o como una forma holística de ver la actualidad. Para evaluar las actividades agrícolas, que mejor que utilizar un enfoque de sistemas. La agricultura depende de factores externos y pertenece a un sistema, y presenta problemas complejos interrelacionados cuyas soluciones pueden enfocarse desde una perspectiva de sistemas.

Gliessman *et al.* (2007) define a la agroecología como la aplicación de conceptos y principios ecológicos al diseño y manejo de los sistemas alimentarios. El enfoque agroecológico permite entender los procesos involucrados para la producción de alimentos, así como alternativas que

permitan operar estos procesos de forma sostenible. Para Casanova *et al.* (2016) el pensamiento sistémico contribuyó al origen del pensamiento agroecológico con base en teorías como la TGS y la cibernética. Así la agroecología se convirtió en una nueva forma de pensar dejando atrás al pensamiento reduccionista.

Asimismo, Ruiz-Rosado (2005) considera a la agroecología una ciencia que tiene como unidad de análisis al agroecosistema, sus bases teóricas y metodológicas son derivadas de herramientas científicas, y es complementada con la intervención de varias disciplinas. El pensamiento de sistemas y el enfoque sistémico fortalecen a la agroecología, y se complementa con las aportaciones teóricas y metodológicas de la disciplina, multidisciplinaria e interdisciplinaria. También considera los conceptos y principios ecológicos, sociales y económicos, por tanto, actualmente la agroecología se ha convertido en una transdisciplina.

2.3. Enfoque sistémico y la construcción del concepto del agroecosistema

La conceptualización del agroecosistema como un modelo abstracto de investigación, radica en su observación desde diversos planos de la realidad y puede utilizarse con diferentes enfoques, como: agrícolas, ecológicos, sociales, políticos y económicos que pueden hacer posible su integración. Además, presenta características de un sistema abierto y la intervención del ser humano, como el tomador de decisiones que interactúa con factores agroecológicos, físicos, biológicos, sociales, económicos, culturales y políticos (Ruíz 1995; Sarandón, 2014; Casanova-Pérez *et al.*, 2015).

El enfoque sistémico se encuentra en la corriente Galileana con una postura empírico-analítica, como un conocimiento a priori (Bautista *et al.*, 2017), el cual nace de la teoría general de sistemas (Bertalanffy, 1976), en la que se le consideró como un entorno real. Un sistema abierto posee cierta estructura, componentes, entradas (*inputs*), salidas (*outputs*), funciones e interacciones entre sus elementos y componentes (Vilaboa-Arroniz *et al.*, 2009). Cabe mencionar que con el surgimiento del triple desafío de la interdependencia, auto-organización y libertad de elección, en el contexto de los sistemas socio-culturales que enfrentó la tercera y cuarta generación de la TGS, se consideró abordar la complejidad de los sistemas con una visión interdisciplinaria (Bautista *et al.*, 2017).

El agroecosistema es una representación conceptual de la realidad. El enfoque de agroecosistemas se sustenta además en la teoría de sistemas complejos, el cual ofrece la

oportunidad de aproximarse a la realidad de forma multidimensional y no reduccionista (Bautista *et al.*, 2017).

De acuerdo con Hart (1979, 1985), un agroecosistema es un ecosistema con características de estructura y de función similar a un ecosistema natural y cuenta, por lo menos, con una población de utilidad agrícola que constituye una unidad de producción y que interactúa entre sí con elementos bióticos y físicos. Además de la existencia de flujos de materiales y energía que entran y salen de diferentes subsistemas del agroecosistema. Se encuentra intervenido por el hombre con el propósito de lograr objetivos específicos, principalmente, económicos y de producción de alimentos, fibras y otros servicios ambientales. Para Montserrat y Villar (1995), el agroecosistema es un sistema ecológico que integra niveles geofísicos (suelo y clima), bióticos (plantas y animales) y culturales asociados al ser humano; este último aprovecha y dirige el flujo trófico por medio de los herbívoros en el seno de un paisaje determinado.

Ruíz (1995) describe al agroecosistema como un ecosistema modificado por el hombre que interactúa con factores socioeconómicos y tecnológicos para la utilización de los recursos naturales con fines de producción y obtención de alimentos y servicios en beneficio del hombre por un periodo de tiempo. Al igual que Gliessman *et al.* (2007), coinciden que un agroecosistema es un ecosistema manipulado por el hombre con el propósito de establecer la producción agrícola. Según Sarandón (2014), los agroecosistemas son sistemas complejos cuyas propiedades están determinadas por sus componentes y las interrelaciones entre ellos, dentro de un marco de manejo donde el ser humano está íntimamente inserto en un contexto sociocultural que determina la manera en que toma sus decisiones.

Para Bautista *et al.* (2017), el enfoque de agroecosistemas normalmente se sustenta en la teoría de sistemas complejos, que ofrece la oportunidad de acercarse a la realidad, de forma multidimensional y no reduccionista. La conceptualización del agroecosistema como un modelo abstracto de investigación, radica en su observación desde diversos planos de la realidad y puede utilizarse con diferentes enfoques, tales como: agrícolas, ecológicos, sociales y económicos que puedan hacer posible su integración. Además, presenta características de un sistema abierto y la intervención del hombre, como el tomador de decisiones, que interactúan con factores agroecológicos, físicos, biológicos, sociales, económicos, culturales y políticos (Ruíz, 1995; Sarandón, 2014; Casanova-Pérez *et al.*, 2015).

Finalmente, entendemos a un agroecosistema como un enfoque de abordaje de la realidad

agropecuaria o una parte de la realidad donde interactúan una serie de elementos conectados entre sí, que forma un todo, que muestra propiedades del todo y no sólo propiedades parcializadas de sus componentes (Checkland, 1993).

2.4. Pensamiento de sistemas

El pensamiento sistémico se entiende como una comprensión de un fenómeno en el contexto de un todo superior que define o establece la naturaleza de sus relaciones. El concepto se considera útil en su aplicación para el cruce de diferentes ciencias y disciplinas. En general, el pensamiento sistémico se refiere a la conectividad, relaciones y contexto. El pensamiento sistémico se refiere a la complejidad, en el interior de un sistema puede ser programada u organizada a través de una maquina y puede derivar en nueva información. La cibernética, es una propuesta del pensamiento sistémico, desde sus orígenes la cibernética trabaja interdisciplinariamente en nuevos campos en los que confluyen teorías, conceptos y métodos disciplinarios diferentes. El pensamiento sistémico trata problemas de complejidad organizada y existe un entrelazamiento fuerte entre los enfoques sistémicos y la cibernética de primer y de segundo orden (Luengo-González, 2018).

El pensamiento agroecológico permitió contar con una visión más holística, para abordar dimensiones poco exploradas como sociocultural y la sociopolítica, dimensiones con fundamentos para la comprensión de la relación sociedad-naturaleza, dejando atrás el pensamiento cartesiano. Se considera que la nueva agroecología se encuentra en proceso de construcción (Casanova-Pérez, 2015) y de reinventarse.

2.5. Teoría de sistemas complejos

La teoría de sistemas complejos (TSC) constituye una propuesta para abordar el estudio de sistemas (naturales). De primera instancia es una metodología de trabajo interdisciplinario, pero a la vez es un marco conceptual que se fundamenta sobre bases epistemológicas en el trabajo interdisciplinario (García, 2006). Los sistemas complejos son aquellos que tienen muchos componentes y relaciones (Tarride, 1995). Las características del estudio de un sistema complejo requieren de una metodología interdisciplinaria, es necesario abordar el estudio de forma integral englobando a los elementos de análisis provenientes de tres fuentes: 1) El objetivo de estudio “el sistema complejo” un ejemplo es un sistema ambiental; 2) Marco conceptual desde el cual se

aborda el objetivo de estudio, lo que los investigadores identifican, seleccionan y organizan los datos de la realidad que se proponen estudiar y 3) en este inciso, se tiene que elegir los estudios disciplinarios que corresponden a aquellos aspectos o recortes de esa realidad compleja, visualizados desde una disciplina específica (García, 2006).

En los sistemas complejos las partes no pueden contener al “todo”, así que las fronteras de los sistemas son difíciles de determinar. Las características de sistemas complejos son la emergencia (los patrones del sistema emergen como resultado de los patrones de relaciones entre los elementos); relaciones de corto-rango (la información se recibe normalmente desde los vecinos más cercanos) y relaciones no lineales (pequeños estímulos pueden causar grandes efectos o ningún efecto) (Molina-Espinoza y Rivero, 2012).

2.6. La agroecología

La agroecología como ciencia estudia al agroecosistema, sus componentes y su relación e interacción entre sí, que pretende guiar a los sistemas agrícolas hacia la sustentabilidad por medio de un conjunto de prácticas bioecológicas, asimismo, forma un movimiento social que busca la variabilidad económica de las zonas rurales con el fin de combatir el hambre (FAO, 2017). Además existen otros conceptos de agroecosistemas como los ecosistemas domesticados que a través de la agroecología pueden ser estudiados, diseñados y manejados, para que sean productivos y conservadores de recursos naturales y que sean culturalmente sensibles, socialmente justos y económicamente viables (Álvarez-Salas *et al.*, 2014). Sans (2007) menciona que para reforzar la sustentabilidad de los agroecosistemas, es necesario realizar prácticas agrícolas que promuevan la diversidad y la actividad biológica; como el reciclaje de nutrientes y el agua, mantenimiento de suelos y el control de plagas de manera que se intente conservar la estructura y función del sistema natural, con la finalidad de mantener un equilibrio ecológico.

Las formas reducidas de manejo y diseños de diversificación dependen de las condiciones socioeconómicas y biofísicas de cada región. Los investigadores y agricultores trabajan en la definición de un diseño específico para incrementar el control natural en agroecosistemas específicos (Nicholls y Altieri, 2002). Los investigadores que estudian los sistemas agrícolas, creen que las nuevas propuestas (Altieri y Nicholls, 2004), con un enfoque agroecológico, con principios ecológicos para el desarrollo de sistemas sustentables dentro de locales específicos; que podrán combatir la pobreza y la seguridad alimentaria, debido a que aporta alimento

suficiente y mejora la calidad de vida del productor (Labrador y Altieri, 1995). Además deben estar dirigidas a los sistemas rústicos que los agricultores tradicionales han desarrollado o heredado a lo largo de los años (Altieri y Nicholls, 2004).

La gestión de la diversidad en los agroecosistemas tiene la intención de reforzar la sostenibilidad de los agroecosistemas mediante un equilibrio ecológico e integrar los componentes del ecosistema de forma que se mejore la eficacia biológica general, se preserve la diversidad y se mantenga la producción del sistema y su capacidad de autorregulación (Sans, 2007).

Los beneficios para desarrollar una nueva agricultura basada en la agroecológica son: a) la conservación de la biodiversidad (se reúne las diferentes funciones de las plantas y animales para que el ecosistema sea funcional); b) un sistema de producción que respete los ciclos ecológicos; c) diversidad de plantas para cubrir las diversas necesidades nutrimentales de los animales; d) fortalecimiento del sistema inmunológico de los animales para la disminución de enfermedades y/o para repelar ectoparásitos y/o plagas y e) una producción de alimento con mayor calidad nutricional para el consumidor (público perns).

El esfuerzo de mantener la diversidad en los agroecosistemas es para fortalecer su sostenibilidad, el equilibrio ecológico y la integración de los componentes del agroecosistema, de forma que se mejore la eficacia biológica, se preserve la diversidad, y se mantenga la producción del sistema y su capacidad de autorregulación (Sans, 2007). De acuerdo con Cuanalo (2009), la implementación de actividades tecnológicas y científicas encaminadas a la perdurabilidad de los procesos productivos basados en los agroecosistemas dirigen a la sustentabilidad de los recursos naturales. Pero para alcanzar la sustentabilidad en los procesos de producción es necesario el conocimiento estructural y funcional de éste, así como su implementación y operación. Por esto, se hacen co-responsables de encaminar a la sustentabilidad los investigadores, productores, intermediarios, comerciantes y consumidores. Por consiguiente, la intervención de todos estos en dichas actividades es fundamental para alcanzar, eventualmente, la sustentabilidad de los agroecosistemas.

Por tanto, la conceptualización de los agroecosistemas se ha construido considerando el pensamiento sistémico que contribuyó al origen del pensamiento agroecológico con aportaciones desde la teoría general de sistemas, y la cibernética como su base teórica primigenia (Casanova *et al.*, 2016). Lo que originó que desde hace más de cuatro décadas se eligiera a la agroecología como una nueva forma de pensar y hacer ciencia en relación a las actividades agrícolas con

enfoque analista, empirista y sistémico.

Sin embargo, este enfoque solo comprende el estudio de los componentes de los agroecosistemas y no a las intercomunicaciones de los mismos, ignorando las actividades científicas de carácter agroecológico, lo cual impide comprenderlos como una totalidad. Lo anterior, debido a que se basa en teorías radicales, donde el papel del productor como tomador de decisiones (controlador) ha sido expuesto sin considerar su contexto sociocultural y sociopolítico. Dejando sin abordar la necesidad de generar planteamientos más complejos con base a teorías que favorezcan el trabajo de carácter inter y transdisciplinario para contrarrestar la falta de actividades científicas en el campo de la agroecología (Casanova-Pérez *et al.*, 2016). Para Altieri (1995), una parte fundamental de los agroecosistemas es el controlador (hombre, familia), estos modifican, dirigen y definen la producción; asimismo toma la decisión con respecto a la finalidad del sistema.

Por su parte Cuanalo (2009), indicó que la implementación de dichas actividades tecnológicas y científicas encaminadas a la perdurabilidad de los procesos productivos, basados en los agroecosistemas, dirigen a la sustentabilidad de los recursos naturales. Sin embargo, para alcanzar la sustentabilidad en los procesos de producción es necesario el conocimiento estructural y funcional de éste, así como su implementación y operación. De manera que se intente conservar la estructura y función del sistema natural con la finalidad de mantener un equilibrio ecológico.

Sin embargo, la implementación de algunos agroecosistemas agropecuarios pueden llegar a producir residuos, y ocasionar efectos e impactos ambientales negativos en aguas superficiales y subterráneas, debido a la lixiviación de contaminantes (Agudelo-Londoño *et al.*, 2012).

2.7. El Agroecosistema

La agricultura forma parte de un sistema estructural funcional de la economía que, a su vez, se divide como parte de su evolución en sistemas parciales de producción. Es decir, de subsistencia, de transición y empresarial. Éstos se acoplan estructuralmente como sistemas de comunicación con sistemas de conciencia, específicamente como un controlador (humano) en su entorno social (mercado, agrícolas, política y la ciencia) y natural. El entorno y, particularmente el agroecosistema, puede ser afectado por diferentes perturbaciones que originan inestabilidad en el sistema social, lo que obliga a que este último emprenda acciones, a fin de procurar la conservación, restablecimiento del estado original y reproducción del agroecosistema (Casanova-

Pérez *et al.*, 2015).

2.8. Calidad del agua y su importancia

Puerto *et al.* (1999) y Marin (2014), consideran que la calidad del agua es la condición de ésta con respecto a sus características físicas, químicas y biológicas en su estado natural, o después de ser alterada por alguna actividad del hombre. Se considera que el agua es de buena calidad cuando sus principales características fisicoquímicas como oxígeno disuelto, pH, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitratos, coliformes fecales, temperatura, turbiedad y sólidos disueltos totales, no transmitan enfermedades y efectos desagradables al ser consumida. La importancia de contar con agua de buena calidad radica en que se evita la afectación de la salud pública y la de organismos, debido a su consumo y contacto con la misma (Puerto *et al.*, 1999).

De acuerdo con Organización Panamericana de Salud (OPS 1988) la calidad de agua es la concentración o cantidad de un componente que asegura que el sabor del agua es aceptable al paladar, y no causa ningún riesgo al consumidor e incluye el uso doméstico e higiene personal.

Según Cutimbo (2012), la calidad de agua es un parámetro importante que afecta a los ecosistemas y a la humanidad (la salud de una comunidad, la producción del alimento, actividades económicas, la salud de los ecosistemas y la diversidad biológica). Por tanto, la calidad del agua se relaciona con el nivel de la pobreza humana, la riqueza y los niveles de educación. Para Mejía (2005), el término calidad de agua es el conjunto de parámetros que indican que el agua puede ser utilizada para labores domésticos, recreación e uso industrial.

2.9. El origen epistemológico de la contaminación del agua

El hombre desde sus orígenes, ha utilizado e implementado técnicas y mecanismos para beneficiarse de los servicios que los recursos naturales le ofrecen para su subsistencia. Sin embargo, el aumento demográfico y su modernización e industrialización, así como la mala organización y poco conocimiento de las consecuencias del mal aprovechamiento de los recursos, ha provocado la contaminación de los ecosistemas. Como parte de su supervivencia tuvieron que implementar actividades como la agricultura y desvió el cauce de ríos, modificaron materiales para utilizarlos como medio de herramientas, construyeron casas más resistentes y domesticaron animales para trabajo de carga en el campo y para consumo. A través del tiempo, los humanos emigraron hacia tierras más fértiles y viables para subsistir, formaron comunidades

y poblaciones que con el paso del tiempo se volvieron grandes culturas y a su vez de los problemas ambientales (Salazar y Láriz, 2015).

Desde el punto de vista en la construcción de los paradigmas del pensamiento Occidental, la corriente del teocentrismo pasó al antropocentrismo, en ese cambio de pensamiento se dejó de buscar respuestas teológicas que trataran de explicar al mundo como un pensamiento integral de contacto espiritual a otro, que se destaca por ser un pensamiento analítico en la coherencia y racionalidad de teorías explicativas. La explicación científica y desarrollo tecnológico son las características principales de este cambio. A mediados del siglo XX, durante los años de posguerra como resultado de la confrontación del bloque soviético y el bloque americano, surgió un cambio en la tendencia del pensamiento, que estaría al servicio de la expansión del sistema capitalista, que ocasionó el deterioro de la naturaleza. Mientras tanto, en el Occidente se gestionaba el movimiento ambiental, que se oponía y se manifestaba fuertemente con críticas al proceso de modernidad y modernizado, que de alguna forma ocasiona perjuicios a la naturaleza (Caicedo, 2011).

Para 1970 los problemas de los recursos naturales eran percibido por diferentes corrientes, la primera fue dominada por la eficiencia económica “análisis costo-beneficio”, donde permitían al mercado la explotación de los recursos naturales, no importando la contaminación o degradación de éstos. Su concepción se fundamentaba en el utilitarismo y derechos de propiedad. La segunda fue la corriente preservacionista, centrada en la preservación integral de la biósfera, en la cual ningún aspecto constitutivo de la biósfera podría ser tocado o manipulado por las actividades del hombre, es decir; que el hombre no tiene ningún derecho sobre los recursos naturales (Quintero *et al.*, 2008). De acuerdo con Martínez (1992), los recursos naturales son los diferentes elementos producidos por la naturaleza sin la intervención del hombre, incluyendo las funciones y servicios que realiza la naturaleza, que satisfacen las necesidades del hombre. Se considera un recurso natural no renovable cuando la tasa de renovación del recurso es muy lenta, comparada con la tasa humana. Cuando la tasa natural de renovación es relativamente alta, es un recurso renovable.

Ante esta postura se generaron discusiones sobre las repercusiones ambientales del desarrollo económico, que se originaron a nivel de organizaciones internacionales y de los gobiernos. Se ha planteado una reforma con carácter tecnológico que permita mantener el crecimiento llamado “Desarrollo sostenible” con sus tres componentes o pilares: ambiental, social y económico.

Perspectivas que suelen calificar como ecología superficial (Caicedo, 2011). Una tercer corriente es la conservacionista, que considera a los recursos naturales y los problemas del ambiente como una restricción para el crecimiento económico. Sugiere que esta situación debe detenerse de manera significativa. Las primeras dos corrientes son el resultado de un enfoque reduccionista, y las otras dos provienen de forma diversa del compromiso entre economía por una parte; y de ambiente y recursos naturales por la otra (Quintero *et al.*, 2008).

Actualmente, la postura del ecocentrismo (defiende al medio ambiente por lo que vale por sí mismo, y no por lo que representan sus servicios que ofrece al hombre), se encuentra en conflicto con la postura del egocentrismo (defiende el desarrollo económico, con la liberación de mercados y la globalización económica, social y cultural). La primera propone un cambio de conducta con mayor compromiso socialmente y ambientalmente, con reflexiones de nuestra forma de vida actual. La segunda considera que habrá un mayor desarrollo tecnológico, con oportunidades de colonizar de forma artificial en otros lugares en caso de agotarse los recursos naturales (Gutiérrez-Yurrita, 2006).

A mediados del siglo XX, la corriente de la economía ecológica trata de resolver tanto los problemas ambientales, así como los económicos, pero con mayor importancia los económicos. La corriente del pensamiento económico incorpora las leyes de la termodinámica al análisis del proceso económico (Foladori, 2001a). El uso de los recursos naturales con fines económicos ocasionó daños ambientales y produjo residuos que a su vez perjudicó a los recursos naturales. De esta forma, surge la teoría de las descargas no puntuales en 1982, Griffin y Bromley son los pioneros y aportan el concepto “función de producción no puntual” (Ogley, 1997).

2.10. Contaminación del agua

Monforte y Cantú (2009) definen a la contaminación como un subproducto del desarrollo y del crecimiento económico, la cual ocasiona problemas de salud pública al inducir diversas enfermedades causadas, tanto por un agente agresor o como enfermedades crónicas degenerativas, que lamentablemente el sector marginado es el más afectado.

La humanidad desde sus principios ha utilizado los múltiples beneficios y servicios de los recursos naturales para su subsistencia. Sin embargo, el aumento demográfico y su modernización e industrialización, así como la mala organización y poco conocimiento de las consecuencias del mal aprovechamiento de estos recursos, han provocado la contaminación del

ecosistema. El recurso hídrico que es vital para la subsistencia de muchos organismos vivos incluyendo el hombre, ha sido fuertemente afectado por sustancias que provienen de desechos arrastrados a través de las escorrentías. Lo que ha hecho que diferentes instituciones gubernamentales y ambientales, universidades y diversas organizaciones están trabajando en conjunto o de forma particular, para evaluar el impacto de las actividades antropogénicas sobre los recursos hídricos a través de estudio de variables fisicoquímicas y biológicas del agua (Samboni *et al.*, 2007).

El origen de la contaminación del agua, básicamente, es la misma que en otros lugares del mundo. Es decir, las descargas no controladas de residuos sólidos y líquidos. Las descargas de aguas residuales se clasifican en: a) puntuales y b) no puntuales o difusas. Las primeras se incluyen las municipales e industriales (Jiménez, 2007), las segundas son originadas por el arrastre de desechos a través de los escurrimientos superficiales de las ciudades y de las áreas agrícolas, o la infiltración a los acuíferos de lixiviados de basureros o agroquímicos que originan problemas de control mayores a las fuentes puntuales (Arreguin *et al.*, 2007).

2.11. Fuentes puntuales de contaminación del agua

Los recursos hídricos son cuerpos receptores de residuos y sustancias nocivas provenientes de distintas fuentes de contaminación. Cuando se conoce el origen y al responsable de las descargas de agua contaminada, se denominan descargas puntuales y pueden ser de origen municipal o industrial (Pérez, 2008; Ruelas-Mojardin, 2010). El término “fuente puntual” significa toda infraestructura o medios perceptibles, empleados para la conducción o transporte de agua y materiales contaminados, los cuales se encuentran claramente delimitados. Algunos ejemplos de lo anterior son: tubería, canal, conducto, pozo, fisura discreta, contenedor, actividades concretas de alimentación de animales y material rodante. En este término no se incluyen las descargas agrícolas, de agua de lluvia ni el caudal de retorno de la agricultura de regadío (Ogley, 1997).

2.12. Fuentes no puntuales o difusas de contaminación del agua

Las fuentes de contaminación que no son posibles de identificar, cuantificar y controlar las concentraciones de contaminantes ni las descargas, se les llama fuentes o descargas no puntuales o difusas; son de naturaleza muy variada, por ejemplo, los efluentes de la agricultura (Pérez, 2008; Ruelas-Mojardin, 2010). Las actividades agrícolas son una de las causas más importantes

de fuentes no puntuales de contaminación, son relativamente difícil de evaluar sus impactos como la generación de sólidos producidos por la quema de pastizales y zonas cañera, el drenaje agrícola, las escorrentías provenientes de campos agrícolas o de pastoreo, además de las escorrentía pluvial, las fugas en tuberías que transportan combustibles o gasolineras y las fugas en la red de alcantarillado (Ruelas-Mojardin, 2010). La “contaminación difusa” tiene como efecto impactos ambientales negativos (González, 2007). En la Figura 1 se representan las principales fuentes puntuales y difusas de contaminación de aguas superficiales y subterráneas.

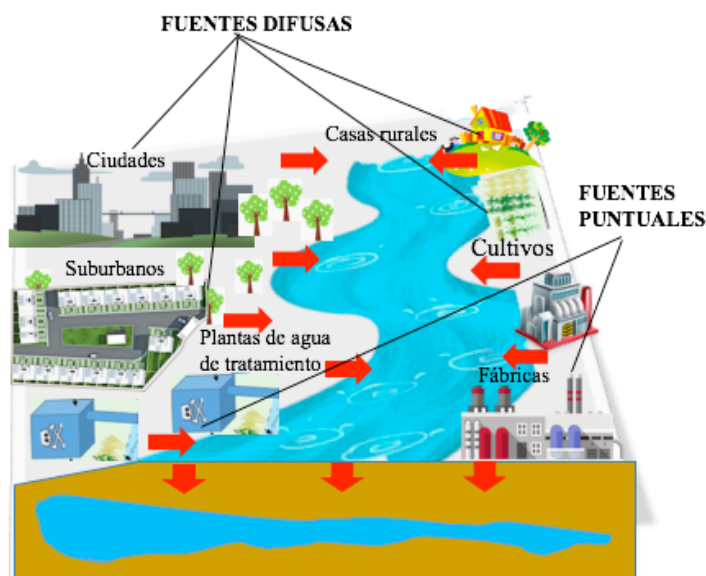


Figura 1. Fuentes difusas y puntuales de contaminación de aguas superficiales y subterránea.

En algunos países las unidades ganaderas en confinamiento se consideran fuentes puntuales, pero los derrames de las instalaciones de almacenamiento de residuos provocados por accidentes, fenómenos climáticos, y la escorrentía por la aplicación de nutrimentos en la agricultura, se encuentran entre las fuentes no puntuales de contaminación del agua (Pérez, 2008).

Las fuentes de contaminación no puntuales o difusas, que pertenecen al United State Environmental Protection Agency (US-EPA), son controladas por la legislación que requiere el tratamiento de puntos de contaminación de aguas específicas y normas de calidad. Sin embargo, el nivel de tratamiento y la efectividad en la aplicación de la legislación varían significativamente de un país a otro (Ogley, 1997; FAO, 2013). El enriquecimiento de las aguas subterráneas por nitrógeno, para Estados Unidos y Europa se debe a la agricultura (FAO, 2013). Los problemas particulares de la contaminación difusa del sector agropecuario fueron estímulos

para el desarrollo de una corriente teórica conocida como “teoría de las descargas no puntuales” (Pérez, 2008).

2.13. Teoría de las descargas no puntuales (DNP)

Con base a estudios de investigación la Agencia para la US-EPA, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO) y la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), han concluido que las actividades agropecuarias (actividades agrícolas y cambio de uso de suelo) generan residuos que son causantes del deterioro de la calidad de agua, tanto en países desarrollados y subdesarrollados. Los residuos generados por estas actividades, se les denomina descargas no puntuales (DNP). En el marco conceptual de la corriente “economía ecológica” y bajo el régimen de las políticas agroambientales, se desarrolló una corriente teórica para la contaminación difusa del sector agropecuario llamada “teoría de las descargas no puntuales”. Se le atribuye a Griffin y Bromly (1982), ser los pioneros por sus aportes con la teoría de “función de producción no puntual” (FPNP), para medir en forma directa las descargas agropecuarias que no podemos observar, donde emplearon relaciones determinísticas para la construcción de instrumentos. Posteriormente en 1986 Shortle y Dunn, emplearon el trabajo de FPNP y construyeron un modelo más sofisticado, el que reconocen que las emisiones no puntuales no son determinísticas, sino estocásticas y no observables, que los procesos de destino y transporte de contaminantes también son estocásticos y que existe asimetría en la información entre el agente regulador y el productor. Con base a los dos trabajos anteriores, en el 2003 Eirik Romstad realizó un modelo aplicando incentivos económicos de acuerdo a la aplicación del manejo de buenas prácticas para las personas dedicadas a las actividades agropecuarias (Pérez, 2008). En el Cuadros 1 se muestran los límites máximos permisibles (LMP) de contaminantes en descargas de aguas nacionales.

Cuadro 1. Límites máximos permisibles (LMP) según los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 de los parámetros fisicoquímicos en aguas superficiales en México.

Parámetros físicos									
LMP	Temperatura °C		Conductividad eléctrica $\mu\text{s}/\text{cm}^{-1}$			Turbidez			
NOM-001-	40 ^{1,2,3}		N/A			N/A			
SEMARNAT-1996	N/A		1000			Condiciones naturales			
N/ACE-CCA-001/89	N/A		1000			Condiciones naturales			
Parámetros químicos									
	pH	OD mg L^{-1}	SDT mg L^{-1}	SST mg L^{-1}	Nitrógeno total mg L^{-1}	N-NH ₃ mg L^{-1}	N-NO ₂ mg L^{-1}	N-NO ₃ mg L^{-1}	Fósforo total mg L^{-1}
NOM-001-SEMARNAT-1996	N/A	N/A	N/A	150 ¹ 75 ² 40 ³	40 ¹ 40 ² 15 ³	N/A	N/A	N/A	20 ^{1,2} 5 ³
CE-CCA-001/89	4.5-9 ¹ 5-9 ⁴	>5 ³ >4 ⁴	500 ²	500 ²	N/A	0.06 ³	0.05 ⁴	5 ⁴ 0.04 ³	0.01 ³
Parámetros biológicos									
	Coliformes totales NMP/ 100 mL			Coliformes fecales					
NOM-001-SEMARNAT-1996	N/A			N/A					
CE-CCA-001/89	1000 ¹			1000 ^{1,3}					

(1): Para riego agrícola; (2): Uso público urbano; (3): Protección de vida acuática de agua dulce; (4): Fuente de abastecimiento de agua potable; (5): Niveles que pueden causar eutrofización en ríos y lagos.

2.14. Interconexión del enfoque, análisis y pensamiento sistémico de los agroecosistemas con un sistema complejo “Cuenca hidrográfica”

La cuenca hidrográfica es una unidad sistémica natural, posee una estructura en el espacio rodeada por una frontera, sus límites se determinan a simple vista porque están conformados por la línea más elevada del área. Cuenta con diferentes entradas, una de ellas es el ciclo hidrológico, por medio de la precipitación contribuye al flujo de agua en los ríos (opera en ella internamente), que permite su salida por las desembocaduras o cualquier otro uso (Martínez, 2006; Cabrera, 2011).

Existen interacciones entre elementos como la deforestación en zonas altas que originan inundaciones en zonas bajas. Está integrada por subsistemas como el biológico (la flora y fauna,

y cultivos del hombre), el físico (suelo, subsuelo, geología, recursos hídricos y el clima), económicos (agricultura, ganadería, recursos naturales, industrias), servicios (camino, carreteras, energía, asentamientos y ciudades), el social integrado por elementos demográficos, institucionales, tenencia de la tierra, salud, educación y vivienda. Así como culturales, organizaciones, políticos, etc. Los procesos hidrológicos presentes en el ciclo hidrológico de una cuenca se caracterizan por ser: 1) No lineales, pues tienen variaciones complejas en el espacio y en el tiempo; 2) No estacionarios, pues están sujetos a periodicidad y tendencias; 3) Variables en el espacio, debido a las características variables del suelo, del uso y del clima a lo largo de la cuenca y 4) Variable en el tiempo, en todas las escalas (hora, día o mes) (Cabrera, 2011). De acuerdo con Martínez (2006), el manejo de cuencas se debe realizar bajo un enfoque sistémico y mecanicista. Para la valoración de la calidad del agua de una cuenca hidrológica, es importante evaluar las características físicas, biológicas, económicas y sociales.

García (2006) considera que el estudio de los sistemas complejos se deben abordar con una metodología interdisciplinaria de forma integral, comprendiendo los elementos de análisis provenientes de tres fuentes: 1) Objetivo de estudio “el sistema complejo” (un sistema ambiental), por ejemplo la cuenca baja del Río Usumacinta; 2) Marco conceptual, desde el cual se aborda el objetivo de estudio, lo que los investigadores identifican, seleccionan y organizan los datos de la realidad que se proponen estudiar, por ejemplo (calidad de agua, agroquímicos y agroecosistemas) y 3) Los estudios disciplinarios, que corresponden a aquellos aspectos o recortes de esa realidad compleja visualizados desde una disciplina específica. Para abordar el primer concepto del estudio “calidad de agua”, es necesario considerar un enfoque multidisciplinario.

Para Aguilar y Durán (2010), un enfoque adecuado para la gestión de recursos acuáticos es el concepto de calidad ambiental, que se refiere al grado de perturbación y potencial de conservación o perturbación. Es decir, al hablar de calidad de agua con un enfoque integral se debe ir más allá. Para determinar la calidad de agua, es necesario implementar disciplinas como la física, química, biología, ciencias ambientales, ciencias políticas y sociales, métodos y técnicas, etc., con la finalidad de estudiar diferentes variables .

Para realizar una investigación, es indispensable abordarla con la TGS, la cual nos explica que es un sistemas y sus componentes, considerando al agroecosistema. El objetivo y el problema de investigación, se debe desarrollar bajo un pensamiento y enfoque sistémico, debido a que es

necesario procesar la complejidad (teoría de sistemas complejos) de nuestra área de estudio con una multivisión para disminuir la visión reduccionista (Figura 2).

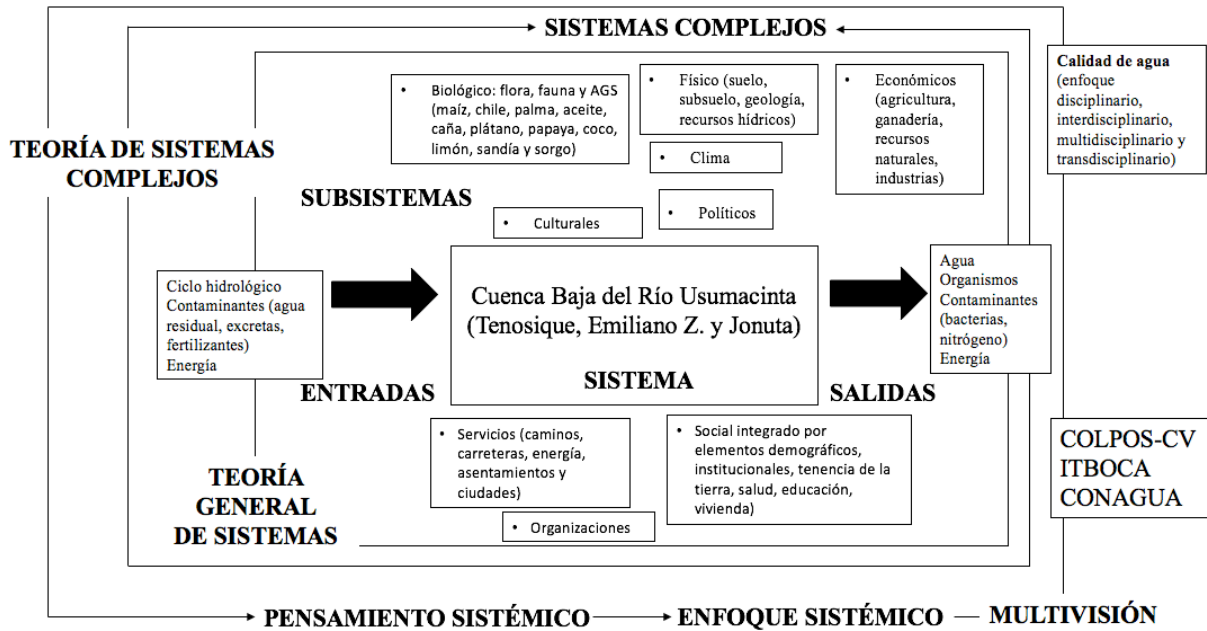


Figura 2. Diagrama de los elementos del sistema complejo hidrográfico “cuenca baja del Río Usumacinta”, y su relación con el análisis sistémico de los agroecosistemas.

2.15. Modelo teórico-conceptual para el análisis de la aplicación de fertilizantes nitrogenados y la presencia de coliformes

Para la realización del modelo de análisis teórico-conceptual del problema de investigación del presente estudio, fue necesario abordar diferentes aspectos filosóficos, teóricos-conceptuales y metodológicos. Con base en diferentes corrientes filosóficas como: a) Estructural-funcional, que construye ideas cognoscitivas, pero estas ideas no son producto de una actividad donde el objeto se descubre en su realidad (no es la descripción de la esencia), más bien el sujeto funge con un papel dominante y las ideas se originan más bien de los aparatos cognoscitivos del propio sujeto; b) Estructuralismo, que observa a la sociedad como un sistema, donde el cambio de una parte afecta a otras y al todo (Oquist y Oszlak, 1970); c) Corriente del positivismo, la cual involucra a la ciencia a través del método científico, en ésta durante muchos años se realizaron grandes descubrimientos que han permitido un importante desarrollo de la tecnología y el avance de la sociedad (Casal y Vilorio, 2002; Pérez, 2015); d) Corriente empirista, que a través de la experiencia práctica ha resultado eficiente para la generación de conocimiento (mediciones,

experimentaciones, inducciones controladas) (Padrón, 2007). Por tanto, abordar el análisis de un sistema complejo es necesario situarse en las bases del estructuralismo-funcional, positivismo lógico y el empirismo. Se debe considerar también al pensamiento holístico, el cual nos explica que el todo es mayor que la suma de sus partes.

El modelo de análisis de investigación, se realizó bajo un enfoque sistémico. El enfoque sistémico se encuentra en la corriente Galileana con una postura empírico-analítico, como un conocimiento a priori, esta nace de la TGS. Cabe mencionar que con el surgimiento del tripe desafío de la interdependencia, auto-organización y libertad de elección, en el contexto de los sistemas socio-culturales que enfrentó la tercera y cuarta generación de la TGS, se consideró abordar la complejidad de los sistemas con una visión interdisciplinaria (Bautista *et al.*, 2017).

La TSC constituye una propuesta para el estudio de sistemas (naturales). De primera instancia es una metodología de trabajo interdisciplinario, pero a la vez es un marco conceptual que fundamenta sobre bases epistemológicas el trabajo interdisciplinario (García, 2006).

Este modelo de análisis de investigación se abordó desde la perspectiva de un sistema complejo (Figura 3), que parte del enfoque-sistémico-metodológico, es decir con un enfoque metodológico cuantitativo. La elección de este enfoque es para determinar la complejidad de un sistema, el cual se encuentra en estrecha relación con otros sistemas complejos (Maldonado, 2003). El uso de un enfoque descriptivo fenomenológico donde el sujeto se ve inmerso en las descripciones del fenómeno, el sujeto queda fuera a y como distinto de, corriendo el riesgo de caer en la subjetividad. Maldonado (2003) lo sugiere como un método insuficiente para el estudio y comprensión de los sistemas complejos. La objetividad es una cuestión epistemológica, porque la observación es un proceso activo de producción de datos obtenidos de lo observado que es modificado y finalmente, porque la escala y/o medida con la que se pretende dimensionar algo externo al sujeto y siempre representará un valor (Brunet y Morell, 2001).

De acuerdo con Martínez (2006), una cuenca hidrográfica, es una unidad sistémica natural, tiene los elementos esenciales de un sistema. Además, los procesos hidrológicos presentes en el ciclo hidrológico poseen características de un sistema complejo no lineal. Características como escala, tiempo y espacio, representarán transiciones de fase de primer y segundo orden, que establecen la dinámica del sistema, que es lo mismo a la complejidad del sistema (Maldonado, 2003).

El estudio de los sistemas complejos, no es otra cosa que, estudiar procesos, comportamientos, fenómenos y procesos variables, frente a los cuales evita cualquier tipo de relativismo, se

establecen grados y modos de complejidad. Para un mejor entendimiento del comportamiento de los sistemas complejos, es necesario utilizar herramientas como la termodinámica y la mecánica estadística para alcanzar el entendimiento de las fases de transición de segundo orden (Maldonado, 2003).

Para Aguilar (2010), un enfoque adecuado para la gestión de recursos acuáticos es el concepto de calidad ambiental, que se refiere al grado de la perturbación y al potencial de conservación. Es decir, al hablar de calidad de agua con un enfoque integral (enfoque de la economía ecológica) que debe ir más allá. Así como, el enfoque de cuenca usando herramientas de sistemas de información geográfica, para la identificación de las fuentes puntuales y no puntuales de contaminación relacionada con asentamientos humanos (Torres *et al.*, 2013). La complejidad hace emerger nuevas propuestas, de esta manera separa al paradigma cartesiano que simplifica, reduce y fracciona al objeto de estudio (Álvarez-Salas *et al.*, 2014). Para fortalecer una visión holística en la práctica de la investigación, se debe utilizar un enfoque epistemológico y como base a la teoría de sistemas complejos (García, 2006).

Para el estudio de los sistemas complejos se tendrá que comprender, las interacciones que se establecen entre sus componentes, con la finalidad de explicar los fenómenos que se presentan dentro del sistema. Además este enfoque se complementa con la cibernética de segundo orden (inclusión del observador en el sistema observable). Por lo consiguiente, el enfoque epistemológico guía al enfoque metodológico. El uso de la agroecología para abordar la complejidad de los agroecosistemas, nos permite aproximarnos a la realidad desde un enfoque de sistemas complejos. El enfoque sistémico con un marco epistemológico de la investigación en agroecología, tiene como propósito la comprensión de los fenómenos en un lugar y tiempo, dimensiones que se pueden entender desde una base transdisciplinaria, donde la aproximación al objeto de estudio puede hacerse desde múltiples abordajes metodológicos (Álvarez-Salas *et al.*, 2014).

El análisis sistémico es una metodología que permite analizar estructuralmente, relacionadamente y funcionalmente. La metodología para la aplicación del análisis sistémico cuenta con dos fases: un diagnóstico (diagnóstico integral del objeto de estudio, que muestre sus recursos para detectar componentes estratégicos como elementos, actores y variables) y análisis sistémico (realizar un análisis estructural, funcional y racional externo, estos análisis aportan un conocimiento sistémico integral del objeto de estudio) (Ortega y Segobia, 2017).

De acuerdo Ruíz y Oregui (2001), en la actualidad existen varias opciones de manejar los conflictos mundiales, desde una perspectiva de sistemas, que ha desarrollado y fortalecido diferentes enfoques como disciplinario, multidisciplinarios, interdisciplinarios y transdisciplinarios, que fortalecen el enfoque holístico como una modernidad compleja o como una forma holística de ver la actualidad. Ruiz-Rosado (2005) comparte la misma opinión y el considera que la agroecología es una ciencia que tiene al agroecosistema como unidad de análisis, sus bases teóricas y metodológicas son derivadas de herramientas científicas, y es complementada con la intervención de varias disciplinas. El pensamiento de sistemas y el enfoque sistémico fortalecen a la agroecología y se complementa con las aportaciones teóricas y metodológicas de la disciplina, multidisciplinaria, la interdisciplina y considera los conceptos, y principios ecológicos, sociales y económicos.

El pensamiento sistémico trata problemas de complejidad organizada y existe un entrelazamiento fuerte entre los enfoques sistémicos y la cibernética de primer y de segundo orden (Luengo-González, 2018). La cibernética es una propuesta del pensamiento sistémico, desde sus orígenes la cibernética trabaja interdisciplinariamente en nuevos campos en los que confluyen teorías, conceptos y métodos disciplinarios diferentes.

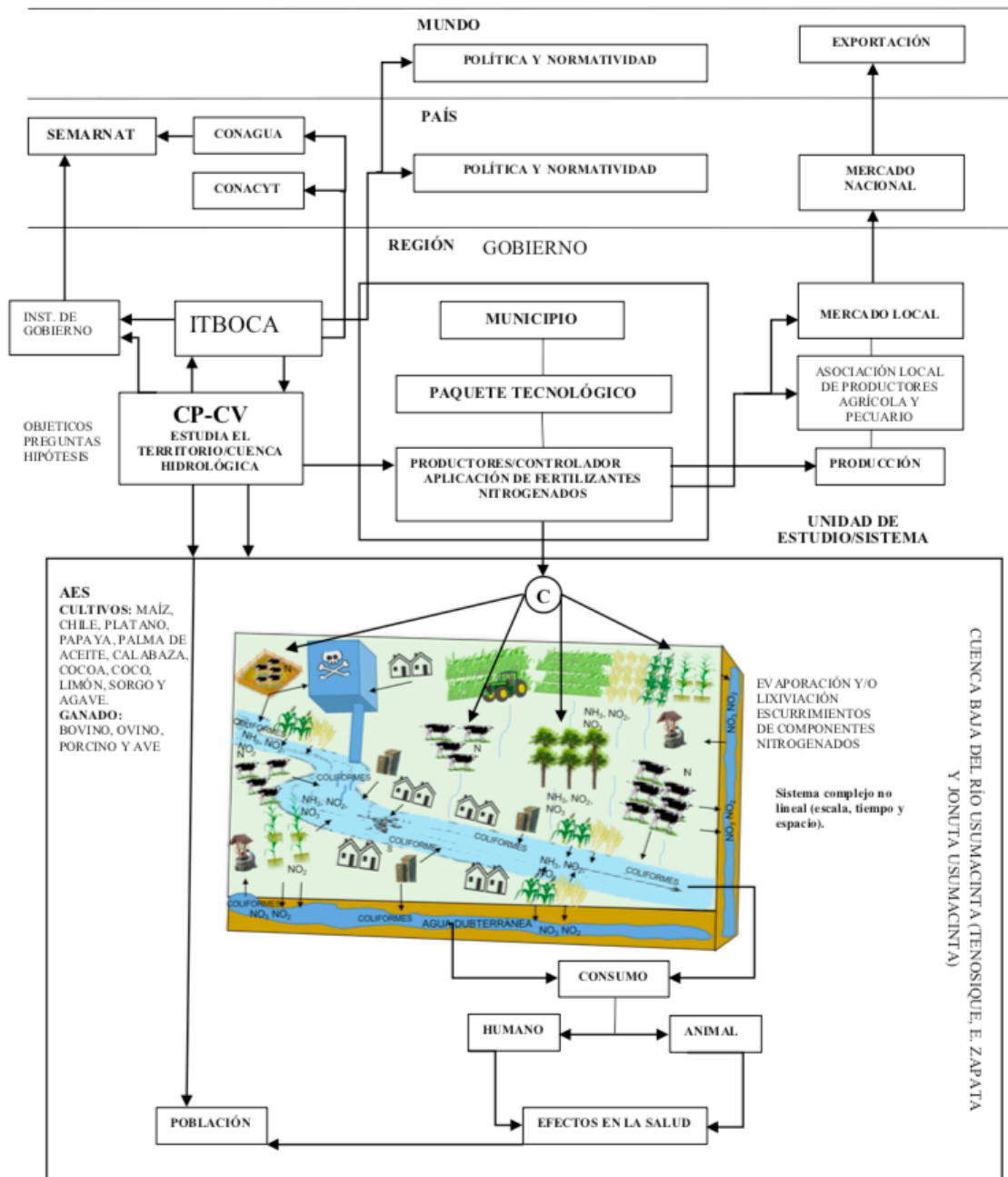


Figura 3. Modelo de análisis teórico-conceptual para el análisis de la aplicación de fertilizantes nitrogenados en los agroecosistemas y la presencia de coliformes, y su efecto en la calidad del agua.

3. MARCO REFENCIAL

3.1. Recurso hídrico

De los 1,400 millones de kilómetros cúbicos de agua que existen aproximadamente en el mundo, el 97.5% se encuentra distribuida en los océanos y mares (agua salada), la cual no es apta para el

uso agrícola, doméstico e industrial. Únicamente el 2.5% es agua dulce y el acceso a ella para uso humano dependerá del manejo de los recursos hídricos y de las limitaciones que puedan existir en el medio natural. La valoración del agua como buena o de mala calidad dependerá del uso que tenga (Badii *et al.*, 2008). Algunas de las funciones importantes del agua en el planeta son las siguientes: a) es fundamental para el origen de la vida; b) ayuda en el equilibrio del planeta; c) es importante para los seres vivos; d) es vital para la subsistencia de los ecosistemas; e) tiene implicaciones en la variabilidad del clima; f) es fundamental para la biodiversidad y g) el agua es importante como un medio de transporte, intercambio y transformación (Caicedo, 2011).

3.2. La importancia del agua en la agricultura

La función principal de la agricultura es la producción de alimentos y otros productos básicos. En los países marginados, la agricultura representa una posibilidad en la reducción de la pobreza y la seguridad alimentaria, así como la generación del crecimiento económico en países con economías en desarrollo, que dependen de este sector (Dethier y Effenberger, 2012), además de ofrecer oportunidades de empleo a la economía rural no agrícola (Dethier y Effenberger, 2012). Para lograrlo, es necesario tener un ambiente favorable y políticas que garanticen la estabilidad, equidad social y ambiental de la agricultura (Griffon y Koohafkan, 1999). A finales de los años 70's, el uso del agua para la agricultura de riego incrementó la producción de alimentos y apoyó la nutrición mundial disminuyendo la hambruna. Sin embargo, debido al crecimiento demográfico y el cambio climático, se estima que la agricultura enfrentará una mayor demanda de consumo de agua (Badii *et al.*, 2008).

CONAGUA (2017) indicó que el mayor uso de agua en México es del sector agrícola con un 76%. Debido a que México cuenta con más de 4 mil unidades de riego, en el 2016 se le destinó un volumen de agua de 66 048.7 hm³, de los cuales el 36% del agua concesionada es de origen subterráneo. En el 2007 la superficie en unidades agrícolas de producción fue de 30.2 millones de hectáreas (18% de riego y el resto de régimen de temporal). En el 2016 en México, la superficie sembrada bajo riego fue de 6.05 millones de hectáreas, de las cuales aproximadamente la mitad se ubican en 86 distritos de riego, y el restante en más de 40 mil unidades de riego.

Sin embargo, la FAO (1996) proyectó con base en investigaciones sobre el recurso hídrico que en el futuro la agricultura bajo riego se afectaría por la disminución en la cantidad de agua utilizada por hectárea y por unidad de producto. Por tanto, el sector agrícola tendrá que recurrir

con mayor frecuencia a la utilización de aguas de calidad marginal, las cuales no son aptas para su uso y consumo en otros sectores.

3.3. Entradas de nutrientes a los ríos

El uso y aumento de aplicación de agroquímicos sintéticos se intensificó a mediados del siglo XX como parte del modelo de la Revolución Verde y la industrialización (Benites-Díaz y Miranda-Contreras, 2013). Esto a la larga ocasionó la contaminación en los ríos, lagos y acuíferos por agentes contaminantes como nutrientes, plaguicidas, minerales y aportes de sedimentos y patógenos (Pérez, 2008).

La disponibilidad de algunos nutrientes en los cuerpos de agua como los ortofosfatos, se relacionan con la presencia de descargas originadas por actividades antropogénicas alrededor de los ecosistemas. Los ortofosfatos intervienen en el proceso de eutroficación en los cuerpos hídricos por la descomposición de la materia orgánica y consecuente disminución de oxígeno en la columna de agua. Esto genera un aumento en las concentraciones de amonio y una disminución del nitrógeno en el medio acuático (Correl, 1998).

Los nitratos y nitritos en los sistemas hídricos pueden influir en la formación de fenómenos naturales (Aubriot *et al.*, 2005). Como efecto negativo de la variabilidad hidrológica, se originan zonas de hipoxia o baja concentración de oxígeno (2 mg/L o menor al 30% de saturación), que afectan negativamente las tramas tróficas; al disminuir la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema, lo que se traduce como una disminución en las pesquerías.

La presencia de zonas urbanas, actividades agropecuarias e industriales y la presencia de humedales; representa una matriz espacial que puede afectar la dinámica de los nutrientes y el carbono, así como su transporte y exportación por los ríos al mar (López-Hernández *et al.*, 2015). Los escurrimientos y aumento sobre los flujos de nutrientes en las cuencas agrícolas, debido a los altos aportes de fertilizantes, originados por la reducción de la vegetación natural de las cuencas, efecto producido por los cambios de uso de suelo, ocasionan el incremento de drenajes agrícolas (Martínez *et al.*, 2013). Un ejemplo, es el impacto negativo de la actividad agrícola de cultivos de maíz y los asentamientos humanos sobre la calidad del agua de la subcuenca del Río Mocal. Debido a las altas concentraciones de fertilizantes que superaron los máximas permisibles de la normatividad en lugares como: Tixila, La Haciendita y el límite entre Honduras y el Salvador (Villatoro, 2015).

Por otra parte, las actividades turísticas que dan lugar al aumento de aportes de nutrimentos de origen humano. Con una marcada tendencia en el aumento de la entrada de nitrógeno y fósforo de fuentes urbanas en temporadas cálidas (Martínez *et al.*, 2013) y acarreamiento de sedimentos por la erosión originada del uso agrícola. Mientras que, en otras cuencas los mayores escurrimientos superficiales y arrastre de nutrimentos se asocian a la temporada de lluvias, principalmente durante los meses de junio a octubre (Osuna *et al.*, 2015).

De acuerdo con Rendon *et al.* (2008), se han registrado residuos de compuestos orgánicos persistentes como los policlorobifenilos (organoclorados) en aguas superficiales del sureste de México, durante temporada de estiaje y lluvias, siendo ésta última donde se registró mayor distribución de los contaminantes. También se ha registrado el uso de peces (bagre) como biomarcadores, los cuales indican que los organismos estuvieron expuestos y/o que ya tiene efectos adversos sobre ellos. Para Mendoza-Flores (2015), la presencia de agentes nitrogenados como el nitrato en aguas superficiales, es mayor durante temporada de lluvias cuando existe la presencia de vegetación alrededor de los ríos. De acuerdo a un estudio realizado por Guzmán-Colis *et al.* (2001), no existe variación temporal de las concentraciones de contaminantes como materia orgánica, nutrimentos, tóxicos orgánicos, bacterias (coliformes) y metales pesados en aguas superficiales. Sin embargo, la presencia de descargas aledañas a las aguas superficiales provocan el aumento de estos contaminantes.

3.4. Potencial de contaminación del recurso hídrico

La contaminación del agua es una preocupación mundial (FAO, 1996; Mateo-Sagasta *et al.*, 2017). Las fuentes que contribuyen a la contaminación del medio ambiente y al deterioro de la calidad del agua de ríos, lagos, acuíferos y aguas costeras en diversas partes del mundo son: los asentamientos humanos, lixiviados de basureros y contaminación difusa por actividades agropecuarias, tales como el uso indiscriminado de agroquímicos, los residuos de las dietas en animales con aditivos químicos, aplicación del estiércol de ganado en los suelos, excretas de animales de granjas cercanas a la orilla del río, sales, sedimentos, carbono orgánico, patógenos, metales pesados, residuos de medicamentos en aguas superficiales, la emisión de gases de fábricas, vehículos y quema y derrame de combustibles (FAO, 1996; Pretty y Conway, 2014; Eugercios *et al.*, 2017; Mateo-Sagasta *et al.*, 2017; FAO, 2018). Así como la falta de gestión de aguas residuales domésticas e industriales (Perevochtchikova y Arellano-Monterrosas, 2008).

Como consecuencia origina impactos negativos en aguas superficiales y en la salud pública (FAO, 1996). La contaminación pone en riesgo la escasez del recurso hídrico al igual que a la economía y la salud humana (Mateo-Sagasta *et al.*, 2017).

3.5. Principales contaminantes químicos y biológicos del agua

Las principales causas de contaminación del agua en México son: 1) Contaminación microbiológica por desechos de aguas municipales no tratadas; 2) Sustancias químicas de desechos industriales; 3) Fertilizantes y pesticidas; y 4) La intrusión salina. Estas causas provocan la prohibición del uso y consumo del agua para consumo humano, además, afecta y compromete la subsistencia de la biodiversidad que vive en los cuerpos de agua afectando el ciclo hidrológico (Monforte y Cantú, 2009).

De acuerdo con Vörösmarty *et al.* (2010), la extracción de agua para el suministro del sector agrícola y para el consumo humano impactan sustancialmente en la diversidad de los cuerpos de agua, además de la migración, y cambio de régimen de flujo y especies no nativas. La falta de protección de los recursos hídricos precautoria pone en riesgo el 65% del hábitat de la biodiversidad de estos ecosistemas. Debido a lo anterior, es recomendable el uso de estrategias para garantizar la seguridad global, por medio del uso de herramientas como programas con enfoques Framework para garantizar la seguridad global del agua tanto para humanos como para la biodiversidad acuática.

La contaminación hídrica ha originado consecuencias negativas en los cuerpos de agua, dando como resultado la poca disponibilidad de agua dulce de calidad. La contaminación difusa del agua tiene impactos negativos en el ambiente y en la salud pública (González, 2007; Vörösmarty *et al.*, 2010), debido a sus efectos deletéreos sobre la salud humana y el desequilibrio en la biodiversidad de su ecosistema (Pulido *et al.*, 2017). Los principales contribuyentes a la contaminación del agua que favorecen a la contaminación del medio ambiente y al deterioro de la calidad del agua de los ríos son: el fósforo, nitrógeno, sales, contaminantes emergentes, grasas y aceites, hidrocarburos, pesticidas o plaguicidas, metales pesados, bacterias, parásitos y virus (Cuadro 2).

Cuadro 2. Principales contaminantes químicos y biológicos de agua superficial y su origen.

Contaminantes químicos	
Contaminantes	Origen del contaminante
<ul style="list-style-type: none"> • Fósforo 	<p>Erosión del suelo; materia orgánica (bacterias del suelo, residuos de cosecha y materia orgánica en descomposición); fertilizantes agrícolas; residuos de dietas de animales con aditivos (minerales); contaminación de escorrentía urbana (detergentes y materiales orgánicos); vertido de efluentes de granjas acuícolas; granjas avícolas; sedimentos fluviales (sólidos movilizados a las aguas superficiales a través de las escorrentías en zonas agrícolas) (Mainstone y Parr, 2002; Elizondo, 2005; Jaji <i>et al.</i>, 2007; Elser, 2012; Cárdenas y Sánchez, 2013; Acosta y Cárdenas 2016; Mateo-Sagasta <i>et al.</i>, 2017).</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Nitrógeno (amonio, nitrato y nitrito) 	<p>Fertilizantes agrícolas; residuos de dietas de animales con aditivos químicos; aplicación del estiércol de ganado en suelos; excretas de animales de granja a la orilla del río; vertido de efluentes de granjas acuícolas; carbono orgánico; deposición atmosférica; lixiviación y escorrentías de nitratos (Medina-Morales y Cano-Ríos, 2001; Camargo y Alonso, 2006; González, 2007; Peña y Quijano, 2010; Martínez <i>et al.</i>, 2011; Cárdenas y Sánchez, 2013; Eugercios <i>et al.</i>, 2017; Mateo-Sagasta <i>et al.</i>, 2017; FAO, 2018).</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Sales (iones de sodio, cloruro, potasio, magnesio, sulfato, calcio y bicarbonato) 	<p>Descargas de sistemas de producción agrícola (Pérez-Espejo, 2012; Mateo-Sagasta <i>et al.</i>, 2017).</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Contaminantes emergentes (drogas residuales, hormonas y aditivos para piensos) 	<p>Lixiviación y escorrentías de excretas; residuos de dietas de animales con aditivos (antibióticos) en granjas acuícolas y de ganado; aplicación del estiércol y lodos en tierras agrícolas; vertederos de aguas residuales sin eliminación de contaminantes (Gil <i>et al.</i>, 2012; Reinoso <i>et al.</i>, 2017; Mateo-Sagasta <i>et al.</i>, 2017).</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Grasas, aceites e hidrocarburos 	<p>Mantenimiento vehicular; derrames por almacenamiento y manejo; emisiones vehiculares y escorrentía de carreteras; emisiones industriales, desperdicios alimentarios (Jaji <i>et al.</i>, 2007; Fernández-Labrada <i>et al.</i>, 2015).</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Pesticidas o plaguicidas (Herbicidas, insecticidas, fungicidas y bactericidas) 	<p>Aplicación municipal para controlar las plagas de mosquitos y malezas cercanas a las carreteras; agricultura; mantenimiento privado de pastos; infiltración de plaguicidas en las aguas a través de las escorrentías;</p>

- | | |
|---|--|
| <p>incluidos organofosfatos, carbamatos, piretroides, organoclorados)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Metales pesados: (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), y plomo (Pb) | <p>los desechos de aguas industriales y descarga inapropiada de aguas negras; transporte de aerosoles en forma de vapor, y precipitación con la lluvia (López-Ríos y Lechuga-Anaya, 2001; González, 2007; Gil <i>et al.</i>, 2012; Pérez-Espejo, 2012; Mateo-Sagasta <i>et al.</i>, 2017).</p> <p>Escorrentía urbana; aplicación en el suelo; agua y lodos residuales; residuos de sistemas de producción agrícola; de forma natural en la corteza terrestre (Jaji <i>et al.</i>, 2007; Prieto-Méndez <i>et al.</i>, 2009; Mateo-Sagasta <i>et al.</i>, 2017).</p> |
|---|--|

Contaminantes biológicos

- | | |
|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> • Desechos orgánicos biodegradables (materia orgánica) • Microorganismos patógenos 1) bacterias: <i>Campylobacter</i> spp., <i>Salmonella</i> spp., <i>Vibrio</i>, <i>Enterococos</i>, <i>Streptococos</i>, <i>Estafilococos</i>, <i>Clostridium botulinum</i>, <i>Escherichia coli</i> 0157, <i>Legionella</i>, <i>Mycobacterium</i> (<i>nontuberculous mycobacteria</i>), <i>Naegleria fowleri</i>, <i>Shigella</i>, <i>Staphylococcus aureus</i>; 2) Parásitos protozoarios y helmintos: <i>Ascaris lumbricoides</i>, <i>Acanthamoeba</i>, <i>Cryptosporidium parvum</i>, <i>Microsporidia</i> spp, <i>Giardia lamblia</i>, <i>Entamoeba histolytica</i> (amibas), <i>Cyclospora cayetanensis</i>, <i>Fasciola</i> | <p>Desechos agrícolas; lodos residuales; disposición de efluentes en el suelo (Mateo-Sagasta <i>et al.</i>, 2017).</p> <p>Falla en sistema de tanques sépticos; heces de animales en pueblos y ciudades; asentamientos humanos a las orillas del río; conexiones cruzadas ilegales de sistemas separados de alcantarillado; vertimiento de aguas residuales en los ríos; lixiviación de desechos de animales y humanos; descargas de aguas sépticas y residuales; escorrentías de aguas pluviales y de precipitaciones; arrastre de patógenos fecales por escurrimientos; contaminación de tuberías de agua potable; deficiencia en el tratamiento y distribución del agua de consumo; uso indiscriminado de aguas residuales crudas en el riego de cultivos de consumo humano; vertido de aguas crudas en aguas superficiales; falta de servicio higiénico conectado a la red pública o desagüe y uso de letrinas (Craun, 1988; Rose <i>et al.</i>, 2000; Perdomo <i>et al.</i>, 2001; Jaji <i>et al.</i>, 2007; Pérez-Condón <i>et al.</i>, 2008; Mora y Calvo, 2010; Pérez-Espejo, 2012; Cárdenas y Sánchez, 2013; Ramírez <i>et al.</i>, 2015; Fakhr <i>et al.</i>, 2016; Divya y Solomon, 2016; Mateo-Sagasta <i>et al.</i>, 2017).</p> |
|--|--|
-

hepática; 3) virus:
Adenovirus, Virus de la
Hepatitis A, *Enterovirus*,
Rotavirus y *Norovirus*

3.6. Efectos en la salud humana por consumo de agua contaminada

Los contaminantes son transportados a través de las cuencas hacia las zonas bajas de forma natural y por acciones antrópicas (Mainstone y Parr, 2002; Peña y Quijano, 2010). El aumento de nutrimentos como el nitrógeno y fósforo en los sistemas acuáticos producen la eutrofización de cuerpos de agua con florecimientos algales (Aubriot *et al.*, 2005; Peña y Quijano, 2010; Elser, 2012) de cianobacterias nocivas, estas condiciones pueden ocasionar intoxicaciones humanas y en consecuencia graves problemas en la salud pública (FAO, 2005; Pérez *et al.*, 2008; Anderson, 2009; Pérez-Morales *et al.*, 2016).

La contaminación del agua por fuentes nitrogenadas, proviene de los vertidos de aguas residuales domésticas e industriales en cauces de ríos. Además por el escurrimiento, desde zonas agrícolas, de fertilizantes nitrogenados orgánicos. La contaminación del agua por nitratos se ha convertido en un problema ambiental grave en casi todo el mundo (Camargo y Alonso, 2006) y con consecuencias que repercuten en la salud humana y animal (Medina-Morales y Cano-Ríos, 2001; Larios, 2009; Martínez *et al.*, 2011; Pretty y Conway, 2014; FAO, 2018).

En el ser humano, el consumo de agua contaminada con nitratos puede provocar el síndrome del bebé azul o metahemoglobinemia en infantes de 3 a 6 meses, enfermedades respiratorias (Cárdenas y Sánchez, 2013; Pretty y Conway, 2014), cáncer del tracto digestivo, vejiga y ovario, mutagenicidad, teratogenicidad, defectos de nacimiento, linfoma, y enfermedades coronarias. La contaminación por nitratos juega un papel en la etiología de la diabetes mellitus insulino dependiente, desarrollo de la hipertrofia tiroidea, abortos espontáneos y enfermedades respiratorias (Camargo y Alonso, 2006; Larios, 2009).

Por otra parte, la presencia de enterobacterias en cuerpos de agua son un indicador de contaminación fecal originado por desechos de animales y humanos a través de la lixiviación, descargas de aguas sépticas y residuales; y escorrentías de aguas pluviales. El consumo de agua contaminada con *E. coli* provoca enfermedades gastrointestinales, fiebre y diarreas (Craun, 1988; Divya y Solomon, 2016; Fakhr *et al.*, 2016), particularmente en individuos más vulnerables como los niños (Jaji *et al.*, 2007), ancianos y extranjeros (Fakhr *et al.*, 2016). Asimismo, el

Síndrome Hemolítico Urémico típico, se encuentra relacionado como secundario a una infección por *E. coli* productora de toxina de Shiga serotipo 0157 en niños (Campistol *et al.*, 2013; Ramírez *et al.*, 2015).

3.7. Impacto ambiental y a la salud pública por los diferentes contaminantes del agua

3.7.1. Fósforo

El fósforo (P) se encuentra de forma natural en el suelo, de manera orgánica e inorgánica de diversos compuestos fosforados, que mantienen un equilibrio entre ellos. El P se localiza tanto en forma disponible para las plantas como en residuos de cosechas en descomposición y microorganismos del suelo, y en formas no disponibles como son los residuos solubles de fertilizantes. El fósforo es un nutrimento esencial para cualquier forma de vida, y su disponibilidad futura es incierta. Sin embargo su mal manejo lo puede convertir en un contaminante del agua (Elizondo, 2005).

Impacto ambiental. Produce eutrofización de las aguas dulces, degradación ecológica, origina crecimientos de algas llamados florecimientos algales nocivos (FAN) por cianobacterias (*Microcystis*), producen la disminución de oxígeno disuelto en el agua, que puede afectar a todos los organismos aeróbicos de ecosistema (Elizondo, 2005; Pérez-Morales *et al.*, 2016). También los FAN provocan intoxicaciones en los animales terrestres y organismos marinos que consuman agua y organismos contaminados con toxinas (Anderson, 2009). La intoxicación por microcistinas causan mortandad por hipoxia, hepatotoxicidad y neurotoxicidad en mamíferos principalmente. Además, pueden producir olores desagradables y una apariencia repugnante de las orillas de los lagos y ríos, especialmente cuando las películas de los organismos se acumulan y comienza el proceso de putrefacción (García, 2009). Desestabilización de ecosistemas acuáticos, eutrofización y la incorporación de niveles tóxicos que pueden afectar a las comunidades biológica (Cárdenas y Sánchez, 2013).

Impacto a la salud pública. El fenómeno de los FAN por cianobacterias atenta contra la salud de las poblaciones que las utilizan para abastecerse de agua potable (Acosta y Cárdenas, 2016). Los efectos por exposición a los aerosoles tóxicos en aguas recreacionales son: irritación ocular, rash cutáneo, vómito, diarrea, signos de resfrío, úlcera en la boca y fiebre. Los daños a la salud por consumo de agua contaminada con cianobacterias son un peligro de daño hepático, carcinoma

hepatocelular y en algunos casos muy severos hasta la muerte, por la ingestión repetida de microcistinas (toxinas) en agua (Pérez-Morales *et al.*, 2016).

3.7.2. Nitrógeno

El nitrógeno (N) se encuentra disponible en el agua superficial como nitrato (NO₃) y amonio (NH₄) y como trazas de nitrito (NO₂). Puede transformar el amonio en nitrito y nitrato a través de un proceso llamado nitrificación, y bajo condiciones anóxicas, pueden desnitrificar nitrato a nitrógeno atmosférico (N₂) en un proceso llamado desnitrificación (WHO, 2016).

Impacto ambiental. Normalmente se encuentra en el agua como nitrato o amoniaco. Produce eutrofización en cuerpos de aguas dulces y marinas, contribuye a la formación de florecimientos algales nocivos en los ríos (cianobacterias) y en zonas costeras (dinoflagelados y diatomeas tóxicas), contaminación de fuentes de agua potable, acidificación de ríos y lagos, toxicidad directa de los compuestos nitrogenados y mortandad de organismos acuáticos (FAO, 2005; García, 2009), desestabilización de ecosistemas acuáticos, la incorporación de amonio y nitrito pueden afectar a las comunidades biológicas (efectos tóxicos sobre especies acuáticas) (Cárdenas y Sánchez, 2013), formación de nitrosaminas carcinógenas en el metabolismo de los mamíferos (WHO, 2016).

Impacto a la salud pública. Intoxicaciones tóxicas por consumo de peces y mariscos en zonas costeras (Anderson, 2009), enfermedades por contacto o ingesta de agua con nitratos que puede provocar el síndrome del bebé azul o metahemoglobinemia en infantes de 3 a 6 meses (Larios, 2009; Pretty y Conway, 2014; Eugercios *et al.*, 2017), enfermedades respiratorias, cáncer del tracto digestivo, vejiga y ovario, mutagenicidad, teratogenicidad, defectos de nacimiento, linfoma, y enfermedades coronarias. La contaminación por nitratos juega un papel en la etiología de la diabetes mellitus insulino dependiente, desarrollo de la hipertrofia tiroidea, abortos espontáneos y toxicidad (Cárdenas y Sánchez, 2013).

3.7.3. Sales

Las sales incluyen a los iones de sodio, cloruro, potasio, magnesio, sulfato, calcio y bicarbonato.

Impacto ambiental. Eleva los niveles freáticos de los acuíferos salinos y aumenta la filtración de agua subterránea salina en cursos de agua. Es una causa importante de la salinización en las zonas costeras, se refleja en los cuerpos de agua, ya sea directamente como sólidos totales

disueltos o indirectamente como conductividad eléctrica. Las aguas altamente salinas alteran los ciclos geoquímicos con impactos en los ecosistemas. La salinización puede afectar la biota (microorganismos, plantas, algas y animales) de agua dulce (Neira, 2006).

Impacto a la salud pública. Se encuentra relacionado con el desarrollo de litiasis urinaria, anencefalia, mortalidad perinatal, cáncer e infecciones de piel (Neira, 2006).

3.7.4. Contaminantes emergentes

Se les denomina contaminantes emergente a una variedad de productos químicos que incluyen a las drogas residuales, hormonas y aditivos para piensos (García-Gómez *et al.*, 2011).

Impacto ambiental. Se acumulan en el ecosistema y actúan como factores de magnificación trófica. Producen alteraciones de las funciones endocrinas (bloquean funciones hormonales), en peces afecta la fecundidad. Destrucción de especies de aves por la persistencia de medicamentos en el ambiente (Reinoso *et al.*, 2017).

Impacto a la salud pública. Genera algunos problemas como disruptores endocrinos y problemas hormonales. Influye en la función reproductiva, afecta tiroides, próstata, tamaño de testículos, pueden provocar la resistencia microbiana, irritaciones dérmicas, alteraciones endocrinas, alergias, alteración del metabolismo de la hormona tiroidea y es causante de desarrollo de tumores (Reinoso *et al.*, 2017).

3.7.5. Grasas, aceites e hidrocarburos

Impacto ambiental. Produce toxicidad, contaminación de sedimentos de ríos urbanos, contaminación de agua subterránea (nocivo en aguas superficiales), sabor (en aguas de abastecimiento humano). Contribuyen al efecto invernadero y a la formación directa del ozono sobre el nivel del suelo e indirectamente de la lluvia ácida (afecta flora y fauna). Tienen un alto potencial carcinogénico, mutagénico y teratogénico en organismos acuáticos (Vives *et al.*, 2001).

Impacto a la salud pública. Produce daños a la salud pública al reducir el suministro de oxígeno a los órganos y tejidos del cuerpo, causante de tumores malignos (Vives *et al.*, 2001).

3.7.6. Plaguicidas

Los plaguicidas son compuestos químicos usados por el hombre para el combate y/o control de plagas, enfermedades y malezas que afectan a los cultivos agrícolas, ganado, animales

domésticos, al hombre y al ambiente. Grandes beneficios y ventajas aportan estos compuestos, principalmente en el área de la salud pública y de la agricultura, y continúan siendo recursos de primera elección en muchas actividades de estas áreas específicas (Ramírez y Lacasaña, 2001).

Impacto ambiental. Deterioro importante de la calidad de la tierra y de mantos acuíferos, toxicidad, contaminación a las fuentes de agua potable, afectación de la biodiversidad en ríos, lagos y mares; mortandad de organismos acuáticos. Efectos por triazinas: acumulación de triazinas en cerebro, vesícula biliar y tracto digestivo (Bernal-González, 2012).

Impacto a la salud pública. Enfermedades crónicas (cáncer) y puede causar hasta la muerte por contacto o ingesta de agua contaminada con plaguicidas. Los efectos de organoclorados son daños neurológico, hepático y genético y efectos reproductivos. La exposición a altas dosis de dicloro difenil tricloroetano (DDT), producen síntomas neurológicos como parestesias, temblores, hiperexcitabilidad y convulsiones. Los efectos por carbamatos: causan depresión del sistema nervioso central, coma, convulsiones, hipotonía y efectos nicóticos, hipertensión, depresión cardiorrespiratoria, disnea, broncoespasmos y broncorrea (Bernal-González, 2012).

3.7.7. Metales pesados

Los metales pesados son elementos químicos metálicos que tienen una alta densidad y son tóxicos o venenosos incluso en concentraciones traza, ejemplos de metales pesados o algunos metaloides incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), talio (Tl), y plomo (Pb).

Impacto ambiental. Toxicidad en organismos marinos, contaminación de sedimentos de ríos. El cadmio se le reconoce como uno de los metales pesados con mayor tendencia a acumularse en las plantas. Causa severos desequilibrios en los procesos de nutrición y transporte de agua en las plantas (Prieto-Méndez *et al.*, 2009).

Impacto a la salud pública. Afectación de órganos y sistemas como riñón, pulmón, hígado, sistema gastrointestinal, sistema hematopoyético, sistema nervioso central y periférico. Generación de radicales libres y disminución en el funcionamiento de enzimas antioxidantes ocasionando un incremento en el estrés oxidativo celular (Nava-Ruiz y Méndez-Armenta, 2011).

3.7.8. Desechos orgánicos biodegradables (materia orgánica)

Los contaminantes orgánicos proceden de la descomposición de diversos componentes orgánicos.

Impacto ambiental. Consume oxígeno disuelto en el agua, origina hipoxia en los cuerpos de agua. Aumenta el riesgo de eutrofización, origina la proliferación de algas en lagos, embalses, y zonas costeras y la afectación de la vida acuática (Fernández-Labrada *et al.*, 2015), olores ofensivos y disminución de la biodegradabilidad (WHO, 2016).

3.7.9. Microorganismos patógenos

Los principales microorganismos patógenos contaminantes de las aguas superficiales se encuentran las: 1) Bacterias patógenas (*Campylobacter* spp., *Salmonella* spp., *Vibrio*, *Enterococos*, *Streptococos*, *Estafilococos*, *Clostridium botulinum*, *Escherichia coli* 0157, *Legionella*, *Mycobacterium (nontuberculous mycobacteria)*, *Naegleria fowleri*, *Shigella*, *Staphylococcus aureus*); 2) Parásitos protozoarios y helmintos (*Ascaris lumbricoides*, *Acanthamoeba*, *Cryptosporidium parvum*, *Microsporidia* spp, *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica* (amibas), *Cyclospora cayetanensis*, *Fasciola hepática*); 3) Virus (*Adenovirus* y Virus de la Hepatitis A, *Enterovirus*, *Rotavirus* y *Norovirus*) (Craun, 1988; Rose *et al.*, 2000; Perdomo *et al.*, 2001; Jaji *et al.*, 2007; Mora y Calvo, 2010; Pérez-Espejo, 2012; Cárdenas y Sánchez, 2013; Ramírez *et al.*, 2015; Fakhr *et al.*, 2016; Divya y Solomon, 2016; WHO, 2016; Mateo-Sagasta *et al.*, 2017).

Impacto ambiental. Incumplimiento con los estándares recreativos, pérdida del uso turístico o recreativo, (cerrado de playas), contaminación del ambiente (producen estructuras resistentes como quistes o huevecillos y se mantienen en el ambiente, que pueden llegar a contaminar fuentes de agua o cultivos como hortalizas, regados con aguas residuales y cultivos de moluscos bivalvos) (Ramírez *et al.*, 2015).

Impacto a la salud pública. El consumo de agua contaminada con microorganismos patógenos provoca infecciones y enfermedades gastrointestinales, fiebre, vómito, diarreas a individuos, disentería en ocasiones hasta pueden ocasionar la muerte en personas más vulnerables como los niños, bebés y ancianos (Craun, 1988; Fakhr *et al.*, 2016). El síndrome hemolítico urémico típico, se encuentra relacionado como secundario a una infección por *E. coli* productora de toxina de Shiga serotipo 0157 en niños (Ramírez *et al.*, 2015).

3.8. Indicadores para valorar la calidad del agua

La calidad de los diferentes tipos de agua, se evalúa a partir de variables físicas, químicas y biológicas de forma grupal o individual. La variabilidad hidrológica, fisicoquímica y la concentración de nutrimentos en aguas superficiales se encuentran asociados con la corriente y transparencia del agua. Actualmente, existen indicadores para la estimación de la calidad y contaminación del agua con base en la interpretación de las variables físicas, químicas y biológicas obtenidas de un programa de monitoreo (Samboni *et al.*, 2007). La calidad del agua de los ríos, es un indicador del efecto de las alteraciones en su entorno, las cuales muestran un impacto directo en la hidrología, condiciones físicas y químicas del agua (López-Hernández *et al.*, 2015). En general, la calidad de agua se determina confrontando las variables fisicoquímicas de unas muestras de agua con unas directrices de calidad de agua o estándares. Dependiendo el tipo de agua y su uso, se establecen normas con la finalidad de suministrar agua limpia y saludable para el consumo humano (Cutimbo, 2012).

De acuerdo con Partida-Sedas (2018), el desarrollo de planes de monitoreo para la evaluación de la calidad de agua es una herramienta, que aporta información periódica y que genera elementos que respaldan la toma de decisiones para el manejo ambiental. Los indicadores de calidad de agua se clasifican en indicadores físicos de la calidad del agua que pueden ser a) Sólidos (se clasifican por sus características químicas en sedimentables, suspendidos, coloidales o disueltos); b) Turbidez (el grado de claridad en la columna de agua, que se verifica por la penetración de la luz a través del líquido); c) Olor (que pueda indicar materia orgánica en descomposición o presencia de minerales); d) Temperatura (que altera un gran número de características del agua, ya que su aumento influye un gran número de características del agua, ya que su aumento influye en la tasa de las reacciones químicas y bioquímicas; e) Color, que revela materia coloidal en suspensión. Químicos: a) Iones mayores en agua. Incluyen los cationes calcio, magnesio, sodio y potasio, y los aniones bicarbonato, cloruros y nitratos. Las interacciones entre iones determinan muchas características químicas; b) Iones menores en agua. Comprenden cationes como aluminio, amonio, arsénico, bario, borato, cobre, hierro y manganeso, al igual que aniones como bisulfato, bisulfito, carbonatos, flúor, hidróxido, monofosfatos, difosfatos, trifosfatos, sulfuro y sulfito; c) especies inorgánicas. Principalmente metales pesados, entre ellos: arsénico, bario, cadmio, cromo, plomo, mercurio, selenio, plata, zinc y cianuro; d) nitrógeno y fósforo. Se identifican en fertilizantes para las plantas y se vierten con aguas residuales o de retorno agrícola

a cuerpos de agua. incluyen compuestos como: amonio, nitritos, nitratos, nitrógeno total, ortofosfatos y fósforo; y pH. Concentración del ión hidrógeno, que brinda las condiciones de neutralidad, acidez o alcalinidad del agua; f) Alcalinidad (capacidad del agua de neutralizar ácidos); g) Conductividad (parámetro que permite caracterizar la habilidad de una solución para conducir una corriente eléctrica; se determina por los iones en solución); h) Dureza (representa la suma de las concentraciones de calcio y magnesio).

Para Figueroa *et al.* (2003), los indicadores biológicos más utilizados incluyen a los macroinvertebrados bentónicos. Según CONAGUA (2008), la evaluación de la calidad del agua se lleva a cabo con base en cuatro indicadores: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendedos Totales (SST) y coliformes fecales. La DBO₅ y DQO son indicadores de la cantidad de materia orgánica presente en los cuerpos de agua, provenientes principalmente de las descargas de aguas residuales tanto de origen municipal como no municipal.

3.9. La calidad del agua en México y su diferentes usos

La Red Nacional de Monitoreo de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) es la responsable de vigilar la calidad del agua en México, lo cual se realiza mediante el monitoreo de los cuerpos de aguas (superficiales, subterráneos y zonas costeras). La CONAGUA cuenta con aproximadamente 5,000 sitios de muestreo ubicados en zonas con alta influencia de actividades antropogénicas en todo el país, en 187 de estos sitios se ha observado un alto grado de contaminación (CONAGUA, 2015). La calidad de agua se valora con la presencia y concentración de contaminantes como el nitrato, nitritos, amonio, detergentes, fósforos, bacterias coliformes y fecales, materia orgánica, metales pesados y sales iónicas que indican la introducción de aguas contaminadas a las agua subterráneas (Ruelas-Mojardin, 2010).

Los nacimientos de agua suelen ser de buena calidad, con valores de Índice de Calidad de Agua (ICA) entre 70 a 100% (Houbron, 2010). Algunas fuentes de agua subterránea son empleadas para el suministro de agua para consumo humano. Diariamente, el agua se utiliza de diversas formas en todas las actividades humanas, ya sea para subsistir, producir o para intercambiar bienes y servicios (Jiménez *et al.*, 2010). Los principales usos del agua son: 1) Agricultura 76.8%; 2) Público-urbano 15%; 3) Energía eléctrica 5% y 4) Industrial 4% (CONAGUA, 2017). Cabe mencionar que el principal uso del agua en México es el agrícola. Sin embargo, su

aprovechamiento en las actividades agrícolas es bajo y depende de la tecnificación de los sistemas de riego.

La deforestación, el incremento de zonas de cultivos, y uso de fertilizantes y plaguicidas han causado un impacto negativo en la calidad del agua (Pérez, 2008). El control de la calidad del agua es un problema complejo, que incluye el aumento de la sobreexplotación del recurso e incremento de los costos por abastecimiento y tratamiento antes de ser usado. Se ha reconocido que algunos factores, tales como: 1) La demanda creciente de agua, de manera exponencial, debido al constante crecimiento poblacional y un mayor desarrollo económico; 2) Desigual en la distribución del agua en tiempo y espacio; 3) Menor disponibilidad de agua ocasionada por la contaminación de ésta; y 4) Uso ineficiente del agua en diferentes sectores productivos, representan grandes retos para la gestión del agua en México (Badii *et al.*, 2008).

3.10. Marco legal de los recursos hídricos

Existen escasos programas de asesoramiento técnico orientados a la satisfacción de las necesidades de agua de los sectores productivos, manejo eficiente del agua y agroquímicos, modernización de la infraestructura para el manejo del agua y el cuidado de la salud pública y del ambiente. La aplicación del marco legal, por parte de las autoridades responsables de la vigilancia de la calidad del agua, no ha sido tan eficaz como lo demandan las actuales circunstancias respecto al cuidado del ambiente (Jiménez *et al.*, 2010).

Se puede considerar que la dificultad del control por parte de las autoridades mexicanas se deben a situaciones complejas por el nivel de desarrollo del país, como son: 1) La falta de coordinación entre los actores involucrados en el sector agrícola y en el cuidado del medio; 2) Heterogeneidad de los sectores agrícolas, es decir los grandes productores dirigidos al mercado de exportación en un extremo y agricultura de subsistencia en el otro; 3) Falta de información confiable sobre los niveles de contaminantes en los cuerpos de agua; 4) Escasa certidumbre en la eficiencia de instrumentos empleados en el monitoreo de la concentración de contaminantes en cuerpos de agua y la insuficiencia de programas de monitoreo en el país; 5) Poder político de algunos grupos de productores agrícolas que se oponen a ser regulados ambientalmente (Aguilar y Pérez, 2007); y 6) La indiferencia de las autoridades sobre los intereses económicos de las empresas transnacionales comercializadoras de agroquímicos (Jiménez *et al.*, 2010).

Aún cuando México cuenta con un marco legal y normatividad para el control de la contaminación del agua, no es suficiente. Para que exista este control, es necesario una legislación de mayor precisión y de medidas de política ambiental; que hagan posible las disposiciones jurídicas, revisión de los acuerdos internacionales sobre el uso del agua transfronteriza entre México y otros países colindantes. Asimismo, que ofrezcan beneficios económicos que premien el cumplimiento de la legislación en materia de agua o sanciones que castiguen a los que incurran en su incumplimiento (Aguilar y Pérez, 2007). Además, proporcionar educación y asistencia técnica a los usuarios del agua, con la finalidad de que exista una apropiada normatividad y políticas públicas. Y evitar el fortalecimiento de los programas de estabilización de cuencas hidrológicas transfronterizas, realizados por las instituciones gubernamentales y sociedad civil, que no consideran aspectos físico-naturales y socio-espaciales como por ejemplo; en la zona media y alta de las cuencas de Guatemala y Belice, Huehuetenongo y Guatemala (García *et al.*, 2011).

3.11. Cuencas hidrográficas

La cuenca hidrográfica es un área de terreno delimitada topográficamente que hace que el agua captada drene hacia un punto común en su parte más baja (Ordoñez, 2011; Mass, 2015). Una cuenca hidrográfica es una unidad hidrológica que ha sido descrita y utilizada como una unidad físico-biológica y también, en muchas ocasiones, como una unidad socio-económico-política para la planificación y ordenación de los recursos naturales (Sheng, 1992).

La cuenca hidrográfica es un sistema, que cuenta con entradas como el ciclo hidrológico, que por medio de la precipitación se puede medir la cantidad de agua que ingresa a la cuenca, además contribuye al flujo de agua en los ríos que permite su salida por las desembocaduras o cualquier otro uso. Existen interacciones entre elementos como la deforestación en zonas altas que originan inundaciones en zonas bajas. Está integrada por subsistemas como el biológico (la flora y fauna, y cultivos del hombre), el físico (suelo, subsuelo, geología, recursos hídricos y el clima), económicos (agricultura, ganadería, recursos naturales, industrias), servicios (camino, carreteras, energía, asentamientos y ciudades) y el social (integrado por elementos demográficos, institucionales, tenencia de la tierra, salud, educación y vivienda), culturales, organizaciones y políticos (Faustino, 2004; Cabrera, 2011).

3.12. División de una cuenca

La cuenca hidrográfica puede dividirse en espacios definidos por la relación entre el drenaje superficial y la importancia que tiene con el curso principal (Figura 4). El trazo de la red hídrica es fundamental para delimitar los espacios en que se puede dividir la cuenca. A un curso principal llega un afluente secundario, este comprende una subcuenca. Luego al curso principal de una subcuenca, llega un afluente terciario, este comprende una microcuenca, además están las quebradas que son cauces menores (Faustino, 2004).

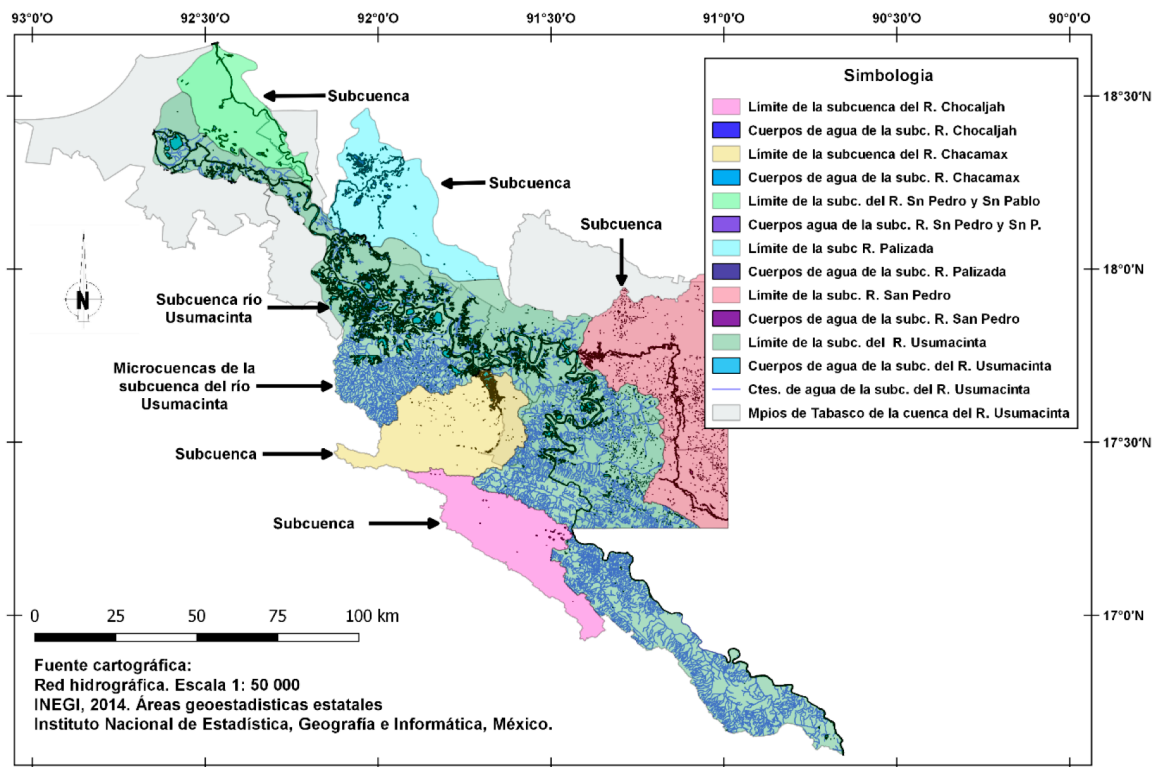


Figura 4. División de la cuenca del río Usumacinta.

3.13. Aspectos económicos de la cuenca del Usumacinta

La mayoría de las superficies dedicadas a la producción en la cuenca del Usumacinta están destinadas y dominadas por sistemas productivos no necesariamente sustentables. En toda la cuenca, tanto en México como en Guatemala, domina una agricultura de subsistencia de roza-tumba y quema, que actualmente 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 (March y Castro, 2010).

Las áreas dedicadas a una agricultura con fines comerciales tienen cultivos de maíz, sorgo, calabaza, chile y frijol, etc. Todos estos sistemas agrícolas y pecuarios siguen siendo de bajo rendimiento y alto impacto sobre el ambiente. 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. Los recursos forestales que aún se mantienen, tanto en la sección mexicana como en la guatemalteca, son 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, pero sin consolidar resultados. 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. 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 (March y Castro, 2010).

3.14. La Cuenca del Río Usumacinta

El Río Usumacinta, en Tabasco (cuenca baja), pertenece a la región de la selva Lacandona y se encuentra constituida principalmente por el Río Emiliano Zapata. La mayor parte de la superficie se dedica a la agricultura, ganadería extensiva con bajo rendimiento y un alto impacto sobre el ambiente, empleo de jornaleros y a la explotación de yacimientos petroleros. Este río contribuye a su vez con servicios ecosistémicos como la captura de carbono, aporte de agua y recibe el desecho de nutrimentos provenientes de la producción agrícola de la cuenca alta y de la ganadería hacia la cuenca baja (March y Castro, 2010) con un alto impacto negativo en la calidad del agua. La vegetación y agricultura que predomina en el estado de Tabasco, corresponde a pastizal, bosque, selva, popal, manglar y tular. El clima cálido húmedo favorece el cultivo de plátano, papaya, naranja, limón, coco, cacao, arroz, maíz, frijol, azúcar, cítricos, sandía, sorgo,

acahuales, palma de aceite, agave entre otros (Aquino-Bravata, 2010; Perez-Castro, 2011; Hernández-López *et al.*, 2013). Así como el cultivo de especies de pastos nativos o inducidos, para sustentar la ganadería en mayor escala con ganado bovino y en menor grado porcino, ovino, caballar y aves de corral (Aquino-Bravata, 2010).

La fauna silvestre se encuentra constituida principalmente por murciélagos y mamíferos de los cuales algunas especies se encuentran en riesgo de extinción y sujetas a protección especial como: *Leopardus pardalis*, *Tamandua mexicana*, *Alouatta pigra*, *Trichechus manatus*, *Coendou mexicanus*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Lontra longicaudis*, *Potos flavus* y *Dermanura watsoni* (Gordillo-Chávez *et al.*, 2015). Parte de esta fauna es utilizada por la población de la región de diferentes formas: el 66% como alimento, 16% como mascotas y el 16% restante de uso medicinal (Hernández-López *et al.*, 2013).

3.15. Estado de Tabasco

El Estado de Tabasco se encuentra en la región sureste de México; desde la planicie costera del Golfo de México, hasta las montañas del norte de Chiapas, su ubicación geográfica es entre los 17°15' y 18°39' de altitud norte y los 91°00' - 94°07' de longitud oeste (Figura 5).



Figura 5. Ubicación del estado de Tabasco, México.

Los límites del Estado de Tabasco son naturales y artificiales, al norte limita con el golfo de México y Campeche; al sur con Chiapas y la Republica de Guatemala; al oeste con el Estado de Veracruz, y al este con el Estado de Campeche y la Republica de Guatemala. Sus límites

naturales están conformados, al norte por 191 km de litoral o zona costera; en algunas partes del sur por los ríos Mezcalapa, Pichucalco, Chacamax y Usumacinta; al este, por los ríos San Pedro y San Pablo, al noroeste, por el Río Tonalá (INAFED, 2016).

3.16. Regionalización del Estado de Tabasco

El Estado de Tabasco cuenta con una regionalización basada en el acuerdo de actualización del Programa Estatal de Desarrollo Urbano y Ordenamiento Territorial. La nueva regionalización divide el territorio de Tabasco, de acuerdo con las condiciones geográficas, ecológicas y socioeconómicas, así como la distribución político-administrativa y el desarrollo urbano, en dos grandes regiones: Grijalva y Usumacinta, las cuales cuentan con cinco subregiones en total, donde se agrupan varios municipios los cuales comparten ciertas características (INAFED, 2016).

3.17. Región Usumacinta

La región del Usumacinta recibe el nombre del río caudaloso que riega cinco de los municipios: Centla, Jonuta, Emiliano Zapata, Balancán y Tenosique (Figura 6). Esta región ocupa el primer lugar en extensión territorial, con 12 591. 66 kilómetros cuadrados, correspondiente al 51.06% del total del Estado. La cuenca del río Usumacinta y parte de la cuenca del Grijalva, con todos sus afluentes, integran la red hidrológica de la región Usumacinta; destacan los ríos: San Pedro, Chacamax, San Antonio, San Pedro y San Pablo, Palizada y otros. Su superficie es casi plana, excepto por algunos lomeríos, cerros aislados y macizos montañosos de la sierra de Guatemala y Chiapas. En los municipios de Macuspana y Tenosique, la vegetación es variada, con vastas selvas en Tenosique, tulares y popales; sin embargo, la mayor parte de los suelos es una extensa sabana con árboles aislados y pastos que favorecen las actividades pecuarias. Existe gran cantidad de ganado bovino, sobre todo en Emiliano Zapata, Balancán y Tenosique. La avicultura y la porcicultura se practican con el propósito de autoconsumo. La agricultura está orientada al cultivo de maíz, sorgo, frijol, arroz, caña de azúcar, sandía y frutales. En la explotación forestal se obtiene cedro, caoba, macuilís y chulul. Por las características de esta región, se encuentran diseminadas más de 100 lagunas y más de 4,000 km de ríos, la pesca es una actividad que ofrece grandes perspectivas de desarrollo; se capturan actualmente las siguientes, especies: mojarra, pejelagarto, robalo, bobo, pigua, curuco, guabina, topén y camarón. Esta región cuenta con

muchos atractivos naturales y culturales, como las zonas arqueológicas de El Tortuguero, Reforma, Pomoná y Jonuta, cascadas, el río Usumacinta, playas y bellos paisajes (INEGI, 2010; INAFED, 2016).

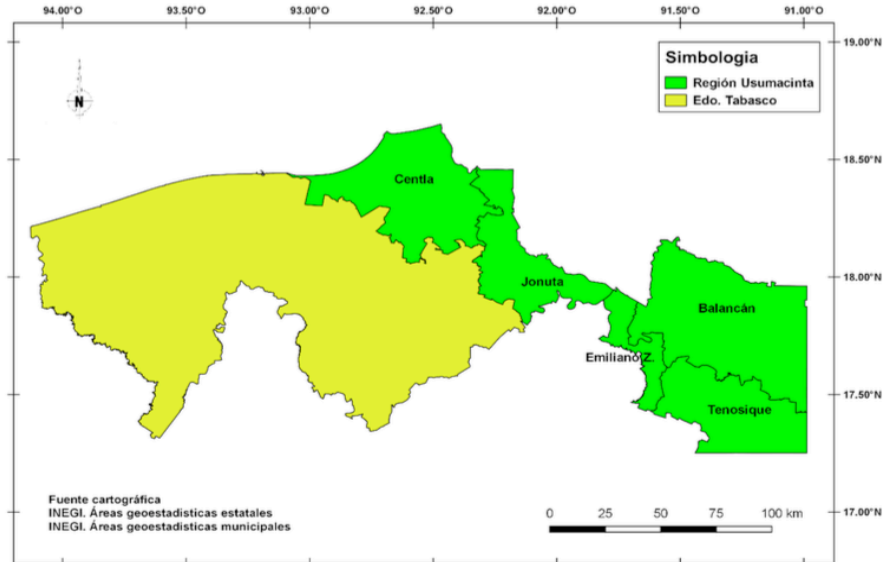


Figura 6. Región Usumacinta

3.18. Principales actividades de los municipios Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta de la región Usumacinta en el Estado de Tabasco

3.18.1. Tenosique de Pino Suárez, Tabasco

Está ubicado entre los paralelos $17^{\circ}14'$ y $17^{\circ}40'$ de latitud Norte; los meridianos $90^{\circ}59'$ y $91^{\circ}38'$ de longitud Oeste; cuenta con una altitud entre 0 y 700 msnm. Colinda al norte con el municipio de Balancán; al este con el municipio de Balancán y la República de Guatemala; al sur con la República de Guatemala y el estado de Chiapas; al oeste con el estado de Chiapas y el municipio de Emiliano Zapata. Ocupa el 7.62% de la superficie del Estado y cuenta con 139 localidades. Tiene una población de 58,960 habitantes, con localidades con marginación muy alta y alta en municipios de media marginación y el tipo de urbanización es urbano (INEGI, 2010).

3.18.1.1. Clima

De acuerdo con García (2004) e INEGI (2010) el clima es *cálido* húmedo con abundantes lluvias en verano y parte del otoño *Am (w)* con un 79.17% y *cálido* húmedo con lluvias abundantes todo

el año $Af(m)$ con el 20.83%. Su rango de precipitación es entre 1500-2500 mm y su rango de temperatura es de 24-28 °C.

3.18.1.2. Edafología

Los suelos dominantes son: Vertisol (28.05%), Leptosol (21.79%), Gleysol (21.44%), Phaeozem (6.37%), Luvisol (5.66%), Regosol (5.50%), Cambisol (4.26%), Lixisol (3.69%), Arenosol (1.34%) (INEGI, 2014) (Figura 7).

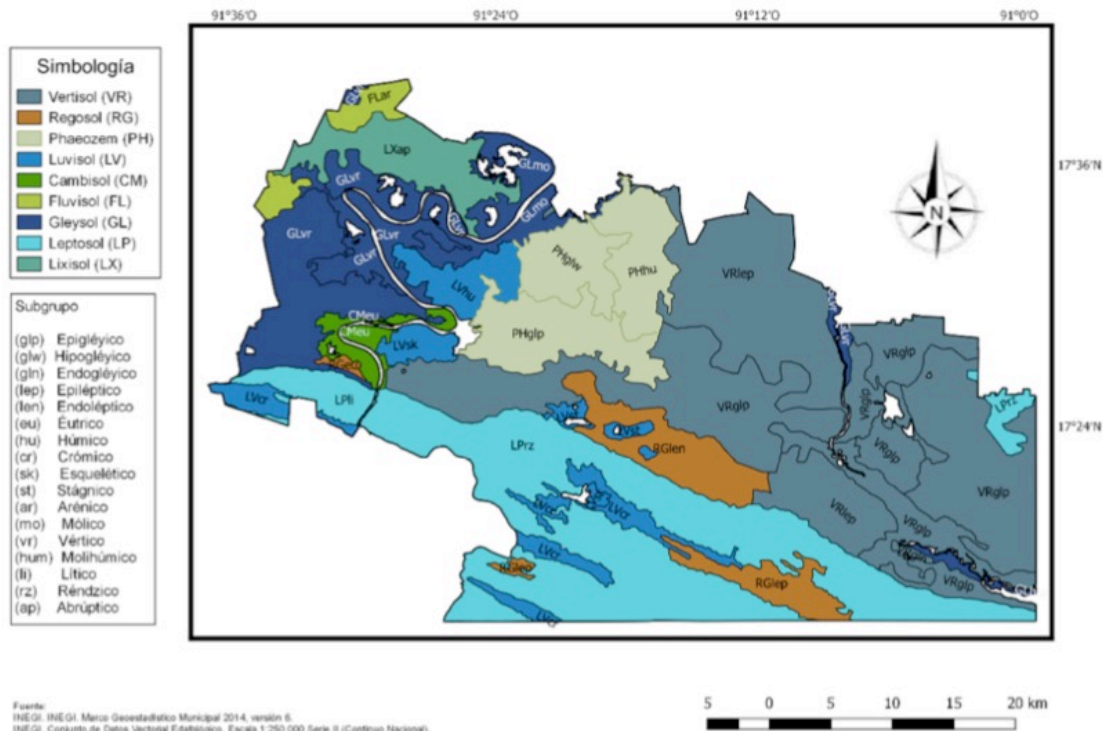


Figura 7. Suelos dominantes en el municipio de Tenosique de Pino Suarez, Tabasco.

3.18.1.3. Hidrografía

La hidrografía, pertenece a la región hidrológica Grijalva-Usumacinta (100%), corresponde a la cuenca del Río Grijalva-Villahermosa en un 72.72%, al Río San Pedro en 27.20% y río Chacamax en 0.08%. Las corrientes de agua perennes son: Polev, Usumacinta, San Pedro, Seco, San Diego, San Isidro, El Diesciséis, Jijilpa, Tacalate, El Tigre, Tepsquintle y Pictún. Las corrientes intermitentes son: Aconcagua y La Engorda (INEGI, 2010).

3.18.1.4. Uso de suelo y vegetación

El uso de suelo en su mayoría es pastizal cultivado (63.17%), para la agricultura es 7.01% y la zona urbana es 0.57% (Figura 8). Su vegetación el 23.23% es selva y 4.69 es tular. Por último, el porcentaje restante corresponde a los cuerpos de agua con 1.33% (INEGI, 2010). Específicamente el uso de suelo y vegetación del Vertisol éutrico (pastos, agricultura, acahuales y fragmentos de selvas muy permeables; por lo que requieren drenaje), Luvisol crómico (lomeríos rojo pardo, su uso es agropecuario pero se recomienda forestal). Con vegetación como selva baja y mediana, acahual bajo y mediano, sabana y sabana con encino, vegetación hidrófila, pastizal no inundable e inundable, plantaciones forestales comerciales, plantaciones agropecuarias, cuerpos de agua y zonas urbanas (Cámara *et al.*, 2019).

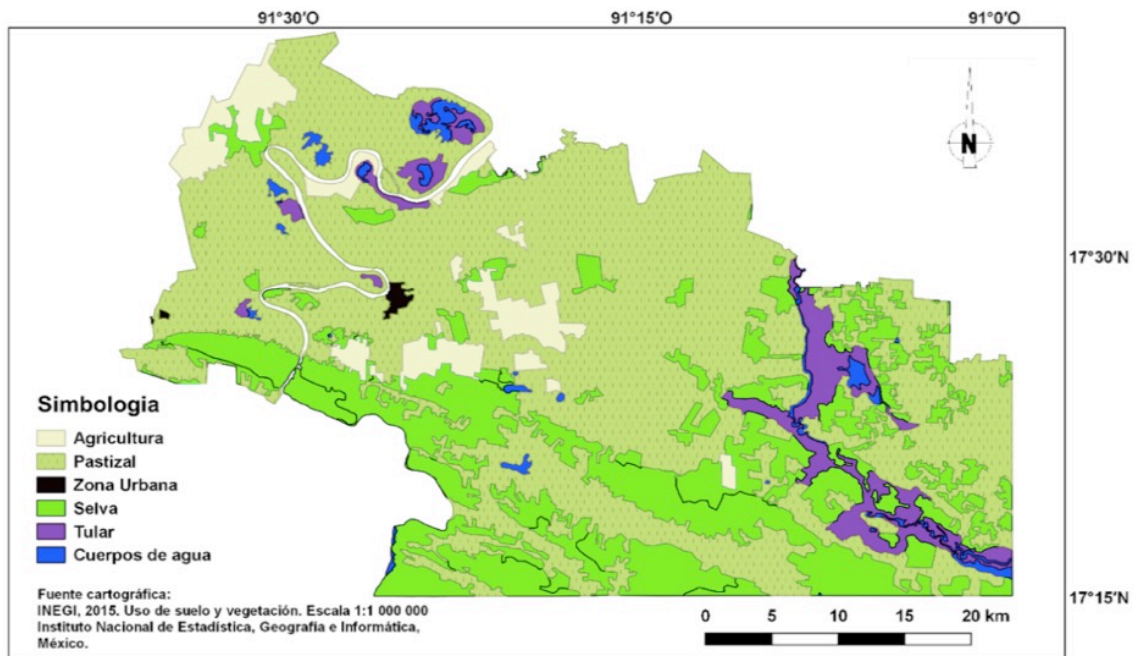


Figura 8. Uso de suelo y vegetación del municipio de Tenosique de Pino Suárez, Tabasco.

3.18.2. Emiliano Zapata, Tabasco

Está ubicado entre los paralelos 17°25' y 17°58' de latitud Norte; los meridianos 91°33' y 91°50' de longitud Oeste; altitud entre 0 y 300 metros. Colinda al norte con los municipios de Jonuta, Balancán y el estado de Campeche; al este con los municipios de Balancán y Tenosique; al sur con el municipio de Tenosique y el estado de Chiapas; al oeste con el estado de Chiapas y el municipio de Jonuta, Ocupa el 2.40% de la superficie del estado. Cuenta con 73 localidades.

Tiene una población total de 29,518 habitantes con un alto grado de marginación (INEGI, 2010).

3.18.2.1. Clima

De acuerdo con García (2004) e INEGI (2010) el clima es *cálido* húmedo con abundantes lluvias en verano y parte del otoño *Am(w)* con un 90.61% y *cálido* húmedo con lluvias abundantes todo el año *Af(m)* con 9.39. Su rango de precipitación es de 1500-3000 mm y su temperatura fluctúa entre los 26 y 28°C.

3.18.2.2. Edafología

Los suelos dominantes (Figura 9), (edafología) son Gleysol (65.84%), Arenosol (17.56%), Vertisol (6.18%), Lixisol (4.17%), Regosol (0.55%) y Leptosol (0.55%) (Figura 11) (INEGI, 2010).

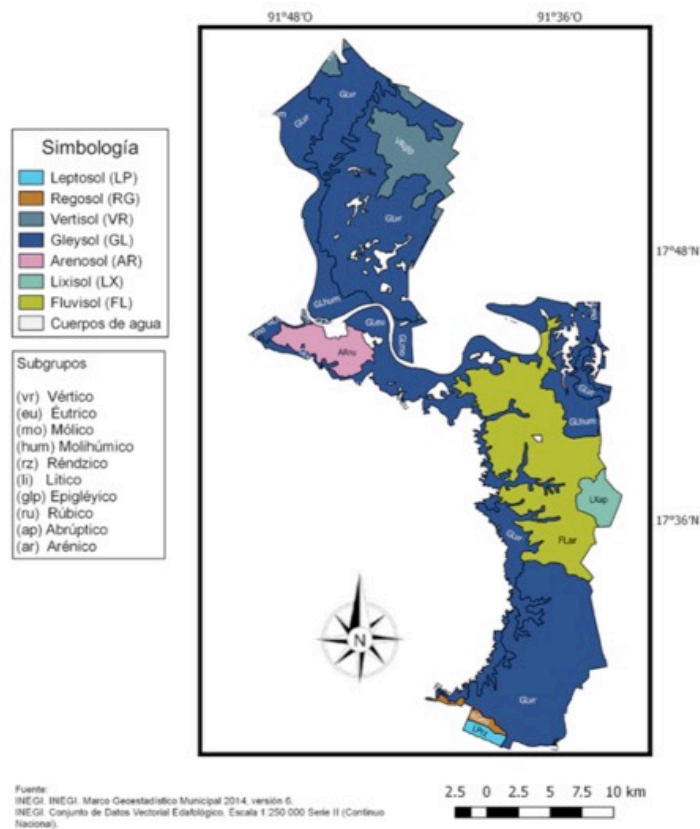


Figura 9. Suelos dominantes en el municipio de Emiliano Zapata, Tabasco.

3.18.2.3. Uso de suelo y vegetación

Su uso de suelo es principalmente pastizal cultivado (47.57%), agricultura (15.77%) y zona urbana (1.17%); su vegetación es selva (22.47%), tular (4.91%) y pastizal inducido (4.13%) (Figura 10).

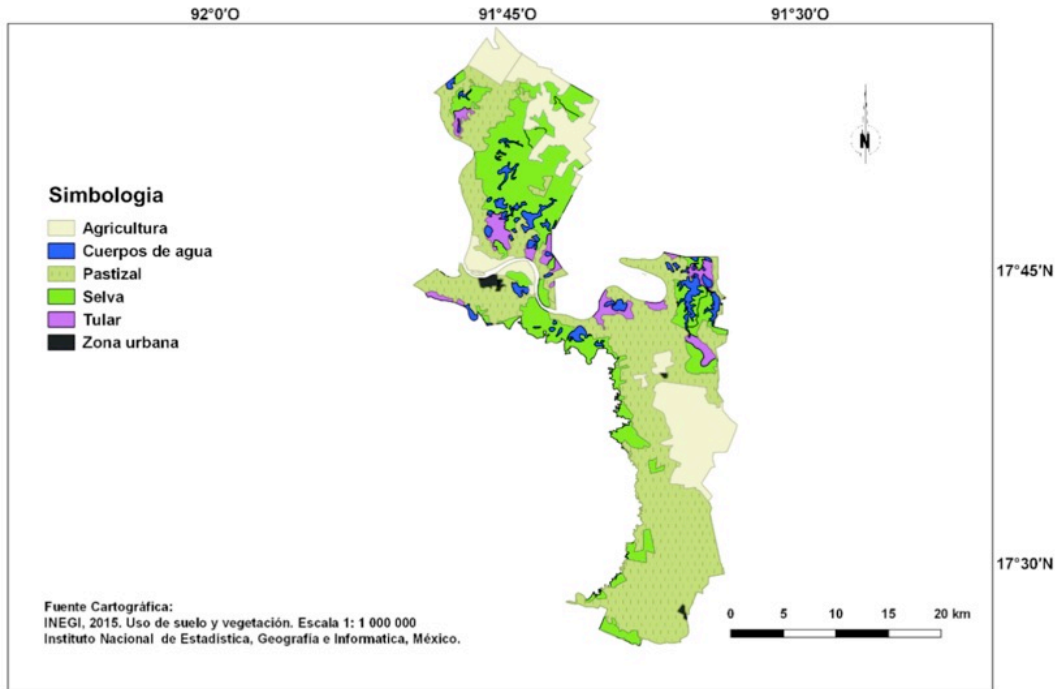


Figura 10. Uso de suelo y vegetación del municipio de Emiliano Zapata, Tabasco.

Las zonas urbanas se encuentran sobre suelos del cuaternario y roca sedimentaria del neógeno, en llanura aluvial costera inundable y lomerío con cañadas; sobre áreas donde originalmente había suelos denominados Lixisol y Gleysol; donde predomina un clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano. La mancha urbana se extiende sobre terrenos previamente ocupados por pastizal (INEGI, 2010).

Específicamente para suelos como Leptosol réndzico (se encuentran relictos de selva, acahual, pastos y milpas, presentando capacidad de uso forestal), Cambisol y Luvisol crómico (son lomeríos rojo pardo su uso es agropecuario pero se recomienda forestal) y gleysol éútrico (son suelos anegados y mantos freáticos elevados, por lo que se recomienda que su uso se limite a pastos, forestal, vegetación riparia o vida silvestre). Con vegetación como selva baja y mediana, acahual bajo y mediano, sabana y sabana con encino, vegetación hidrófila, pastizal no inundable

e inundable (Cámara-Cabrales *et al.*, 2019).

3.18.3. Jonuta, Tabasco

Está ubicado entre los paralelos 17°47' y 18°29' de latitud Norte; los meridianos 91°46' y 92°22' de longitud Oeste; su altitud oscila entre los 0-100 m. Colinda al norte con el estado de Campeche; al este con los estados de Campeche, Chiapas y el municipio de Emiliano Zapata; al sur con el estado de Chiapas y el municipio de Macuspana; al oeste con los municipios de Macuspana y Centla. Ocupa el 6.65% de la superficie del estado. Cuenta con 163 localidades (INEGI, 2010).

3.18.3.1. Clima

De acuerdo con García (2004) e INEGI (2010) el clima es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano y parte del otoño *Am (w)* con un 99.13% y cálido húmedo con lluvias abundantes todo el año *Af (m)* 0.87%, su rango de precipitación es de 1500-2500 mm y la temperatura va desde los 26-28 °C.

3.18.3.2. Edafología

La edafología en cuanto a suelos dominantes son gleysol (61.31%), vertisol (31.63%) (Figura 13) (INEGI, 2010).

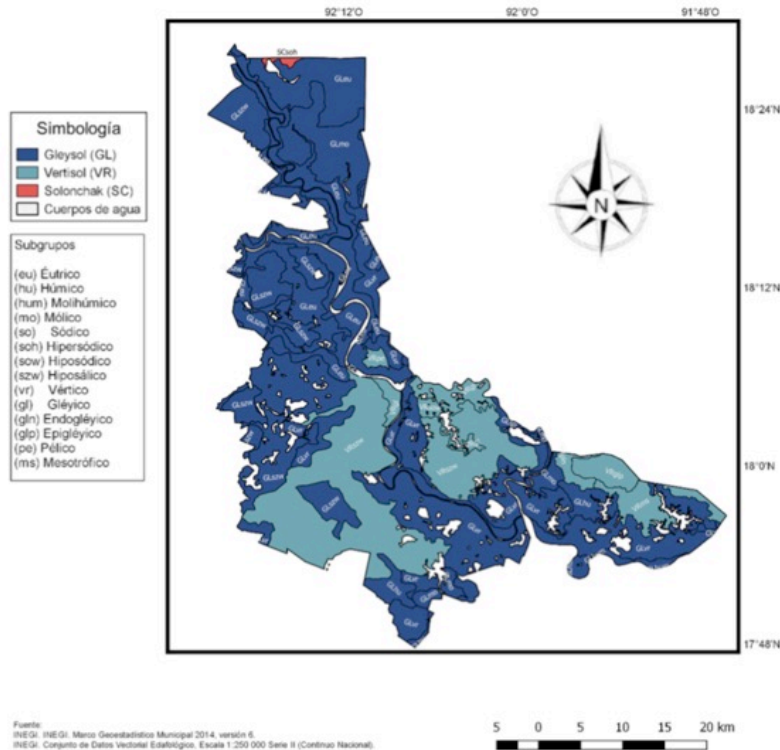


Figura 11. Suelos dominantes en el municipio de Jonuta, Tabasco.

3.18.3.3. Hidrografía

La hidrografía, Región Hidrológica Grijalva-Usumacinta, pertenece a la cuenca del río Grijalva-Villahermosa (81.26%), laguna de términos (11.95%) y río Usumacinta (6.79%), en cuanto a las subcuencas pertenece al río Grijalva (52.03%), río Chilapa (29.23%), laguna de Pomi y Atasta (11.95%), río San Pedro y San Pablo (6.38%) y río Palizada (0.41%). Las corrientes de agua perennes son: Usumacinta, San Antonio, San Pedro y San Pablo, Narváez, Maluco, Chico, Grande, Corcobado y el llano (Figura 27). Sus corrientes intermitentes son el Tapado. Los cuerpos de agua perennes (5.34%): lago playa larga, laguna Cascabel, laguna Grande, laguna Agostadero, laguna San Jerónimo, Laguna Maculíz, el Corozo, Campo Nuevo, laguna Arenal, los Mesías, la Sombra, Narváez, laguna Alegre, Playa Chiquita, Chanero. Sus cuerpos de agua intermitentes (1.39%): el Tinto y la Majada (INEGI, 2010).

3.18.3.4. Uso de suelo y vegetación de Jonuta

El uso de suelo de Jonuta en su mayoría es pastizal cultivado (34.95%), agricultura (1.77%) y zona urbana (0.15%). Su vegetación es tular (24.03%), popal (14.25%), selva (9.53%), sabana

(6.42), pastizal inducido (1.25%) y manglar (0.92%) (Figura 12).

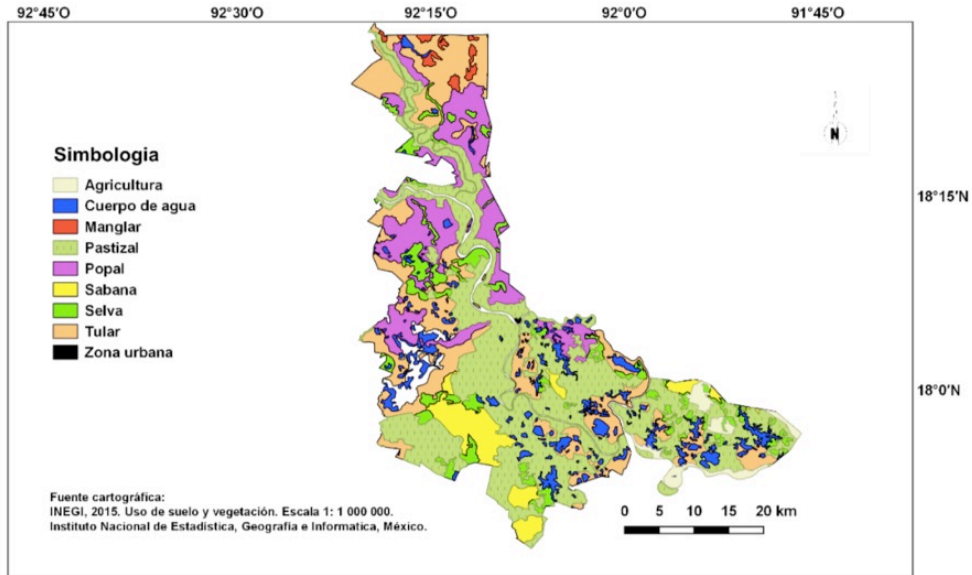


Figura 12. Uso de suelo y vegetación del municipio de Jonuta, Tabasco.

4. SITUACIÓN PROBLEMÁTICA

El recurso hídrico, es una prioridad mundial para el incremento de la producción agropecuaria, consumo humano y uso industrial. Se requiere generar conocimiento científico multidisciplinario para conocer los diferentes impactos que permitan ampliar el manejo racional de los recursos hídricos, no sólo desde su relación con la protección de un recurso natural para salvaguardar ecosistemas y mantener condiciones ambientales, sino también como un medio para anticipar y evitar conflictos en la medida que se materializan las amenazas respecto a la producción de alimentos (OEA, 2004). El agua y su calidad es afectada por una serie de acciones antrópicas, algunas de ellas se mencionan a continuación

4.1. Impacto de la agricultura industrial

En muchos países, el dilema entre la producción de alimentos y sus efectos contaminantes es determinar la importancia de la agricultura en comparación con los efectos que esta actividad tiene sobre el agua. Tal situación impide el establecimiento de un programa racional para reducir la contaminación del recurso hídrico y limita la inversión eficaz en función de los costos en medidas de control (FAO, 1997).

4.2. Contaminación ambiental

En los países en desarrollo, la atención se centra en el control de las fuentes localizadas de contaminación. Sin embargo, en los países desarrollados se ha comprobado que el control de las fuentes localizadas, en lo que respecta a los nutrientes, no ha tenido el nivel deseado de eficacia ambiental mientras no se hayan implantado medidas serias de control agrícola. El aumento en el uso de fertilizantes en todo el mundo, en los últimos 40 años, se considera significativo. Lo que permite pensar que, si no se producen grandes cambios en el uso, manejo y conservación de la tierra para reducir la escorrentía de fertilizantes en gran parte del mundo, la agricultura será una de las principales causas de la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas (FAO, 2010).

El impacto ambiental radica en que además de contribuir al destruir el ambiente natural, la actividad agropecuaria, esta relacionada en general con la eutrofización, emisiones de gases de invernadero, invasión biológica (bacterias, parásitos, virus) y contaminación del agua (por contaminación de nutrientes y microorganismos patógenos) (March, 2014). En cuanto a la presencia de bacterias fecales en cuerpos de agua, es un indicador de contaminación originado por la lixiviación de desechos animales y humanos, descargas de aguas sépticas y residuales, y escorrentías de aguas pluviales. Lo anterior, se debe a la carencia de servicios sanitarios y drenaje (Robles *et al.*, 2013).

La falta de tratamiento de los desechos sólidos y líquidos de los centros urbanos constituye uno de los factores de la contaminación del agua en la cuenca del Río Usumacinta. La disponibilidad de algunos nutrientes, como los ortofosfatos, se encuentra relacionada con la presencia de descargas causadas por actividades antropogénicas alrededor de los ecosistemas. Este elemento interviene en el proceso de eutrofización de las lagunas costeras por la disminución de oxígeno en el fondo, principalmente, por la descomposición de la materia orgánica. Esto genera un aumento en las concentraciones de amonio y una disminución del nitrógeno en el medio (Correl, 1998).

4.3. Efectos de la contaminación en la calidad del agua

Actualmente, la población asentada en la cuenca del Río Usumacinta es de aproximadamente 1'776,232 habitantes, la cual, en su mayoría, se localiza en las partes altas de la cuenca y distribuida en más de siete mil localidades. La dispersión poblacional es enorme; casi el 60% de

la población se encuentra asentada en localidades de menos de mil habitantes. En los diversos diagnósticos socio-económicos que se han realizado en la cuenca del Usumacinta, se reportó que la población que habita dentro de la cuenca se encuentra dentro de los niveles de marginación más elevados de México y Guatemala (Cabrera y Cuc, 2002).

4.4. Aspectos importantes

El problema que resulta de los residuos generados por las actividades agropecuarias ha sido objeto de reglamentaciones tanto en países desarrollados y subdesarrollados. La FAO y la OMS emiten otros lineamientos y varían en diferentes países. En México la política ambiental para el control y reducir los efectos de las fuentes de contaminación no puntuales agrícolas, es de carácter voluntario y está separada de los programas masivos de política agrícola de subsidio directo del Programa de Apoyos Directo al Campo (PROCAMPO) e incremento de la productividad (Alianza para el campo), Razón principal por la cual fracasa en su intento de equilibrar recompensando los efectos negativos de estos programas en la calidad de los recursos naturales (Pérez, 2008).

La concientización de los problemas ambientales del agua, son de gran importancia para los seres humanos. La aplicación de una política ambiental al sector agropecuario no se ha desarrollado en la mayor parte del mundo. De acuerdo a estudios realizados por importantes instituciones e investigadores señalan, el importante papel del sector agropecuario en la contaminación del agua. En México es escasa o nula la información referente al tema. Por ello, es de suma importancia contar con suficiente información que conlleve a una decisión política para incluir el manejo integral del agua entre las prioridades ambientales (Caicedo, 2011). Es de prioridad y con carácter de urgente informar y fomentar un uso racional tanto en el ambiente laboral como en la población en general sobre el uso de agroquímicos en la agricultura (Ramírez y Lacasaña, 2001).

En la Figura 13 se presenta la situación problemática de este estudio de investigación y se puede definir como la contaminación de la cuenca baja del Río Usumacinta por fertilizantes y coliformes totales que afectan negativamente la calidad del agua (Ogley, 1997; Cabrera y Cuc, 2002; Camargo y Alonso; 2006; Volpedo, 2009; Cotler *et al.*, 2010; Cotler y González, 2010; García-García *et al.*, 2011; Dethier y Effenberger, 2012; Benites-Días y Miranda-Contreras, 2013; Hong-Mei *et al.*, 2014).

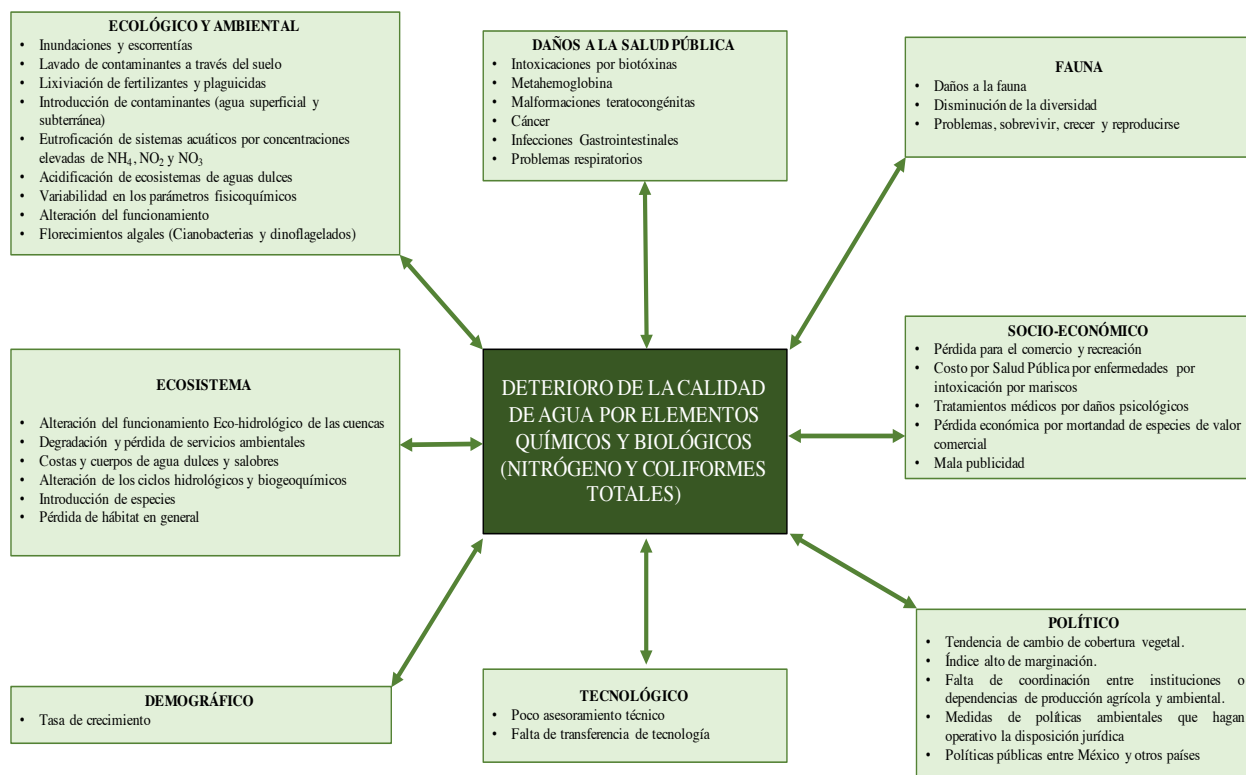


Figura 13. Esquema de la situación problemática que impacta en la calidad del agua.

5. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuáles son los elementos químicos y biológicos que tienen un impacto negativo en la calidad del agua superficial o de lluvia que reciben los agroecosistemas de los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta, la cual eventualmente llega o retorna, como escurrimiento, al cauce de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, Tabasco?

6. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

6.1. Hipótesis general

El nitrógeno (N-NH_3 , N-NO_2 , N-NO_3 , NTK) de fertilizantes químicos aplicados a los agroecosistemas y los coliformes provenientes de las descargas de efluentes de unidades agropecuarias y aquellas provenientes de los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta, contribuyen al deterioro de la calidad del agua superficial de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, Tabasco.

6.1.1. Hipótesis específicas

1. El nitrógeno (N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, NTK) de fertilizantes químicos aplicados a los agroecosistemas de los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta, contribuyen al deterioro de la calidad del agua superficial de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, Tabasco.
2. Los coliformes provenientes de las descargas de efluentes de unidades agropecuarias y aquellas provenientes de los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta, impactan negativamente la calidad del agua superficial de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, Tabasco.
3. Las concentraciones de nitrógeno (N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, NTK) y coliformes en aguas superficiales del cauce de la Cuenca Baja del Río Usumacinta que atraviesa los municipios de Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta, Tabasco, sobrepasan los límites máximos permisibles establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua y la Norma Internacional US-EPA.

6.2. Objetivo general

Valorar la concentración de nitrógeno (N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, NTK) y coliformes del agua superficial del cauce de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, como resultado de escurrimientos y descargas provenientes de los agroecosistemas y de los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta, Tabasco.

6.2.1. Objetivos específicos

1. Determinar la concentraciones de nitrógeno (N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, NTK) en el agua superficial del cauce de la Cuenca Baja del Río Usumacinta que atraviesa los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, Tabasco.

2. Estimar la concentración de coliformes en el agua superficial del cauce de la Cuenca Baja del Río Usumacinta que atraviesa los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, Tabasco.

3. Comparar las concentraciones de nitrógeno (N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, NTK) y coliformes obtenidas con los límites máximos permisibles establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua y la Norma Internacional US-EPA.

7. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1. Selección y descripción del área de estudio

Esta investigación se llevó a cabo en la cuenca baja del Río Usumacinta, Tabasco, en los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta (Figura 14). La cuenca baja del Río Usumacinta forma parte de la Región Hidrológica Administrativa XI, Frontera Sur, así como a la Región Hidrológica 30 Grijalva-Usumacinta (CONAGUA, 2014).

La cuenca del Río Usumacinta tiene 106.000 km² de territorio entre los Estados de Chiapas, Tabasco y Campeche, México. Esta ubicado entre los paralelos 15° 00' y 18° 00' N y los meridianos 89° 30' y 92° 13' W del meridiano de Greenwich. Sus aguas presentan corrientes de sur a norte, desembocando en el Golfo de México con una carga aproximada de 105.200 millones de m³ de agua anuales. Lo que representa el 30 % de agua dulce de México (Cabrera y Cuc, 2002; March y Castro, 2010).

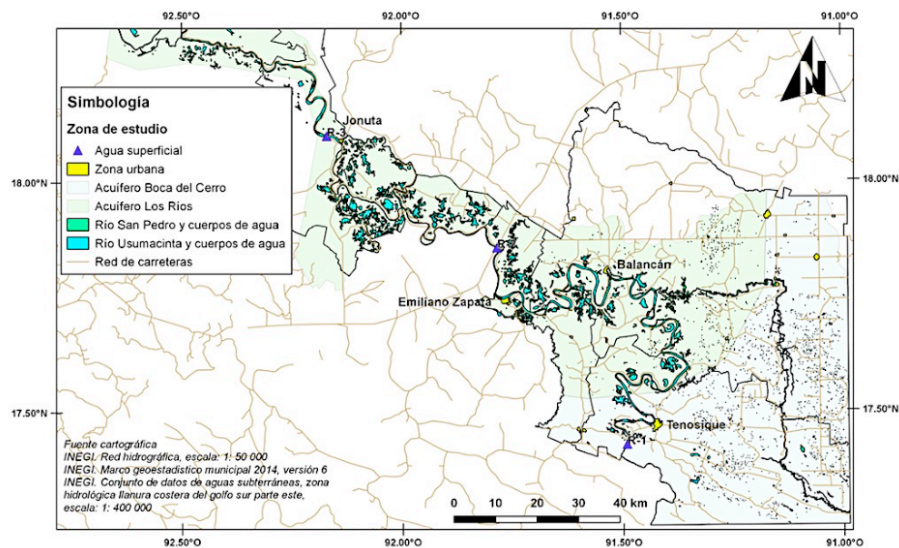


Figura 14. Zona de estudio. Cuenca baja del Río Usumacinta.

7.2. Principales actividades antrópicas en los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta

Para este estudio, se realizó consultas en fuentes oficiales de información locales y nacionales, como: a) Comisión local y Nacional del Agua; b) Personas clave; c) Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informativa. Acerca del tipo de agricultura, variedad de cultivos, producción (ton/ha), y uso de agroquímicos por municipio, cobertura y uso de suelo.

Después de haber establecido contacto con las autoridades locales y particulares en cada uno de los municipios del área de estudio, se solicitó información relacionada con la ubicación e identificación geográfica de afluentes, sitios de aprovechamientos de aguas (superficiales y subterráneas), fuentes de contaminación puntuales y difusas de la actividad agropecuaria, y características físicas y biológicas del suelo de la cuenca del Río Usumacinta.

7.3. Selección de los sitios de muestreo

Se realizó un recorrido por los municipios de Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta, Tab., y se identificaron los puntos propuestos para la toma de muestras de aguas superficiales. Los criterios de selección de los puntos de monitoreo de la calidad del agua superficial del Río Usumacinta, fueron los siguientes: a) Vías de acceso y b) Impacto de las actividades antropogénicas de la zona.

7.4. Toma de muestras de agua

Se seleccionaron tres sitios de muestreo, localizados en: Tenosique de Pino Suárez (R1, Puente Boca del Cerro), Emiliano Zapata (R2, Puente Chablé), y Jonuta (R3, Puente Jonuta) (Cuadro 3 y Figura 15). Se realizaron 11 campañas de muestreos (una cada mes), con base en el procedimiento NMX-AA-003-1980, de junio a diciembre de 2017 y de abril a mayo de 2018. Se seleccionaron estos sitios de muestreo, número de campañas y parámetros fisicoquímicos en acuerdo con el personal técnico de CONAGUA, por convenir a los intereses de esta institución. De acuerdo al hidrograma de CONAGUA (2017) y a Coras-Merino *et al.* (2005), se consideró la temporada de lluvias a partir de junio a octubre 2017 y la de estiaje de noviembre 2017 a mayo de 2018. Las muestras fueron colectadas entre 09:00 y 16:00 h a una profundidad de 20 cm por debajo del espejo del agua. El volumen de muestra para determinar nitrógeno amoniacal, nitrógeno de nitratos, nitrógeno de nitritos y nitrógeno total Kjeldhal fue de 500 mL; el cual se

colectó en botellas de polietileno transparente. Para el análisis bacteriológico se utilizaron bolsas de polietileno estériles de 120 mL con cierre hermético (sin conservadores químicos), se siguieron los criterios establecidos en la NMX-AA-042-SCFI-2015. Todas las muestras de agua fueron refrigeradas a 4 °C (Cuadro 4).

7.5. Lectura de parámetros fisicoquímicos

La lectura de los parámetro temperatura, oxígeno disuelto, CE, pH, se realizaron *in situ* con los multiparamétricos marca HATCH (sesION™+Portable Meter y sesION™+MM150), bajo los procedimientos de los métodos de prueba NMX-AA-007-SCFI-2013 y NMX-AA-008-SCFI-2016.

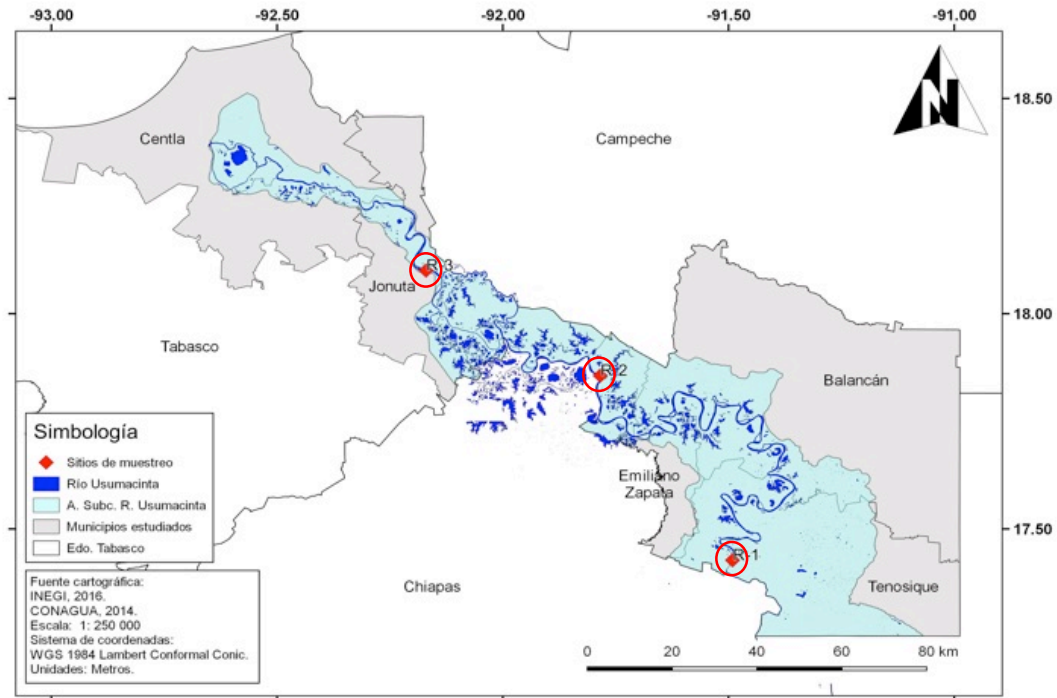


Figura 15. Curso del Río Usumacinta en el estado de Tabasco.

Cuadro 3. Sitios de monitoreo de aguas superficiales.

Clave del sitio	Tipo de muestra	Ubicación	Coordenadas	
			Latitud (N)	Longitud (W)
R1	Aguas superficiales	Puente Boca del Cerro	17.427387	91.490958
R2		Puente Chablé	17.856130	91.784002
R3		Puente Jonuta	18.100300	92.143470

7.6 Análisis de laboratorio

Los métodos para la determinación de cada uno de los parámetros analizados, y nitrógeno amoniacal y nitrógeno total Kjeldhal (NMX-AA-026-SCFI-2010/US EPA350.1-1993), nitrógeno de nitratos (NMX-AA-079-SCFI-2001/US EPA-353.2-1993) y nitrógeno de nitritos (NMX-AA-099-SCFI-2006/US EPA353.2-1993), la determinación de coliformes se realizó por medio del método del número más probable por cada 100mL (NMP/100 mL) con el Sustrato Cromogénico *Colisure and Quanti-Tray* Laboratorio/Quanti-Tray/2000. En esta prueba se mide la presencia o ausencia de una reacción de sustrato de enzima (coliformes fecales), cambio de color y también presenta datos cuantificables (coliformes totales).

Cuadro 4. Diseño del muestreo de la cuenca baja del Río Usumacinta durante la temporada de estiaje y lluvias.

Periodo de estudio	Nomenclatura de puntos de muestreos	Número de campañas de muestreo	Parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i>	Análisis de laboratorio
Temporada de lluvias (jun-oct-17)		1		
	R1 Puente Boca del Cerro	2	°C, pH, CE (µs/cm), OD (mg/L)	Nitrógeno amoniacal, nitrógeno total Kjeldhal, nitrógeno de nitratos, nitrógeno de nitritos, coliformes totales y fecales.
	R2 Puente Chablé	3		
	R3 Puente Jonuta	4		
		5		
		6		
		7		
Temporada de estiaje (nov-may-17/18)	R1 Puente Boca del Cerro	8		
	R2 Puente Chablé	9		
	R3 Puente Jonuta	10		
		11		

7.7. Análisis estadístico

Se realizó un análisis de estadística descriptiva a los datos de las concentraciones y una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. Para determinar diferencias estadísticas significativas entre temporadas, se utilizó un análisis de varianza ($p \leq 0.05$). Los análisis se realizaron empleando el programa IBM® SPSS® Statistics Versión 25.

7.8. Límites Máximos Permisibles (LMP)

7.8.1. Comparación de las muestras de agua con los límites máximos permisibles

La calidad del agua se caracterizó atendiendo lo establecido en los criterios de calidad del agua vigentes en México, como son los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua CE-CCA-001/89

para consumo público urbano, para uso agrícola, protección de la vida acuática y fuente de abastecimiento de agua potable. Asimismo, se comparó con los límites máximos permisibles (LMP) para la protección de la vida acuática, fuente de abastecimiento de agua potable y niveles que pueden causar eutrofización en ríos y lagos establecidos en los criterios de la calidad del agua de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US- EPA 1999, 2002 y 2006)

8. RESULTADOS

8.1. Actividades productivas del municipio de Tenosique de Pino Suarez, Tabasco

El uso potencial de la tierra en la parte agrícola se divide de la siguiente manera: agricultura mecanizada continua (60.29%), agricultura mecanizada estacional (5.30%), agricultura de tracción animal continua (0.77%), agricultura manual continua (0.72%), no aptas para la agricultura (32.92%). En los Cuadros 5 y 6, se muestran los tipos de cultivos sembrados y cosechados en el municipio de Tenosique, Tabasco, así como el valor de su producción en miles de pesos.

Cuadro 5. Superficie sembrada y cosechada por tipos de cultivos en el municipio de Tenosique de Pino Suarez, Tabasco, según su disponibilidad de agua.

Tipo de cultivo	Superficie sembrada (ha)			Superficie cultivadas (ha)			Porcentaje estatal
	Total	Riego	Temporal	Total	Riego	Temporal	
Maíz de grano	8 323	0	8 323	6 398	0	6 398	10.10
Sorgo grano	560	0	560	388	0	388	7.58
Chile verde	156	0	156	156	0	156	11.68
Frijol	380	0	380	380	0	380	8.21
Calabaza o chihua	845	0	845	232	0	232	14.50
Sandía	102	0	102	91	0	91	9.52
Caña de azúcar	3 660	0	3 660	3 050	0	3 050	10.09
Palma africana o de aceite	2 560	0	2 560	1 696	0	1 696	21.02

Fuente: INEGI, 2015.

Cuadro 6. Volumen y valor de la producción agrícola por cultivo del municipio de Tenosique de Pino Suarez, Tabasco, según su disponibilidad de agua.

Tipo de cultivo	Volumen (t de peso)			Valor (miles de pesos)			Porcentaje estatal
	Total	Riego	Temporal	Total	Riego	Temporal	
Maíz de grano	10 867	0	10 867	42 240	0	42 240	8.48
Sorgo grano	892	0	892	2 408	0	2 408	6.45
Chile verde	293	0	293	7 009	0	7 009	5.69
Frijol	150	0	150	2 315	0	2 315	8.06
Calabaza o chihua	47	0	47	1 144	0	1 144	7.03
Sandía	1 274	0	1 274	2 548	0	2 548	9.16
Caña de azúcar	190 174	0	190 174	75 385	0	75 385	8.60
Palma africana o de aceite	16 232	0	16 232	18 973	0	18 973	11.88

Fuente: INEGI, 2015.

El uso potencial de la tierra para la actividad pecuaria, el establecimiento de praderas cultivadas con maquinaria agrícola corresponde al 65.67%, el establecimiento de praderas cultivadas con tracción animal 0.69%, el aprovechamiento de la vegetación de pastizal 4.52% y vegetación natural diferente del pastizal 0.72%, y no aptas para el uso pecuario 28.40% (INEGI, 2010). En el Cuadro 7, se muestran los volúmenes de producción de ganado y aves en toneladas y su valor en miles de pesos, así como el número de cabezas de ganado y ave sacrificados en el municipio de Tenosique, Tabasco.

Cuadro 7. Volumen de la producción de ganado y ave del municipio de Tenosique de Pino Suarez, Tabasco.

Municipio	Volumen de la producción de ganado y ave en pie (toneladas)					
	Bovino	Porcino	Ovino	Caprino	Ave	Guajolote
	12 617	851	46	0	594	147
Tenosique	Volumen de la producción de ganado y ave (miles de pesos)					
de Pino Suarez	Total	Bovino	Porcino	Ovino	Ave	Guajolote
	309 638	265 683	20 998	1 450	14 812	6 694
	Sacrificio de ganado y ave (cabezas)					

Bovino	Porcino	Ovino	Caprino	Ave	Guajolote
31 523	8 957	1 330	0	293 968	19 215

Fuente: INEGI, 2015.

La zona urbana está creciendo sobre roca sedimentaria del neógeno y suelo del cuaternario, en lomerío con llanura; sobre área donde originalmente había suelos denominados luvisol y phaeozem; tiene clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano y está creciendo sobre terrenos previamente ocupados por pastizal y agricultura (INEGI, 2010).

8.2. Actividades productivas del municipio de Emiliano Zapata, Tabasco

El uso potencial de la tierra para la actividad agrícola, en su mayoría es para la agricultura mecanizada (40.10%), para la agricultura mecanizada estacional (24.96%) y no aptas para la agricultura (34.94%) En los Cuadros 8 y 9, se muestran los tipos de cultivos sembrados y cosechados en el municipio de Emiliano Zapata, Tabasco, así como el valor de su producción en miles de pesos.

Cuadro 8. Superficie sembrada y cosechada por tipos de cultivos en el municipio de Emiliano Zapata, Tabasco, según su disponibilidad de agua.

Tipo de cultivo	Superficie sembrada (ha)			Superficie cultivadas (ha)			Porcentaje estatal
	Total	Riego	Temporal	Total	Riego	Temporal	
Maíz de grano	2 620	0	2 620	2 165	0	2 165	3.18
Sorgo grano	1 465	0	1 465	469	0	469	19.84
Chile verde	20	0	20	12	0	12	1.49
Frijol	80	0	80	80	0	80	1.72
Arroz palay	1 303	0	1 303	1 303	0	1 303	42.84
Sandia	40	0	40	36	0	36	3.73
Calabaza o chihua	4	0	4	0	0	0	0.068
Limón	9	0	9	6	0	6	0.125
Palma africana o de aceite	2 174	0	2 174	2 174	0	2 174	17.85

Fuente: INEGI, 2015.

Cuadro 9. Volumen y valor de la producción agrícola por cultivo del municipio de Emiliano Zapata, Tabasco, según su disponibilidad de agua.

Tipo de cultivo	Volumen (t de peso)			Valor (miles de pesos)			Porcentaje estatal
	Total	Riego	Temporal	Total	Riego	Temporal	
Maíz de grano	6 430	0	6 430	25 062	0	25 062	4.96
Sorgo grano	1 726	0	1 726	4 808	0	4 808	12.48
Chile verde	56	0	56	886	0	886	1.08
Frijol	76	0	76	1 120	0	1 120	4.08
Arroz palay	7 850	7 850	0	30 615	30 615	0	62.42
Sandia	360	0	360	930	0	930	2.59
Calabaza o chihua	0	0	0	0	0	0	0
Limón	48	0	48	174	0	174	0.058
Palma africana o de aceite	9 776	0	9 776	10 869	0	10 896	7.15

Fuente: INEGI, 2015.

Mientras tanto el uso potencial de la tierra para la actividad pecuaria se ocupa para el establecimiento de praderas cultivadas con maquinaria agrícola (67.71%), para el aprovechamiento de la vegetación de pastizal (5.73%), para el aprovechamiento de la vegetación natural diferente del pastizal (17.70%), y no aptas para el uso pecuario (8.86%).

Cuadro 10. Volumen de la producción de ganado y ave en pie (toneladas) del municipio de Emiliano Zapata, Tabasco.

Municipio	Volumen de la producción de ganado y ave en pie (toneladas)					
	Bovino	Porcino	Ovino	Caprino	Ave	Guajolote
	3 666	321	22	0	409	50
Emiliano Zapata	Volumen de la producción de ganado y ave en pie (miles de pesos)					
	Total	Bovino	Porcino	Ovino	Ave	Guajolote
	98 592	77 873	7 743	6 43	10 197	2 135
Emiliano Zapata	Sacrificio de ganado y ave (cabezas)					
	Bovino	Porcino	Ovino	Caprino	Ave	Guajolote
	9 157	3 385	6 26	0	204 263	6 588

Fuente: INEGI, 2015.

En el cuadro 10, se muestran los volúmenes de producción de ganado y aves en toneladas y su valor en miles de pesos, así como el número de cabezas de ganado y ave sacrificados en el municipio de Emiliano Zapata, Tabasco.

8.3. Actividades productivas del municipio de Jonuta, Tabasco

En cuanto al uso potencial de la tierra agrícola es la agricultura mecanizada continua (2.44%), agricultura mecanizada estacional (24.22%), sin embargo, no aptas para la agricultura (73.34%). En los Cuadros 11 y 12, se muestran los tipos de cultivos sembrados y cosechados, así como el valor de su producción en miles de pesos en el municipio de Jonuta, Tabasco. El uso potencial de la tierra para la actividad pecuaria, son el establecimiento de praderas cultivadas con maquinaria agrícola (26.65%), para el aprovechamiento de la vegetación natural diferentes del pastizal (15.97%), para el aprovechamiento de la vegetación natural diferentes del pastizal (0.87%), sin embargo, no aptas para el uso pecuario (56.56%). En el Cuadro 13, se muestra la producción en toneladas de los diferentes tipos de ganado que se producen en Jonuta, Tabasco, así como su valor en miles de pesos y el total de cabezas sacrificadas (INEGI, 2010).

Cuadro 11. Superficie sembrada y cosechada por tipos de cultivos en el municipio de Jonuta, Tabasco.

Tipo de cultivo	Superficie sembrada (ha)			Superficie cultivadas (ha)			Porcentaje estatal
	Total	Riego	Temporal	Total	Riego	Temporal	
Maíz de grano	4 800	0	4 800	2 880	0	2 880	5.82
Sorgo grano	300	0	300	280	0	280	4.06
Chile verde	252	0	252	252	0	252	18.87
Frijol	41	0	41	41	0	41	0.88
Arroz palay	370	370	0	370	370	0	12.16
Calabaza o chihua	13	0	13	13	0	13	0.22

Fuente: INEGI, 2015.

Cuadro 12. Volumen y valor de la producción agrícola por cultivo del municipio de Jonuta, Tabasco.

Tipo de cultivo	Volumen (t de peso)			Valor (miles de pesos)			Porcentaje estatal
	Total	Riego	Temporal	Total	Riego	Temporal	
Maíz de grano	4 032	0	4 032	16 484	0	16 484	3.11

Sorgo grano	900	0	900	2 883	0	2 883	6.5
Chile verde	756	0	756	15 725	0	15 725	14.69
Frijol	29	0	29	408	0	408	1.55
Arroz palay	1 560	1 560	0	6 354	6 354	0	12.40
Calabaza o chihua	0	0	10	237	0	237	1.49

Fuente: INEGI, 2015.

Cuadro 13. Volumen de la producción de ganado y ave del municipio de Jonuta, Tabasco.

Municipio	Volumen de la producción de ganado y ave en pie (t)					
	Bovino	Porcino	Ovino	Caprino	Ave	Guajolote
	9 157	665	21	0	392	118
	Volumen de la producción de ganado y ave en pie (miles de pesos)					
	Total	Bovino	Porcino	Ovino	Ave	Guajolote
Jonuta	180 902	159 222	16 268	620	9 776	5 016
	Sacrificio de ganado y aves (cabezas)					
	Bovino	Porcino	Ovino	Caprino	Ave	Guajolote
	16 374	6 989	613	0	195 783	15 366

Fuente: INEGI, 2015.

La zona urbana está creciendo sobre suelo del Cuaternario, en llanura aluvial costera inundable; sobre área donde originalmente había suelo denominado Gleysol; tiene clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, y está creciendo sobre terreno previamente ocupado por pastizal (INEGI, 2010).

8.4. Caudal líquido y de sólidos suspendidos en los sitios de muestreo

García (2018) indicó que los sitios Puente Boca del Cerro (R1), Puente Chablé (R2) y Puente Jonuta (R3) presentaron en el lecho del río un caudal líquido máximo durante la temporada de lluvias en el mes de octubre (2017). Éste fue de 3 278.3; 4 901.24 y 3 457.28 m³/s para los sitios de estudio antes mencionados. Mientras que en el mes de abril de 2018, correspondiente a la temporada de estiaje, se registraron los valores más bajos con 376.3; 827.34 y 444.87 m³/s. Los caudales líquidos encontrados en este estudio pueden deberse a que en el mes de octubre se

registró la mayor precipitación con 414 mm y 109.5 mm en abril (CONAGUA, 2017, 2018). Los sitios con las concentraciones máximas de sólidos en suspensión están relacionados con la saturación de los suelos cercanos al área de la cuenca del Río Usumacinta. Esto, muy seguramente fue causado por la falta de retención de agua de los suelos de tipo gleysol, vertisol, regosol, arenosol y fluvisol presentes en el área de estudio. La frecuencia e intensidad de las lluvias ocasionan inundaciones y niveles freáticos elevados. Esto causa escorrentías en zonas agrícolas con suelos de poca o nula pendiente (Coras-Merino *et al.*, 2005; García, 2018). Los caudales máximos de sólidos en suspensión se presentaron en los sitios de Puente Boca del Cerro (R1), durante la temporada de lluvias que ocurrió en octubre de 2017, con 33 725.09 t/día; para el sitio Puente Chablé (R2) el caudal fue de 55 728 t/día; y para el sitio Puente Jonuta (R3) se registraron dos caudales de sólidos en suspensión elevados en los meses de septiembre y octubre del mismo año, con 25 893.36 y 26 585.11 t/día. Mientras que en la temporada de estiaje no se detectaron caudales de sólidos en el sitio Puente Boca del Cerro (R1), durante los meses de marzo y abril 2018. En los sitios Puente Chablé (R2) y Puente Jonuta (R3) se registraron valores de caudales de sólidos de 928.8 y 538.11 t/día, en el mes de abril de 2018. Las concentraciones bajas de sólidos en suspensión en los sitios de estudio, pudo deberse a la disminución de la velocidad superficial del agua, lo que permitió que los sólidos en suspensión se precipitaran río abajo, evitando así la resuspensión de los sedimentos hacia el lecho del río, erosión de los suelos y el deslave de las paredes de los canales de la red de drenaje de la cuenca (García, 2018).

8.5. Emisiones derivadas por el sector agropecuario

En el sureste de México, Tabasco ha sido una entidad con mayor actividad ganadera de bovinos de carne. Las emisiones derivadas de las explotaciones de bovinos, ovinos y aves emiten gases de efecto invernadero, tales como metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno de amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$), producto de la fermentación entérica del ganado y el manejo de estiércol. Mientras que el sector agrícola contribuye con emisiones de CH_4 y N_2O por el uso de fertilizantes químicos, producción de arroz y quema y descomposición de rastrojo (Oyarzún *et al.*, 2002; De Jong *et al.*, 2011). De acuerdo con Oyarzún *et al.* (2002), el aumento en la deposición atmosférica, a escala regional y global, sumado al aumento de las actividades agropecuarias y a la aplicación de purines; sin lugar a duda, influyen en el cambio de los ciclos biogeoquímicos del suelo, la escorrentía superficial y cantidad de agua del manto freático. Lo que causa un desbalance de

nutrimentos en los ecosistemas regionales. El Cuadro 14 muestra la cantidad de producción de estiércol y el nitrógeno que se encuentra en éste.

Cuadro 14. Producción total de estiércol pecuario y su contenido de nitrógeno en animales de granja (Lagunes, 2018).

Animal	Peso (kg)	Producción de estiércol kg día ⁻¹	Cantidad de nitrógeno kg día ⁻¹
Ganado lechero	543.59	37.19	0.185
	635.02	52.16	0.258
Ganado de carne	566.99	34.01	0.195
Cerdo	90.71	5.896	0.040
Cerde gestante	124.73	4.036	0.028
Verraco	158.75	4.989	0.035
Oveja	45.35	1.814	0.020
Pollo	0.907	0.063	0.00108
Caballo	543.59	20.411	0.122

Modificado de Moore y Willrich, 1982.

8.6. Fuentes puntuales y difusas de contaminación

De acuerdo con Lagunes (2018), existen diferentes fuentes de contaminación puntuales y difusas en la zona de estudio, las cuales han sido clasificadas de acuerdo con el potencial de generación de carga contaminante hacia el subsuelo. Estas fuentes de contaminación incluyen a las puntuales: a) Ingenio Hermenegildo Galeana; b) Fábrica de alimento balanceado para el ganado; c) Banco de materiales (extracción, procesamiento de arena y materiales pétreos); d) Fábrica de cal hidratada; e) Rastros municipales; f) Sitios de disposición de sólidos de residuos urbanos; y g) Puntos de descargas sin tratamientos residuales. Las fuentes de contaminación difusas incluyen: a) Prácticas agrícolas; b) Crías de ganado; y c) Saneamiento *in situ*. Cabe mencionar que, tanto en la orilla del río como en pequeñas islas localizadas en algunas partes del cauce del río existen asentamientos humanos con animales de traspatio.

La falta de saneamiento público se encuentra relacionado con la entrada y presencia de contaminantes en aguas superficiales (Monteiro *et al.*, 2016). CONAGUA (2018) indicó que en el mes de mayo, septiembre y diciembre de 2017, se descargaron aguas crudas con concentraciones máximas de N-NH₃⁻ en tres monitoreos, realizados en Tenosique, las cuales fueron 8.57, 3.40 y 10.04 mg L⁻¹ y de NTK las siguientes concentraciones máximas, esto es, 12.13, 7.56 y 19.87 mg L⁻¹. En Emiliano Zapata las concentraciones máximas de N-NH₃⁻ fueron de 9.97, 3.16 y 8.76 mg L⁻¹ y las de NTK fueron 17.44, 15.11 y 14.91 mg L⁻¹. En Jonuta los valores máximos durante los tres monitoreos de N-NH₃⁻ registrados fueron de 12.18, 23.08 y 27.86 mg L⁻¹, mientras que, los valores máximos de NTK fueron 55.24, 41.38 y 36.21 mg L⁻¹.

Cabe mencionar, que en todas las descargas de agua, se registraron valores de coliformes totales mayores a 24 000 NMP/100 mL y con la presencia de *E. coli*.

8.7. Uso de fertilizantes en la zona de estudio

Se procedió a establecer comunicación con informantes clave (productores y ganaderos) de los municipios correspondientes a la zona de estudio, para recabar información referente a cultivos, dosis de fertilizantes y tipo de riego. De acuerdo con Lagunes (2018), los resultados de la encuesta exploratoria aplicada en el 2017 a 200 productores de la zona de estudio, mostró como resultado que la mayoría de los productores ganaderos y aproximadamente dos tercios de los productores agrícolas no aplican fertilizantes en sus pastos o cultivos. Sin embargo, el fertilizante más utilizado es la Urea, con una aplicación de aproximadamente de 51 kg ha⁻¹. Seguido por el Triple 17, con proporciones de nitrógeno, fósforo y potasio de 18-20-00 (Cuadro 15).

Cuadro 15. Tipos de fertilizantes utilizados en la zona de estudio (información recabada con informantes clave).

Municipio	Tipo de fertilizante	Cultivos	Antigüedad de la práctica (años)	Período de aplicación	Agua de riego
Tenosique	Triple 20-30-10 Urea	Maíz, calabaza, yuca, camote, plátano, caña de azúcar. Árboles frutales y maderables	1-50	May-Oct	Río, pozo y lluvia
Emiliano Zapata	Urea (Nitrógeno 46%) Triple 20-30-10 (NPK) Triple 17 (NPK) DAP 18-20-00 (N-P)	Maíz, chile, calabaza, tomate, frijol, plátano Pastizal	10-50	Ene-Jul Sep-Oct	Río, pozo y lluvia
Jonuta	Urea	Maíz, frijol y tomate	5-20	Feb-Dic	Río, pozo y lluvia

De acuerdo a la Agenda Técnica Agrícola de Tabasco INIFAP (2017), es recomendable el uso de fertilizantes como (N-P-K) (11.5-8-6) de nitrógeno, fósforo y potasio, (N-P-K) (75-75-75), 60-70-45 (N-P-K), (18-46-00) usando urea, fosfato diamónico o DAP, 200-120-180 de (N-P-K), 64-46-00 (N-P-K), 160-60-30, 120-40-30 (N-P-K), 18-46-00 (N-P-K), 160-60-30 DAP y cloruro de potasio, en diferentes dosificaciones para cultivos como: cacao, calabaza o chihua, chile, frijol, limón, maíz, palma de aceite y sorgo.

En un estudio realizado por Lagunes (2018), donde se analizaron muestras de agua subterránea de la localidad de Chablé (Emiliano Zapata), durante la temporada de estiaje de 2017, se obtuvo una concentración máxima de 3.979 mg L^{-1} de N-NO_3^- . En la temporada de lluvias se registró un valor máximo de 3.821 mg L^{-1} de N-NO_3^- en la localidad La Palma (Tenosique). La presencia de estas concentraciones se le atribuyen a las aportaciones de las fuentes difusas, como la proximidad de las áreas dedicadas a la agricultura de riego; debido a que se encuentran cerca de la orilla del ríos.

8.8. Análisis fisicoquímicos y biológicos de las muestras de agua superficial

8.8.1. Temperatura

En este estudio la temperatura varió de 25.6 a $30.7 \text{ }^\circ\text{C}$ en temporada de lluvias, mientras que en temporada de estiaje osciló entre 22.96 a $33.88 \text{ }^\circ\text{C}$ en los sitios R1 y R3 (Cuadro 16).

8.8.2. Potencial de hidrógeno (pH)

Los valores de pH durante temporada de lluvias variaron de 7.50 hasta 8.93 en los sitios R1 y R2, mientras que en estiaje osciló de 7.68 a 8.13 en los sitios R2 y R3. Los CE-CCA-001/89 consideran aguas aptas para riego agrícola a todas aquellas que mantengan un pH entre 4.5 a 9 (Cuadro 16).

8.8.3. Conductividad eléctrica (CE)

La CE tuvo un intervalo de 31.96 a $51.40 \text{ } \mu\text{s/cm}^{-1}$ durante la temporada de lluvias en el sitio R3. En temporada de estiaje la CE osciló entre 45.66 a $83.83 \text{ } \mu\text{s/cm}^{-1}$ en el sitio R2. Según los CE-CCA-001/89 las aguas aptas para riego agrícola, son todas aquellas que mantengan un valor menor a $1000 \text{ } \mu\text{s/cm}^{-1}$ (Cuadro 16).

8.8.4. Oxígeno disuelto (OD)

El OD presentó un valor de 5.66 a 7.21 mg L^{-1} en temporada de lluvias en el sitio R2. En temporada de estiaje se registraron valores de 5.31 a 7.52 mg L^{-1} en los sitios R1 y R2. De acuerdo a los CE-CCA-001/89 las aguas aptas para riego agrícola, son todas aquellas que mantengan un valor mayor a 5 mg L^{-1} y como fuente de abastecimiento de agua potable no menores a 4 mg L^{-1} (Cuadro 16).

Por tanto, los valores de temperatura, pH, CE y OD registrados durante el periodo de estudio, se encuentran dentro de los límites máximos permisibles de la normatividad establecida para este estudio.

8.8.5. Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)

La concentración mínima de NTK fue de 0.346 y un máximo de 1.101 mg L⁻¹ en el sitio R1. Mientras que, en temporada de estiaje se registraron valores de 0.27 a 1.01 mg L⁻¹, en los sitios R1 y R3. De acuerdo a los criterios de la US-EPA (1999, 2006), las concentraciones de NTK deben ser menores a 0.035 mg L⁻¹, para la protección de la vida acuática y las concentraciones mayores a 0.76 mg L⁻¹ pueden causar eutrofización en ríos y lagos (Cuadro 16).

Durante el periodo de estudio, todas las concentraciones registradas en los tres sitios sobrepasaron los criterios de la US-EPA (1999, 2006) para la protección de la vida acuática y algunos con el riesgo de eutrofización (Figura 16).

En la Figura 17 se observa que las concentraciones más altas de NTK registradas durante todo el periodo de estudio, se encuentran distribuidas en el sitio R2 Puente Chablé, seguidas del R1 Puente Boca del Cerro.

Cuadro 16. Contraste de los límites máximos permisibles (LMP) de acuerdo con los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89 y criterios de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos US- EPA (1999, 2002 y 2006), con respecto a la concentración de los parámetros analizados.

Parámetros fisicoquímicos									
LMP	Temp °C	pH	CE µs/cm ⁻¹	OD	NTK mg L ⁻¹	N-NH ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃	CT MPN /100 mL
CE-CCA-001/89	N/A	4.5-9 ¹ 5-9 ⁴	1000	>5 ³ >4 ⁴	N/A	0.06 ³	0.05 ⁴	5 ⁴ 0.04 ³	1000 ^{1,3}
US-EPA 1999, 2002, 2006	N/A	5-9 ² 6-9 ³	N/A	N/A	0.035 ³ 0.76 ⁵	0.05 ³	N/A	10 ⁴	N/A
Temporada de lluvias									
Máximo	30.7	8.93	51.40	7.21	1.101	0.51	0.068	0.638	14 136
Mínimo	25.6	7.50	31.96	5.66	0.346	0.099	0.0006	0.0015	571
Temporada de estiaje									
Máximo	33.88	8.13	83.83	7.52	1.01	0.437	0.075	0.459	>24 196
Mínimo	22.96	7.68	45.66	5.31	0.27	0.046	0.002	0.091	530

(1): Para riego agrícola; (2): Uso público urbano; (3): Protección de vida acuática de agua dulce; (4): Fuente de abastecimiento de agua potable; (5): Niveles que pueden causar eutrofización en ríos y lagos; CT: Coliformes totales. Letras en negritas son datos por encima de los LMP.

Cuadro 17. Diferencias significativas con un nivel de significancia del 0.05 entre temporadas de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial.

Pruebas de análisis	Temp. °C	pH	CE $\mu\text{s}/\text{cm}^{-1}$	OD	N-NH ₃ ⁻	NTK mg L^{-1}	N-NO ₂ ⁻ mg L^{-1}	N-NO ₃ ⁻ mg L^{-1}	C.T NMP 100/ mL^{-1}
t de Student	t=0.957 gl=31			t=-1.372 gl=31	t=2.058 gl=31	t=1.768 gl=31		t=1.104 gl=31	t=-0.268 gl=31
U de Mann-Whitney	p=0.346	U=123.5 p=0.925	U=26 p=0.000	p=0.180	p=0.048	p=0.087	U=115 p=0.680	p=0.278	p=0.790

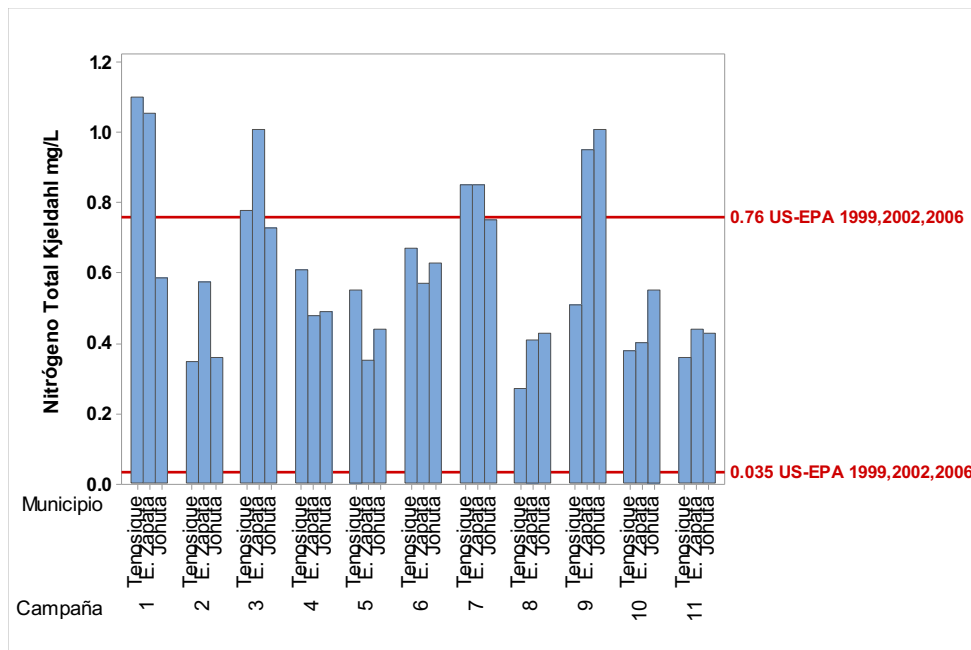


Figura 16. Variación espacio-temporal del NTK en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, determinadas durante el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo.

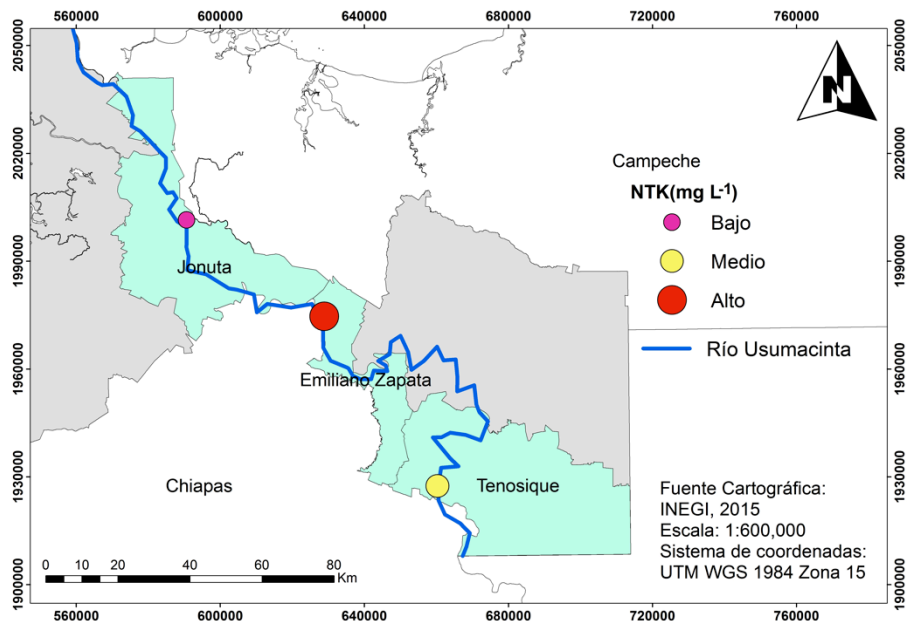


Figura 17. Distribución espacial de la concentración del NTK en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, durante el periodo de estudio.

8.8.6. Nitrógeno amoniacal (N-NH_3^-)

Los valores del N-NH_3^- presentaron un mínimo de 0.099 y un máximo de 0.51 mg L^{-1} durante la temporada de lluvias en los sitios R1 y R2. Durante la temporada de estiaje fue de 0.046 a 0.437 mg L^{-1} , en los sitios R1 y R3. Los CE-CCA-001/89 indican que las aguas superficiales no deben exceder de 0.06 mg L^{-1} y para los criterios de US-EPA (1999, 2006) deberán ser menores de 0.05 mg L^{-1} , ambas para la protección de la vida acuática (Cuadro 20).

Sin embargo, durante todo el periodo de estudio las concentraciones de N-NH_3^- fueron superiores a los criterios normativos ya mencionados, con excepción de la campaña 11 en los tres sitios (Figura 18). En la Figura 19, se puede observar que las concentraciones más altas del nitrógeno amoniacal registradas durante todo el periodo de estudio, se encuentran distribuidas en el sitio R2 Puente Chablé, seguidas del R3 Puente Jonuta.

8.8.7. Nitrógeno de nitrito (N-NO_2^-)

Los valores de N-Nitrito presentaron un mínimo de 0.0006 y un máximo de 0.068 mg L^{-1} en el sitio R2 durante temporada de lluvias. Mientras que, en temporada de estiaje se registraron valores desde 0.002 hasta 0.075 mg L^{-1} .

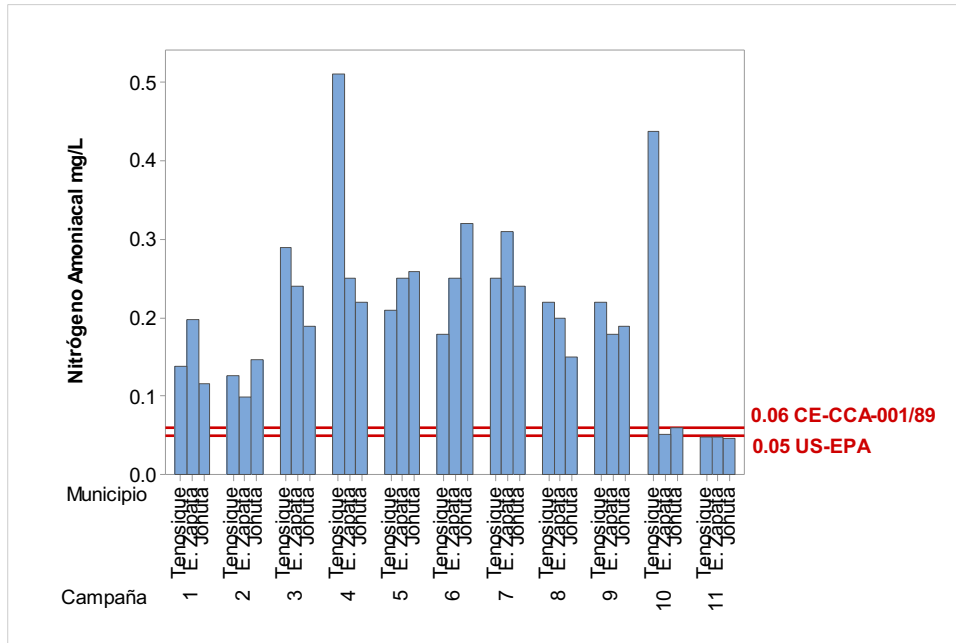


Figura 18. Variación espacio-temporal de las concentraciones del nitrógeno amoniaco en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, determinadas durante el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo.

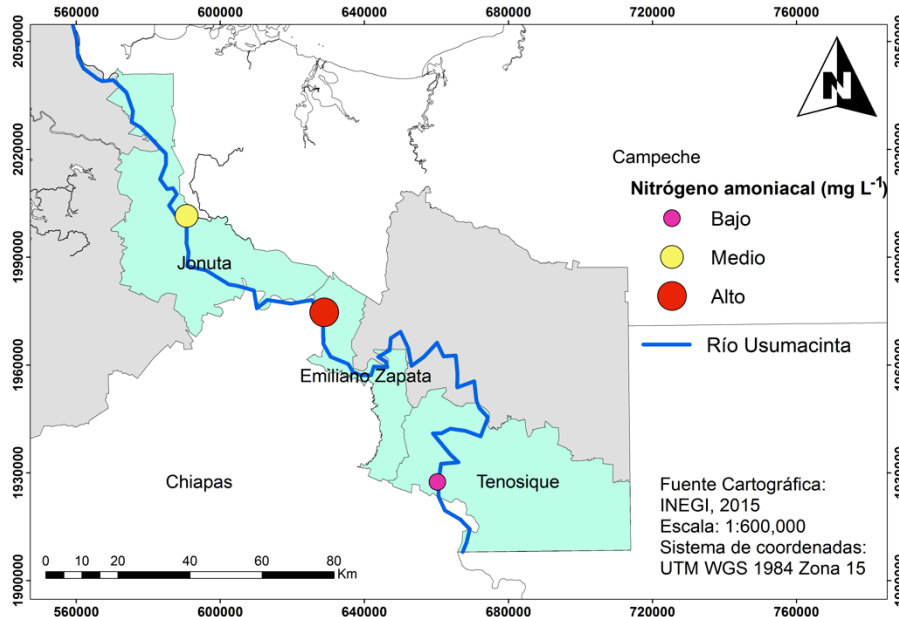


Figura 19. Distribución espacial de la concentración del nitrógeno amoniaco en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, durante el periodo de estudio.

De acuerdo con los CE-CCA-001/89, las aguas superficiales deben tener concentraciones menores a 0.05 mg L^{-1} para ser utilizadas como fuente de abastecimiento de agua potable (Cuadro 20). Sin embargo, en los tres sitios y en ambas temporadas se registraron valores mayores a 0.015 mg L^{-1} (Figura 22). En la Figura 21 se puede observar que las concentraciones

más altas del nitrógeno de nitratos (mg L^{-1}) durante todo el periodo de estudio, se encuentran distribuidas en el sitio R1 Puente Boca del Cerro, seguidas del R2 Puente Chablé.

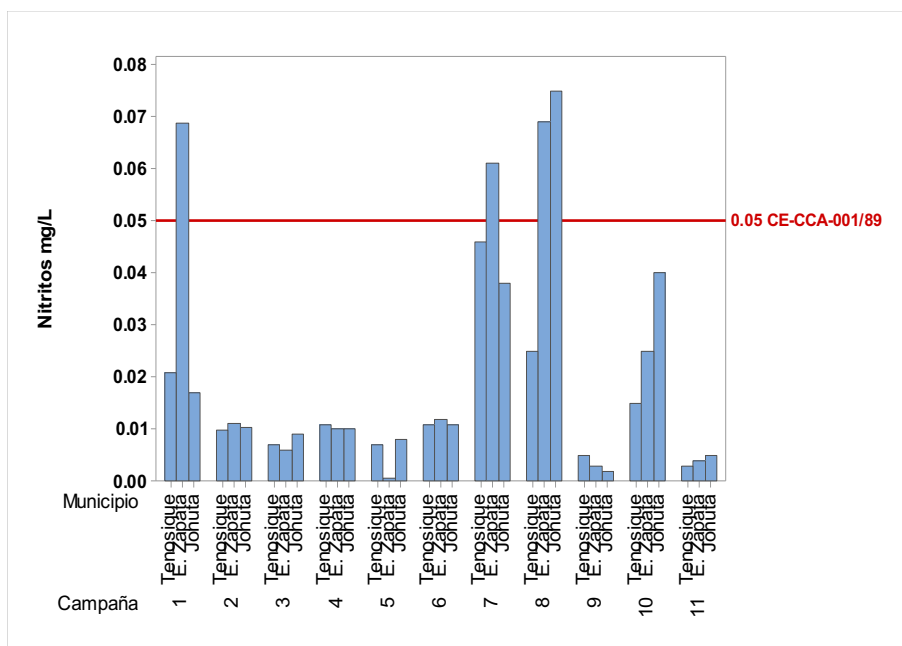


Figura 20. Variación espacio-temporal de la concentración de nitrógeno de N-nitritos en el agua superficial, determinadas durante el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo.

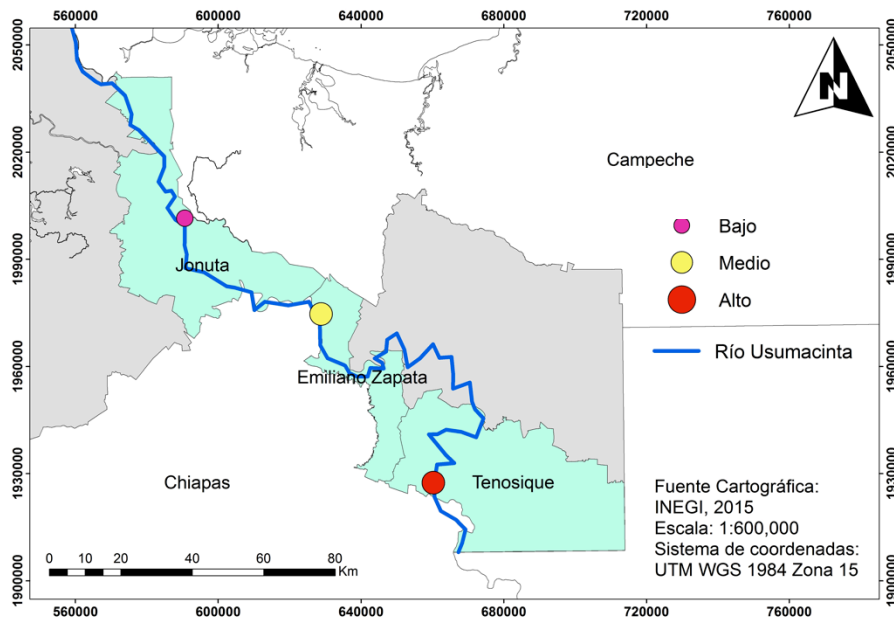


Figura 21. Distribución espacial de la concentración de N-nitritos en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, durante el periodo de estudio.

Nitrógeno de nitratos

8.8.8. Nitrógeno de nitratos (mg L^{-1})

Los valores del nitrógeno de nitratos registrados en la temporada de lluvias oscilaron entre 0.0015 a 0.638 mg L^{-1} en el sitio R2; mientras que en estiaje los valores fueron de 0.091 hasta 0.459 mg L^{-1} en los sitios R3 y R1 (Cuadro 22). De acuerdo con los CE-CCA-001/89 las concentraciones de nitratos deben ser menores a 5 mg L^{-1} y según la US-EPA 1999, 2002, 2006, no deben exceder de 10 mg L^{-1} para ser utilizadas como fuente de abastecimiento de agua potable (Figura 22).

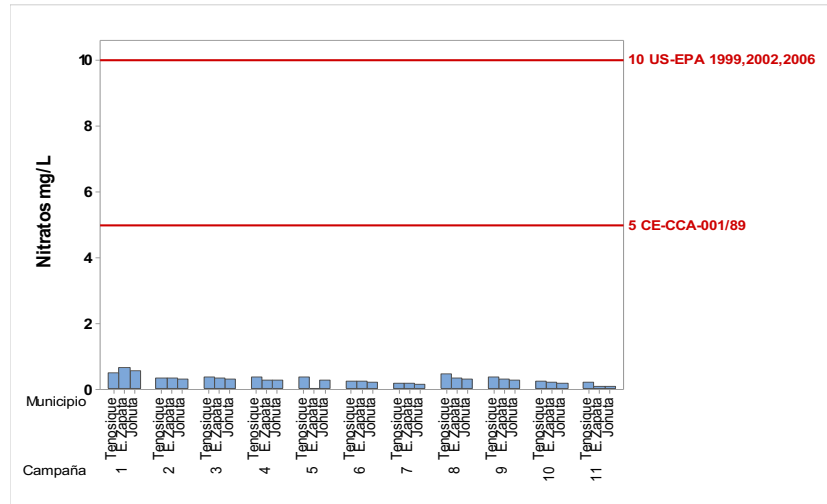


Figura 22. Variación espacio-temporal de la concentración de N-nitratos en el agua superficial, observada durante el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo.

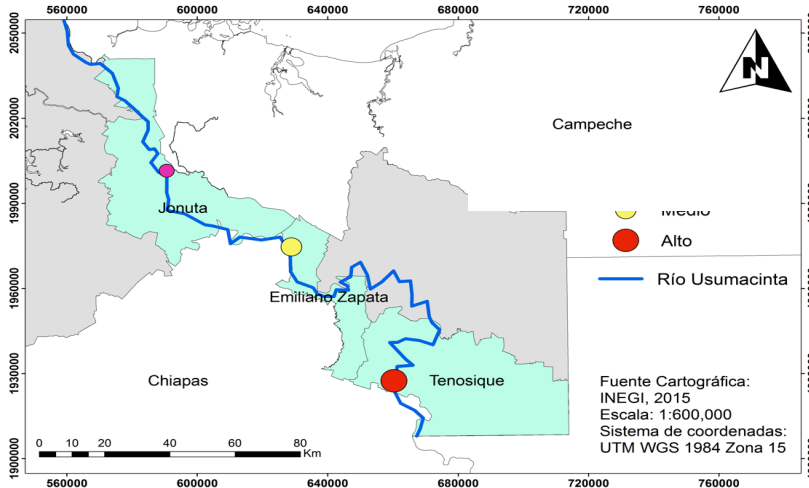


Figura 23. Distribución espacial de la concentración del nitrógeno de nitratos en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, durante el periodo de estudio.

8.8.9. Coliformes totales

La presencia de coliformes totales durante la temporada de lluvias fue de 571 a 14 136 NMP/100 mL en los sitios R3 y R1 y en estiaje osciló entre 530 y mayor a 24 196 NMP/100 mL en los sitios R1 y R2 (Cuadro 22). Durante ambas temporadas se registraron valores superiores a los establecidos por los CE-CCA-001/89, los cuales no deben exceder de 1000 NMP/100 mL para ser utilizada como agua para riego agrícola y para la protección de vida acuática de agua dulce (Figura 24).

Cabe mencionar, que se detectó la presencia de la enterobacteria *E. coli* en todos los sitios y en ambas temporadas de este estudio. En la Figura 25, se puede observar que las concentraciones más altas de coliformes totales fueron registradas durante todo el periodo de estudio, se encuentran distribuidas en el sitio R1 Puente Boca del Cerro, seguidas del R2 Puente Chablé.

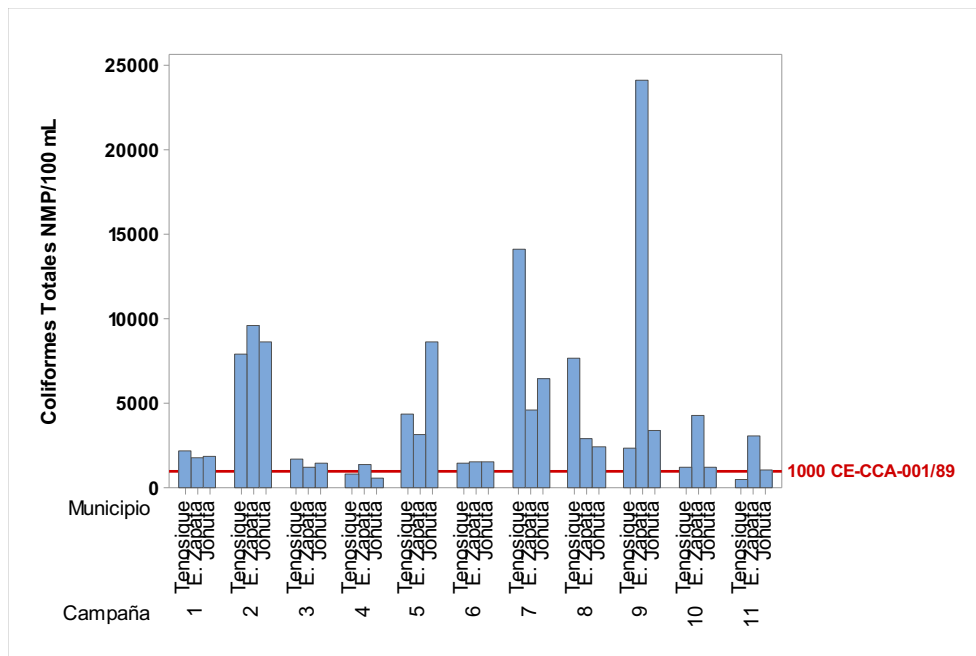


Figura 24. Variación temporal y espacial de las concentraciones de coliformes totales en agua superficial, determinadas durante el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo.

No hubo diferencias significativas en los parámetros temperatura, pH, OD, NTK, N-NO_2^- , N-NO_3^- y coliformes totales ($p > 0.05$). Por tanto, la CE y N-NH_3^- (Figura 26) fueron los únicos parámetro que mostraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas ($p < 0.05$) con un IC 95% (Cuadro 17).

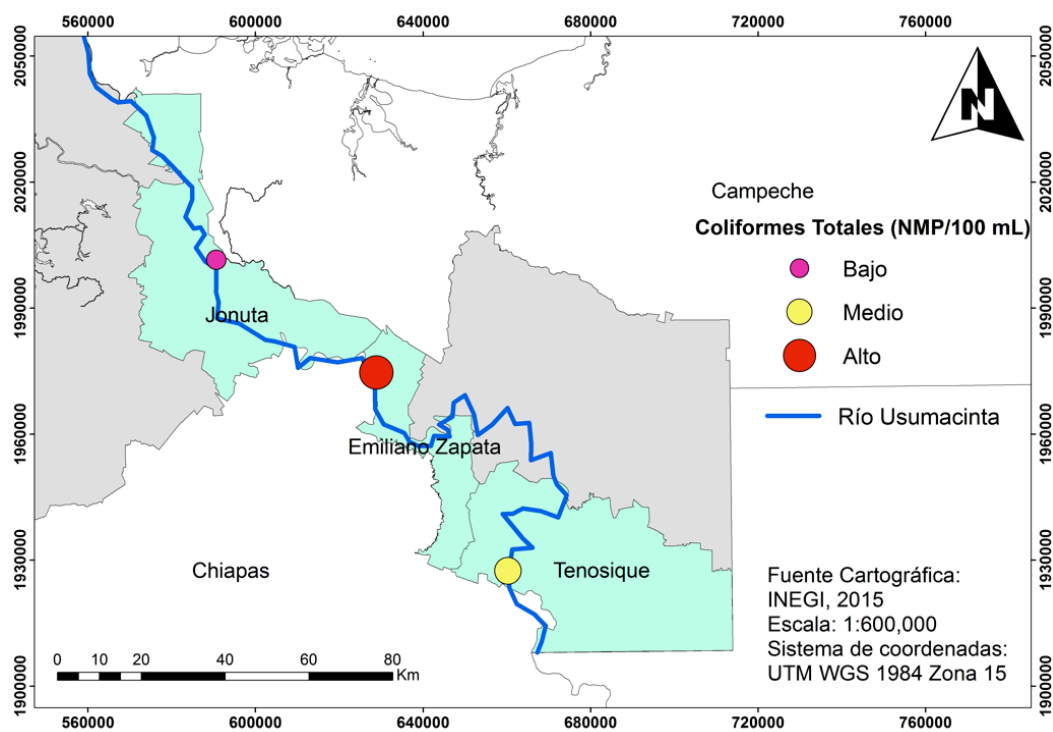


Figura 25. Distribución espacial de la concentración de coliformes totales en el agua superficial del Río Usumacinta, Tabasco, durante el periodo de estudio.

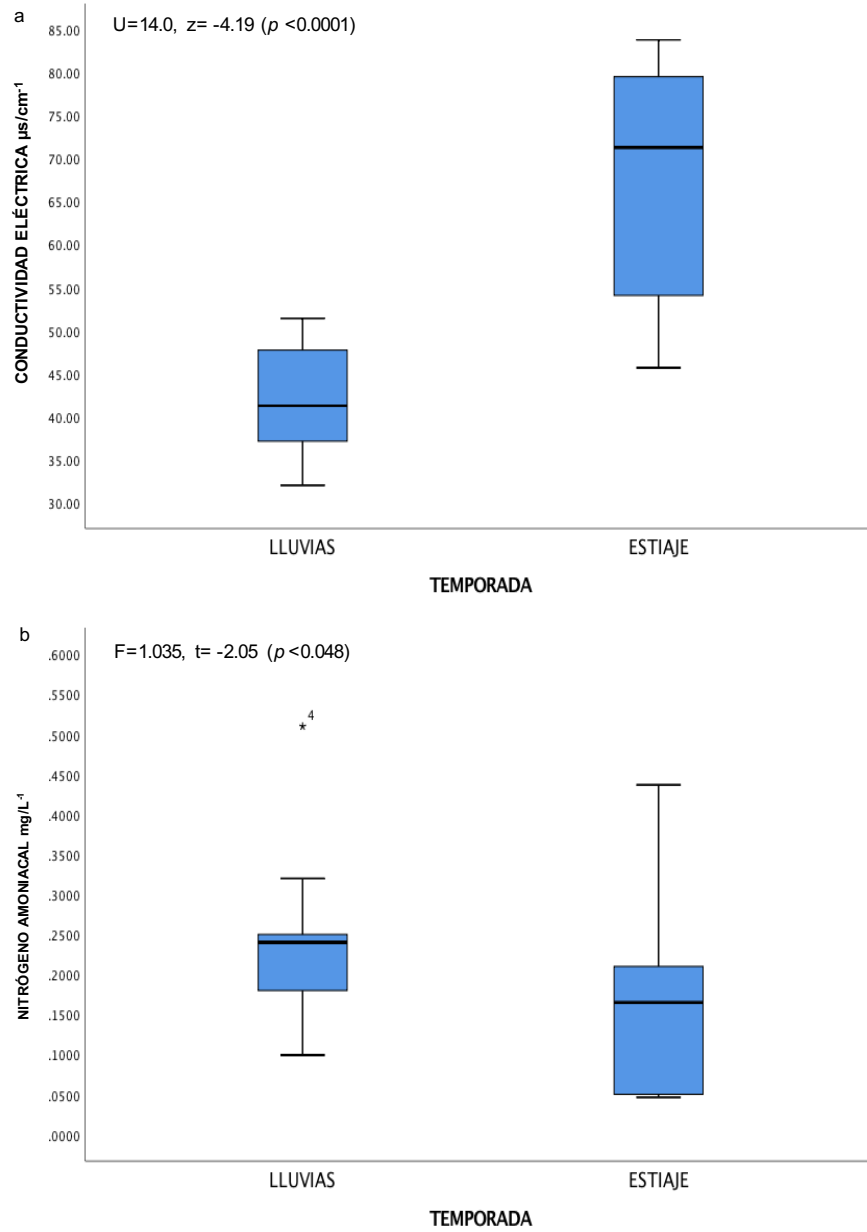


Figura 26. a) Diferencia en la conductividad eléctrica entre temporadas y b) Diferencia en la concentración de N-NH_3 entre temporadas.

9. DISCUSIÓN

De acuerdo con Ruíz-Álvarez *et al.* (2012), el estado de Tabasco presenta un periodo húmedo y seco con abundantes precipitaciones durante casi todo el año. Coras-Merino *et al.* (2005) indicó que el mes en el que se presentan las temperaturas ambientales más elevadas son en abril. López (2011) mencionó que existen factores que modifican la temperatura del agua del Río

Usumacinta, estos pueden ser: las corrientes, lluvias nocturnas y diurnas, temperatura ambiental de hasta 45 °C, nubosidad y la hora del muestreo. En este estudio la temperatura máxima del agua superficial registrada fue en mayo de 2018, esto es 33.88 °C, seguido por abril con 31.2 °C. De acuerdo con Guzmán-Quintero *et al.* (2007), la temperatura del agua superficial debe ser menor a 40 °C para que no representen un riesgo para la vida acuática, agua de riego o uso público urbano. Esto, debido a que la temperatura es uno de los parámetros que más afecta las condiciones del ecosistema y el ciclo de los nutrientes.

Para Pérez-Castillo y Rodríguez (2008), la temperatura del agua afecta los procesos físicos como la volatilización; solubilidad de sales y gases (oxígeno); los procesos químicos (pH); equilibrio de ionización o concentración de amoníaco y velocidades de reacción; y los procesos biológicos como la tasa metabólica y descomposición de materia orgánica.

Los valores de pH que se registraron en este estudio, se encontraron dentro del rango de 6 a 9.1, similares a los reportados por Ramos-Herrera *et al.* (2012) en el Río Usumacinta. Según Alvarez *et al.*, (2006), el pH del agua superficial contribuye a la actividad vital de los organismos acuáticos. Y el valor de este, debe mantenerse lo más cercano a 7 para clasificarse como aguas aptas para riego (Sarabia *et al.*, 2011). De acuerdo con López (2011), el pH en el Río Usumacinta se encuentra relacionado con la composición del fondo y la concentración la determina la disponibilidad de agua para la dilución de los sustratos. Por tanto, en los periodos más secos el pH tiende a ser más alcalino y por el contrario en los periodos lluviosos; el agua hace que los sustratos del fondo y otros sólidos se diluyan y el pH sea casi neutro.

Para Ramos-Herrera *et al.* (2012), el valor de pH del agua se relaciona de modo cercano con la productividad biológica y puede ser afectado por las actividades antropogénicas. Alvarez *et al.* (2006) indicó que cuando la contaminación de las aguas superficiales aumenta, el valor del pH tiende a disminuir. En general, el pH es un indicador de calidad del agua, así como del grado de afectación de ésta, por agentes contaminantes debido a la descarga de un efluente. Los cambios en el pH pueden indicar el ingreso de fertilizantes y procesos de eutroficación, además, afecta la toxicidad del amoníaco y la disponibilidad biológica de algunos metales pesados (Pérez-Castillo y Rodríguez, 2008).

La CE es uno de los parámetros más importantes para determinar la cantidad de agua de riego agrícola (Sarabia *et al.*, 2011). De acuerdo con Guzmán-Quintero *et al.* (2007), los valores de CE menores a 250 $\mu\text{s}/\text{cm}^{-1}$ en aguas superficiales, se consideran excelentes para uso agrícola. El

valor máximo de CE registrado en este estudio fue de $83.83 \mu\text{s}/\text{cm}^{-1}$ y presentó una tendencia a aumentar durante los meses de estiaje. López (2011) indicó que la CE se encuentra relacionada con las sales disueltas en el agua, por tanto, los valores de la CE registrados en el Río Usumacinta se encuentran relacionados directamente con las concentraciones de SDT, y con el aumento de la temperatura del agua superficial. Es decir, mientras mayor sea la temperatura del agua superficial, mayor será el valor de la CE (Solís-Garza *et al.*, 2011); lo que se pudo confirmar durante este estudio. Los valores bajos de CE durante la temporada de lluvias fueron de $31.96 \mu\text{s}/\text{cm}^{-1}$, y se pueden atribuir a la disolución de los materiales minerales de los causes (Romero *et al.*, 2011).

La presencia OD en la mayoría de las veces se encuentra relacionado con la biodiversidad y la supervivencia de la comunidad biótica. Concentraciones bajas de OD producen efectos negativos sobre la biodiversidad, en el crecimiento, la reproducción y la actividad de organismos acuáticos (peces). Además, al igual que el pH, el porcentaje de saturación del OD es un indicador de la calidad del agua, y del grado de afectación de ésta por agentes contaminantes y de la contaminación producida por la descarga de un efluente (Pérez-Castillo y Rodríguez, 2008).

Para Espinosa *et al.* (2013), el NTK es definido como la suma de amonio y compuestos orgánicos nitrogenados. El nitrógeno total incluye al NTK, nitritos y los nitratos, como formas oxidadas del nitrógeno.

El N-NH_3^- es producido por la descomposición de la materia orgánica nitrogenada como resultado de la actividad microbiológica (López, 2007). El N-NH_3^- se ve directamente afectado por la temperatura y el pH, debido a que éstos afectan su nivel de concentración y/o toxicidad (Pérez-Castillo y Rodríguez, 2008).

En este estudio los valores máximas de N-NH_3^- se presentaron durante la temporada de lluvias (junio y julio). Dicho comportamiento es similar al reportado por Castañon-González y Abraján-Hernández (2009), en el Río Sabinal, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, en donde se registraron concentraciones mayores a 0.05 mg L^{-1} de N-NH_3^- en junio, julio y agosto. López (2007) indicó que el incremento del nitrógeno amoniacal, se encuentra relacionado con la presencia de agua residual proveniente de aguas domésticas, escurrimientos agrícolas e industriales, filtración del contenido de fosas sépticas o drenajes fragmentados. Los contaminantes mencionados llegan al agua superficial por escurrimientos o lixiviación.

Para Pérez-Castillo y Rodríguez (2008), la presencia de nitritos en aguas superficiales es un indicador de la contaminación por aguas negras, desechos de animales o por la reducción de nitratos que contenga el cuerpo de agua. Los nitratos se encuentran relacionados con el lavado de fertilizantes y tiene la capacidad de favorecer la eutroficación antropogénica, esta última se encuentra relacionada con eventos de inundaciones.

Existen reportes cercanos al sitio de estudio donde se han registrado niveles elevados de nitratos, que se han ido incrementado año tras año y, se le atribuye al aumento del uso de fertilizantes y materia orgánica proveniente de las actividades agropecuarias (López, 2011). En este estudio las concentraciones de nitrógeno de nitratos registrados no fueron mayores a 0.638 mg L^{-1} durante la temporada de lluvias con una tendencia al aumento durante esta temporada. Lo que concuerda con lo reportado por Musálem-Castillejos *et al.* (2018), quienes observaron una similar tendencia al aumento y valores máximos de 2 mg L^{-1} en la misma temporada. Las concentraciones más altas se registraron en el sitio R2 y R3 en temporada de lluvias, lo cual puede atribuirse a la entrada antropogénica de nitrógeno proveniente de la población de Chablé. Esto, a través de escurrimientos de residuos de basureros clandestinos, desechos domésticos (Orellana, 2003), así como a los efluentes de granjas de animales de traspatio y la aplicación de fertilizantes en cultivos de temporal, ubicados en los márgenes del Río Usumacinta (Alvarez *et al.*, 2006; Romero *et al.*, 2011). Para Peña y Quijano (2010), los nitratos en el agua tienden aumentar de acuerdo a la disponibilidad de amonio y como parte de los procesos de nitrificación. Pero al aumentar la precipitación, por el factor de dilución disminuye la cantidad de amonio, así como los nitratos.

La zona de estudio es productora de ganado bovino, porcino y aves principalmente. Los cultivos con mayor superficie sembrada y cultivada son maíz, caña de azúcar, palma de aceite, calabaza, sorgo, y frijol (INEGI, 2015). Con aplicación de fertilizantes como la Urea (nitrógeno 46%), Triple 20-30-10 (NPK), Triple 17 (NPK) y DAP 18-20-00 (N-P); y riego con agua de pozo, río y lluvia (informantes clave). El tipo de suelo en su mayoría es gleysol, vertisol y litosol; con deficiente drenaje y zonas de llanura inundable (INEGI, 2010).

El área de estudio se encuentra sobre los acuíferos Los Ríos y Boca del Cerro, con una extensión territorial que abarcan los municipios de Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta (INEGI, 2010). De acuerdo con Perdomo *et al.* (2001) y Gil *et al.* (2013), las bajas concentraciones de nitrógeno de nitratos en aguas superficiales registradas durante este estudio se deben a las características de

estos iones, los nitratos, que tienen un comportamiento móvil en el agua y por infiltración se transportan hasta aguas subterráneas. Sarabia *et al.* (2011) indican que el agua al ser utilizada para riego con pequeñas concentraciones de nitratos, ayudan a cumplir las funciones fisiológicas de las plantas, ya que los nitratos suelen ser transformados o absorbidos por éstas. Sin embargo, la presencia de nitratos en el agua utilizada para consumo humano debe considerarse perjudicial para la salud, debido a su toxicidad.

Durante el estudio se observó una tendencia de aumento de las concentraciones de nitrógeno de nitratos durante la temporada de lluvias. Este comportamiento es similar a la reportada por Jaji *et al.* (2007) quienes consideran que actualmente, sigue siendo un desafío de la urbanización y la eliminación de desechos humanos en diferentes países incluyendo los desarrollados. La presencia de las concentraciones mayores registradas en el sitio R2 Puente Chablé, pueden atribuirse a la entrada antropogénica de nitrógeno de la población de Chablé, a través de escurrimientos de residuos de basureros clandestinos, desechos domésticos, (Orellana, 2003), así como los efluentes de granjas de animales de traspatio y aplicación excesiva de fertilizantes de zonas de cultivos aledaños o en las orillas del río (Alvarez *et al.*, 2006; Romero *et al.*, 2011).

Sin embargo, las concentraciones máximas de nitrógeno de nitratos registradas durante el estudio fueron bajas.

Perdomo *et al.* (2001) consideran que la presencia de concentraciones bajas de nitratos en aguas superficiales, son debido a las características de estos iones, los nitratos tienen un comportamiento móvil en el agua y por infiltración se transporta hasta las aguas subterráneas. Los valores bajos de nitratos encontrados en la mayoría de los sitios de muestreo en la cuenca baja del Río Usumacinta, eran de esperarse, debido a que estos iones tienden a moverse hacia las aguas subterráneas (Gil *et al.*, 2013).

Las bajas concentraciones de nitratos pueden estar relacionadas con el tipo de suelo de la zona, ya que estos son en su mayoría de tipo Gleysol y Leptosol, con mal drenaje y zonas de llanura inundable. Además la zona se encuentra sobre dos acuíferos importantes (Los Ríos y Boca del Cerro), con una extensión territorial que abarcan los municipios de Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta (CONAGUA, 2015). Sin embargo en un estudio realizado por Lagunes (2018) se registraron concentraciones bajas de nitrógeno de nitratos en estos acuíferos.

Para Jaji *et al.* (2007) las aguas naturales no contaminadas son aquellas que contienen pequeñas concentraciones de nitratos. En este estudio se registraron valores superiores de nitrógeno de

nitrate de acuerdo con los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua, los cuales se consideran restrictivos para la protección de vida acuática de agua dulce. Sarabia *et al.* (2011) indican que el agua al ser utilizada para riego con pequeñas concentraciones de nitratos, ayudan a cumplir las funciones fisiológicas de las plantas, ya que los nitratos suelen ser transformados o absorbidos por éstas. La presencia de altos niveles de nitratos reportados en otros trabajos son por lo general, en zonas con sistemas artificiales de drenaje, por donde recorre el agua infiltrada en el suelo para converger en cauces de aguas superficiales (Perdomo *et al.*, 2001).

En este estudio las concentraciones de nitrógeno de nitratos no excedieron los límites máximos permisibles de la US-EPA (1999, 2002, 2006) y CE-CCA-001/89 como fuente de abastecimiento de agua potable. Sin embargo, debido a la tendencia de aumento de concentraciones de ambos durante el periodo de lluvia; existe una condición que lleva a los sistemas hídricos hacia la eutrofización durante los periodos de lluvias, lo que representa una limitante para su utilización y un riesgo para la vida acuática (Romero *et al.*, 2011).

Las formas iónicas de nitrógeno inorgánico más comunes en los ecosistemas hídricos son el amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitrato (NO_3). Estos componentes pueden encontrarse de forma natural en el ambiente acuático, como una consecuencia de la deposición atmosférica, la escorrentía superficial y descomposición biológica de la materia orgánica, y la fijación bacteriana del nitrógeno. El aumento de las concentraciones de estos compuestos nitrogenados, puede producir proliferaciones algales y eutrofización, como resultado puede causar la muerte masiva de organismos acuáticos (Camargo y Alonso, 2007).

Para Gil *et al.* (2013) y Mateo-Sagasta *et al.* (2017), los coliformes fecales se encuentran relacionados con el pastoreo intensivo y la presencia de corrales de engorda pecuaria.

Según Perdomo *et al.* (2001) y Rodríguez *et al.* (2012), el incremento de bacterias coliformes en muestras de agua superficial puede estar relacionado con las bajas concentraciones de nitratos. Esto, debido al aumento de la tasa de asimilación de nitratos en la síntesis de aminoácidos y proteínas; y al consumo de oxígeno de los coliformes y otros microorganismos.

Las propiedades fisicoquímicas del agua están relacionados con la presencia de bacterias coliformes, donde su presencia y niveles guardan una estrecha relación con la temperatura, pH, sólidos suspendidos (Hong *et al.*, 2010), sólidos totales (Qi *et al.*, 2008) y nutrientes orgánicos e inorgánicos en el agua; con magnitudes mayores en presencia de precipitaciones, especialmente en reservorios cercanos a zonas urbanas o industriales (Hong *et al.*, 2010; Arpajon *et al.*, 2011).

Los resultados de los análisis microbiológicos evidencian contaminación fecal del agua y presencia de coliformes totales con tendencia de aumento durante la temporada de lluvias (571 a 14 136 NMP/100 mL). Este comportamiento es similar al registrado por Musálem-Castillejos *et al.* (2018). Ellos registraron durante temporada de lluvias hasta 24 196 NMP/100 mL y 2 602 NMP/100 mL durante la temporada de estiaje. Así como la presencia de *E. coli* durante todo el periodo de estudio y en todos los sitios. Sin embargo, los valores máximos se registraron en temporada de estiaje. Para Guzmán-Colis *et al.* (2011), la presencia de coliformes fecales en aguas superficiales suelen ser una señal de descargas municipales sin tratamiento, debido a que bacterias como la *E. coli* son indicadores de descargas sanitarias y/o fecales de origen humano y pecuario. De acuerdo con Vanegas (2012), la presencia de esta bacteria en aguas superficiales origina un alto riesgo a la salud de la población, por las condiciones adecuadas para la propagación de enfermedades transmitidas por el agua. En México, específicamente en localidades rurales se han registrado altos índices de enfermedades infecciosas, asociadas al consumo de aguas contaminadas con coliformes fecales. Lo anterior, refleja la falta de desarrollo y/o mala ejecución de programas gubernamentales destinados a enfrentar este tipo de situaciones (Peña, 2005).

Así, las variaciones en coliformes en todos los sitios durante el periodo de estudio, pueden estar relacionados con el aporte de materia orgánica y sólidos a través de la escorrentía y lavado de suelo, y puntos de descargas de; aguas residuales, criaderos de animales, agrícolas y domésticas que no presentan ningún tipo de tratamiento (Romero *et al.*, 2011).

Existen reportes en México, específicamente en localidades rurales donde se han registrado altos índices de enfermedades infecciosas, asociadas al consumo de aguas contaminadas con coliformes fecales. Lo anterior, refleja la falta de desarrollo y/o mala ejecución de programas gubernamentales destinados a enfrentar este tipo de situaciones (Peña, 2005).

Cabe mencionar, que los altos niveles de coliformes obtenidos en este estudio pueden ser un riesgo de contaminación en el futuro (Divya y Solomon, 2016), para los usuarios del agua del Río Usumacinta de los sitios ya mencionados; principalmente a los infantes como parte de la población más vulnerable por contagio de infecciones relacionadas con el agua, que traen como consecuencias el desarrollo de diarreas que pueden ocasionar perjuicios graves a la salud (Jaji *et al.*, 2007; Fakhr *et al.*, 2016).

En cuanto a la presencia de coliformes fecales en cuerpos de agua, es un indicador de contaminación fecal originado por la lixiviación de desechos animales y humanos, descargas de aguas sépticas y residuales, y escorrentías de aguas pluviales. Lo anterior, puede deberse a la carencia de servicios sanitarios y drenaje (Robles *et al.*, 2013). En este mismo sentido, los vertidos de aguas urbanas se unen a las aguas residuales de los distintos tipos de ganadería (Alvares *et al.*, 2006).

10. CONCLUSIONES

En respuesta a la Hipótesis general planteada para la solución del problema de investigación, se concluyó que no hubo elementos suficientes para rechazar la Hipótesis general, debido a que se determinó que durante el periodo de estudio los valores máximos del NH₃, NTK, N-NO₂ y coliformes totales exceden los límites máximos permisibles de los Criterio Ecológicos de Calidad del Agua y de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA). Esto, representa un riesgo de contaminación para el ambiente y los usuarios del agua del río en estas localidades.

La presencia de precipitaciones frecuentes y de alta intensidad durante la temporada de lluvias, aunado a las actividades de siembra y fertilización de agroecosistemas bajo condiciones de temporal, marcan una tendencia de aumento en las concentraciones de agentes nitrogenados. En este estudio, la contaminación difusa puede ser uno de los factores que incrementan las concentraciones de nitrógeno, particularmente en el sitio R1 Boca del Cerro.

Las concentraciones de N-NO₃ y coliformes totales presentan una tendencia de aumento durante la temporada de lluvias, lo cual puede ser un riesgo de contaminación en el futuro para el ambiente y los usuarios del agua del Río Usumacinta, y puede ocasionar problemas de eutrofización.

Las principales fuentes de contaminación del Río Usumacinta son las descargas de aguas residuales sin tratamiento previo. También las descargas o escurrimientos de excremento de animales, residuos domésticos, basureros clandestinos, residuos de granjas de traspatio y desechos fecales de los asentamientos humanos que se ubican en las orillas del Río Usumacinta.

La cuenca baja del Río Usumacinta es una zona ganadera con malas prácticas de fertilización y carece de un plan de manejo de fienos y purines (Castillo, 2018). Asimismo, existen sitios de descargas de material biológico contaminado, aguas crudas y disposición de sólidos de residuos

urbanos que son descargados sin tratamientos previos en la zona de estudio (Lagunes, 2018). Se considera que la cuenca baja del Río Usumacinta tiene un nivel de afectación moderado a causa de la presencia de nitrógeno (Castillo, 2018) y coliformes totales en el agua superficial, los cuales han sido acarreados a través de las escorrentías que se presentan durante la temporada de lluvias. Tal situación, causará, eventualmente, un mayor riesgo a la salud pública.

No se encontraron los elementos suficientes para rechazar la **Hipótesis Particular 1**, en la que se señala que el nitrógeno (N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, NTK) de fertilizantes químicos aplicados a los agroecosistemas de los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta, contribuyen al deterioro de la calidad del agua superficial de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, Tabasco.

No se encontraron los elementos suficientes para rechazar la **Hipótesis Particular 2**, esto es, los coliformes provenientes de las descargas de efluentes de unidades agropecuarias y aquellas provenientes de los municipios de Tenosique de Pino Suárez, Emiliano Zapata y Jonuta, impactan negativamente la calidad del agua superficial de la Cuenca Baja del Río Usumacinta, Tabasco.

No se encontraron los elementos suficientes para rechazar la **Hipótesis Particular 3** que establece que las concentraciones de nitrógeno y coliformes en aguas superficiales del cauce de la Cuenca Baja del Río Usumacinta que atraviesa los municipios de Tenosique, Emiliano Zapata y Jonuta, Tabasco, sobrepasan los límites máximos permisibles establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua y la Norma Internacional US-EPA.

11. RECOMENDACIONES

Es de suma importancia mejorar la calidad del agua del Río Usumacinta, para lo cual se requiere un enfoque integral que aborde un manejo integral del agua, con la finalidad de incluir acciones de restauración y planeación del uso de suelo (Aguilar, 2010). Así como la revisión y actualización de la normatividad nacional sobre los criterios aplicables para la evaluación de la calidad de agua.

Es recomendable realizar campañas continuas de monitoreos de aguas superficiales, con la finalidad de obtener diagnósticos y predicciones de su calidad, que puedan ser oportunas para el manejo sustentable y la mitigación de los impactos negativos de las actividades antrópicas en la cuenca (Mateo-Sagasta *et al.*, 2017). Un ejemplo de lo anterior, es el monitoreo de la

temperatura de aguas superficiales, lo cual sirve para evidenciar cambios que ocurren y que ponen en riesgo a los organismos que habitan en la cuenca. Por ejemplo, la contaminación antrópica de aguas superficiales por medio de la descarga de aguas con altas temperaturas provenientes de plantas de la industria (López, 2011).

Es necesario la utilización de redes de medición de sedimentos, a fin de proteger a la población de inundaciones, así como para realizar un mejor aprovechamiento del agua. Para lograr lo anterior, es recomendable revisar los métodos y procedimientos de medición, adquisición de equipos de medición, capacitación y certificación del personal operativo, y cambios en los sistemas de gestión y ordenamiento territorial. Además, deberá contarse con un amplio conocimiento de la dinámica fluvio-morfológico de los ríos, a través de la comprensión de las fuentes de sedimento, geología del terreno, la geotécnica de las márgenes, la ortografía de la cuenca, las pendientes de los cauces, las zonas de inundación, las zonas de erosión y depósito de sedimentos (CONAGUA, 2014).

Se debe implementar o continuar con programas de manejo de cuencas, por parte de las autoridades municipales y gubernamentales. El manejo de cuencas involucra una metodología de planificación, la cual incluye un enfoque holístico, en el que se da una interacción entre los recursos naturales, los usuarios de aguas arriba y aguas abajo, aplica el concepto de ecosistema, los principios de la ciencia ecológica y los lineamientos del desarrollo sostenible. Además, dicho manejo contribuye en la realización de monitoreos y evalúa, y da seguimiento al efecto de las actividades de conservación para la preservación de la calidad del agua (Gaspari *et al.*, 2013).

La integración de información ambiental, poblacional y socioeconómica a través de sistemas de información geográfica, es otra herramienta útil para el diagnóstico, planeación y seguimiento de programas para el desarrollo sustentable de las poblaciones urbanas y rurales, así como sus actividades productivas, teniendo como base los recursos hídricos (Torres *et al.*, 2013). Sin embargo, para que este enfoque funcione y las políticas ambientales sean exitosas, debe darse un cambio en la escala de valores y de enfoques, en la actitud de la población, autoridades e involucrados en este enfoque integral (Aguilar, 2010).

Otra herramienta importante que no debe faltar en el manejo de cuencas es la implementación de modelos hidrológicos predictivos como la Herramienta de Evaluación de Suelo y Agua (SWAT, por sus siglas en inglés-Soil and Water Assessment Tool-), el cual permite evaluar los efectos ambientales de la presencia de nutrimentos en los agroecosistemas (Castillo, 2018). Así como, el

uso de SIG para la identificación de las fuentes puntuales y no puntuales de contaminación, relacionadas con asentamientos humanos (Torres *et al*, 2013).

Asimismo, la creación y seguimiento de programas para la construcción de redes de saneamiento y drenaje, así como la construcción de plantas de oxidación y de tratamiento de aguas residuales en los municipios pertenecientes a la zona de estudio.

De acuerdo con Hidalgo (2013), la FAO ha establecido factores necesarios para conseguir sistemas de producción agrícolas sostenibles: 1) Una adecuada gestión de suelos y de los nutrientes, con prácticas que reduzcan el uso de fertilizantes sintéticos; 2) Un adecuado manejo de los ecosistemas y de la biodiversidad agrícola; 3) Inclusión de la agricultura de conservación; 4) Implementación de la agroforestería; y 6) Coordinación de políticas a nivel local, nacional e internacional.

Adams *et al.* (1999) reportaron que se ha desarrollado tecnología apropiada para la biorremediación, como lo son las alternativas en la recuperación de ecosistemas y agroecosistemas impactados para el tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros municipales.

12. LITERATURA CITADA

Acosta, A., y M. Cárdenas. 2016. El fósforo en la alimentación de las aves. Revista ACPA. 1:46-48.

Adams, R., V. Domínguez, L. García. 1999. Potencial de la biorremediación de suelo y agua impactados por el petróleo en el trópico mexicano. Tierra Latinoamericana. 17(2): 159-174.

Agudelo-Londoño, P. A., J. E. Rivera-Caycedo, M. A. Bernal-Vera, y E. Castaño-Ramírez. 2012. Caracterización del riesgo de contaminación por actividades pecuarias en el río Molinos, Villamaría (Caldas, Colombia). Veterinaria y Zootecnia. 6(2):56-82.

Aguilar, A. 2010. Calidad del agua: un enfoque multidisciplinario. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Económicas. 308 p. ISBN 978-607-02-1455-4.

Aguilar, I. A., y R. H. Pérez E. 2007. La contaminación agrícola del agua en México: retos y perspectivas. Revista Latinoamericana de económica. 39: 205-215.

Altieri, M. A. 1995. El agroecosistema: Determinantes, recursos, procesos y sustentabilidad. En: Agroecología: Bases Científicas para una agricultura sustentable. 2a (ed). CLADES, Santiago de Chile. 22-31 pp.

- Altieri, M.A., y C. I. Nicholls. 2004. Biodiversity and pest management in agroecosystems: Binghamton USA: Food Products Press.
- Álvarez-Salas, L., D. Polanco-Echeverry, y L. Ríos-Osorio. 2014. Reflexiones acerca de los aspectos epistemológicos de la agroecología. Cuadernos de Desarrollo Rural, 11(74): 55-74.
- Alvarez, A., J. E. Rubiños P., F. Gavi R., J. J. Alarcón C., E. Hernández A., C. Ramírez A., E. Mejía S., F. Pedrero S., E. Nicolas N., y E. Salazar S. 2006. Índice de calidad del agua en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México: Diagnóstico y Predicción. International Journal of Experimental. 75:71-83.
- Anderson, D. M. 2009. Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). Ocean Coast Manag. 52(7): 342-355. doi:10.1016/j.ocecoaman.2009.04.006.
- Aquino-Bravata, V. 2010. Uso actual de los suelos de Tenosique, Tabasco. Tesina. Colegio de Postgraduados Campus Veracruz. Maestría. Cárdenas, Tabasco, México.
- Arnold, M., y F. Osorio. 1998. Introducción a los conceptos básicos de la teoría general de sistemas. Cinta Moebio 3: 40-49 www.moebio.uchile.cl/03/frprinci.htm
- Arpajón, Y., B. Romeu., A. Rodríguez., M. Heydrich., N. Rojas, y D. Lugo. 2011. Impacto de los nutrientes inorgánicos sobre de la comunidad bacteriana del río Almendares (Cuba). Higiene y Sanidad Ambiental. 11: 731-738.
- Arreguín-cortés F., H. Rubio-Gutiérrez., R. Domínguez-Mora, y F. De Luna-Cruz. 2014. Análisis de las inundaciones en la planicie tabasqueña en el periodo 1995-2010. Tecnología y Ciencias del Agua. 3(5):5-32.
- Aubriot, L., D. Conde, S. Bonilla, V. Hein, y A. Britos. 2005. Vulnerabilidad de una laguna costera en una Reserva Biosfera: indicios recientes de eutrofización. In: Vila, L., y J. Pizarro (eds.) Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses. CYTED XVIIIB. Patagonia Impresores Chile. 65-85 p.
- Badii, M. H., J. L. Landeros, y E. Cerna. 2008. El recurso de agua y sustentabilidad. International Journal of Good Conscience. 3: 661-671.
- Bautista P, J. P. Martínez, F. Osorio, G. López, N. Estrella. 2017. Marco epistémico para estudiar los agroecosistemas. Rev. Mex. de Cienc. Agríc. 8(1): 159-170.
- Benites-Díaz, P., y L. Miranda-Contreras. 2013. Contaminación de aguas superficiales por residuos de plaguicidas en Venezuela y otros países de Latinoamérica. Rev. Int. Contam. Ambie. 29: 7-23.

- Bernal-González, M. 2012. Contaminación del agua por plaguicidas. In: Agricultura y contaminación del agua. Pérez-Espejo, R. cap. 4. 1a (ed). UNAM, Instituto de Investigaciones Económicas. 288 p. ISBN: 978-607-02-3550-4 <http://ru.iiec.unam.mx/1885/1/AGRIContAgua-IMPRESI%C3%93N-12-10-2012.pdf#page=79>
- Bertoglio, O. J. 1992. Introducción a la teoría general de sistemas. 1ra. (ed). Noruega. 167 pp.
- Best, S. 2016. Agricultura de precisión una herramienta útil para enfrentar los nuevos paradigmas de mercado y el cambio climático. In: Curso Internacional de Agricultura y Ganadería de precisión con agregado de valor de origen. 1ra. Ed. INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 37-44 p.
- Bogdanski, A. 2012. Integrated food–energy systems for climate-smart agriculture. Agriculture & Food Security. 1:9 <http://www.agricultureandfoodsecurity.com/content/1/1/9>
- Brunet, I., y A. Morell. 2001. Epistemología y cibernética. Papers. 65:21-65.
- Cabrera, J. 2011. Modelos Hidrológicos. Universidad Nacional de Ingeniería Facultad de Ingeniería Civil. Recuperado 24 de abril de 2019 http://www.imefen.uni.edu.pe/Temas_interes/modhidro_1.pdf
- Cabrera, J., y P. Cuc. 2002. Diagnostico socio ambiental de la cuenca del río Usumacinta. Proyecto conflicto cooperación ambiental en cuencas internacionales centroamericanas. Universidad de Costa Rica. [Revisado 27 mayo 2016] <http://www.portalces.org/sites/default/files/migrated/docs/277.pdf>.
- Caicedo S, A. 2011. La gobernanza del agua. Cuadernos de Ciencias Jurídicas y Política Internacional. 1: 65-96.
- Cámara-Cabrales, L. C., A. Galindo-Alcántara, H. Hernández-Trejo, O. Castillo-Acosta., y S. Cappello-García. 2019. Diagnóstico y propuesta de desarrollo forestal sustentable para la región Los Ríos. In: La biodiversidad Tabasco. Estudio de Estado. Vol. III. CONABIO, México. pp. 242-250.
- Camargo, J. A., y A. Alonso. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. Ecosistemas 16:98-110. <http://WWW.revistaecosistemas.net/articulo.asp?ld=486>
- Campistol, J., M. Arias, G. Ariceta, M. Blasco, M. Espinosa, J. Grinyó, M. Praga, E. Torra, R. Villalta, y S. Rodríguez. 2013. Actualización en síndrome hemolítico urémico atípico: diagnóstico y tratamiento. Documento de consenso. Revista Nefrología. 33(1):27-45. Doi:10.3265/Nefrologia.pre2012.Nov.11781

- Cárdenas, G. L., I. A. Sánchez. 2013. Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos para preservar el ambiente y la salud pública. *Revista Universidad y Salud* 15: 72-88.
- Casanova-Pérez, L., J. Martínez, S. López, y G. López, 2016. De von Bertalanffy a Luhmann: Deconstrucción del concepto “agroecosistema” a través de las generaciones sistémicas. *Mad.* (35): 60-74.
- Casanova-Pérez, L., J. P. Martínez-Dávila, S. López-Ortiz., C. Landeros-Sánchez., G. López-Romero, y B. Peña-Olvera. 2015. Perspectives of complex thought in agroecology. *Interciencia* 40(3): 2011-2016.
- Castillo F. M. A. 2018. Efecto de las escorrentías agropecuarias en la calidad del agua del Río Usumacinta, Tabasco. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Boca del Río. Veracruz, México. 95 P.
- CE-CCA-001-1989. Criterios Ecológicos de la calidad del agua. <http://legismex.mty.itesm.mx/acu/acca001.pdf>
- CONABIO, 2006. El agua en México: Lo que todos y todas debemos saber. Eds, México. p96. [Revisado 25 mayo 2016] http://www.cemda.org.mx/wp-content/uploads/2011/12/agua-mexico_001.pdf
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2015. Estadísticas del Agua en México, ed. 2015. Consultado el 03 enero 2017. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2015.pdf>
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2017. Estadísticas del agua en México. conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2017.pdf
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2017. Monitoreo de calidad del agua. México: CONAGUA. Precipitación (mm) a nivel nacional y por entidad federativa. México: CONAGUA; SMN.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2018. Estadística del Agua en México. 306 p. http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf
- Castañón-González, J. H., y P. Abraján Hernández. 2009. Análisis de la calidad del agua superficial del río Sabinal, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. *Lacandonia, revista de ciencias Unicach* 3 (2): 67-77.
- Conway, C. R. 1985. Agroecosystem Analysis. *Agricultural Administration*. 20:31-55.
- Coras-Merino, P. M., R. Arteaga-Ramírez, M. Vázquez-Peña. 2005. Análisis de frecuencias de lluvias máximas con fines de drenaje superficial local, Tabasco, México. *Terra Latinoamérica*. 23(1):113-120.

- Correl, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.* 27: 261-266.
- Cotler, H., A. Galindo, I. D. González M, R. F. Pineda, y Ríos, E. 2013. Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión. 1ra ed. http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/Cuencas_final_2014.pdf
- Cotler, H., A. Garrido, V. Bunge, M. L. Cuevas. 2010. Las cuencas hidrográficas de México: Priorización y toma de decisiones In: Cotler, H. Cuencas hidrográficas de México diagnóstico y priorización. Pluralia Ediciones e Impresiones S.A. de C. V. 1a (ed). México. 232 p.
- Craun, G. F. 1988. Surface Water Supplies and Health. *American Water Works Association* 2(80):40-52 www.jstor.org/stable/41290915
- Cruz-Bautista, P., J. P., Martínez-Dávila., F. Osorio-Acosta1., G. López-Romero., N. Estrella-Chulín, y J. Regalado-López. 2017. Marco epistémico para estudiar los agroecosistemas *Rev. Mex. Cienc. Agríc.* 1(8): 159-170.
- Cuanalo, H. 2009. Sustentabilidad de agroecosistemas y algunas aplicaciones. X Simposio Internacional y V Congreso Nacional de Agricultura Sostenible de la Sociedad Mexicana de Agricultura Sostenible. III Coloquio sobre Agroecosistemas y sustentabilidad. Tuxtla Gutiérrez Chiapas, México. 30-36 pp.
- Cutimbo, T., C. A. 2012. Calidad bacteriológica de las aguas subterráneas de consumo humano en centros poblados menores de la Yarada y Los Palos del Distrito de Tacna. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann Facultad de Ciencias. Biología-Microbiología. Tacna-Perú. 175 p.
- Checkland, P. 1993. Pensamiento de sistemas, práctica de sistemas. 1a (ed). Noruega. 367 pp.
- Chung, B. 2008. Control de los contaminantes químicos en el Perú. *Rev. Perú Med. Exp. Salud Publica* 25(4): 413-418.
- Churchman, C. W. 1973. El enfoque de sistemas. 1ra. Ed. México, D.F. pp. 270
- Dalzell, B., P. Gowda, and D. Mulla. 2004. Modeling sediment and phosphorus losses in an agricultural watershed to meet TMDL. *Journal of the American Water Resources Association.* pp. 533-543. https://mrbdc.mnsu.edu/mnnutrients/sites/mrbdc.mnsu.edu.mnnutrients/files/public/watersheds/Basins/Reports/mn_basin/lower_min/modeling_sediment.pdf
- De Jong, B., S. Hernández, D. Raj, V. Maldonado, M. Olgún, M., V. De la Cruz, Jiménez, G., Flores, A., y E. Marinidou. 2011. Programa Estatal de Acción ante el Cambio Climático.

215 p.

https://www.researchgate.net/profile/Ebelia_Del_Angel/publication/308905598_Programa_Estatal_ante_el_Cambio_Climatico_de_TabascoMexico/links/57f6e13608ae280dd0bb37e6.pdf

- De la cuadra, F. 2013. Cambio climático, movimientos sociales y políticas públicas. Una vinculación necesaria. *Revista Latinoamericana*. 12 (36):525-532.
- Dethier, J., y A. Effenberger. 2012. Agriculture and development: A brief review of the literatura. *Economic Systems* (36): 175–205.
- Divya, A. H., P. A. Solomon. 2016. Effects of some water quality parameters especially total coliform and fecal coliform in surface water of Chalakudy river. *Procedia Technology*. 24: 631-638. Doi: 10.1016/j.protcy.2016.05.151
- Elizondo, J. 2005. El fósforo en los sistemas ganaderos de leche. *Agronomía Mesoamericana*. 16(2):231-238.
- Elser, J. J. 2012. Phosphorus: a limiting nutrient for humanity? *Biotechnology*. 23:833-838 Doi: 10.1016 / j.copbio..03.001
- Escobar, J. 2002. La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. División de recursos naturales. CEPAL-SERIE. Recursos naturales e implementación economía ecológica. In: Pierrri N., y G. Foladori (ed). *¿Sustentabilidad? desacuerdos sobre el desarrollo sustentable*. Montevideo: imprenta y editorial baltgráfica, p. 189-195.
- Esen, E., y O. Uslu. 2008. Evaluation of the effects of agricultural practices on pollution from non-point sources for a coastal basin: a case study Nif Watershed, Turkey. *Ocean and coast management* 51(8-9):601-611.
- Eugercios A. R., M. Álvarez-Cobelas, y G. E. Montero. 2017. Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. *Ecosistemas* 26(1):37-44. Disponible en www.revistaecosistemas.net
- Fakhr, A. E., M. K. Gohar, A. H. Atta. 2016. Impact of some ecological factors on fecal contamination of drinking water by diarrheagenic antibiotic-resistant *Escherichia coli* in Zagazing City, Egipt. *International Journal of Microbiology* 1-9 pp. DOI: <http://dxdoi.org/10.1155/2016/6240703>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1996. Tema I: Gestión sobre la calidad del agua. Chanduví, F. Tesis LA ACCIÓN DE LA FAO SOBRE GESTIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS. pp. 11-24.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2012. Las buenas prácticas agrícolas. 48 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2013. Guidelines to control water pollution from agriculture in China: Decoupling water pollution from agricultural production. Roma. 171 p.

- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura). 2018. Agroecología y Agricultura Familiar. <http://www.fao.org/family-farming/themes/agroecology/es/>
- FAO (United Nations Food and Agriculture Organization). 2018. Nitrogen Inputs to agricultural soils from livestock manure new statistics. Integrated crop management. Rome. 24: 66 <http://www.fao.org/3/I8153EN/i8153en.pdf>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2018. Roma. Libro de consulta sobre la agricultura climáticamente inteligente. 2a (ed). pp. 60 ISBN 978-92-5-130399-3
- Fernández-Labrada, M., D. Rodríguez-Heredia, I. García-Ulasi, M. Santana-Gómez, V. Córdova-Rodríguez. 2015. Comportamiento de la contaminación orgánica de la bahía de Santiago de Cuba. Ciencia en su PC. 1:29-42.
- Figueroa, R., C. Valdovinos, E. Raya, y Parra, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad de agua del Ríos del Sur de Chile. Revista Chilena de Historia Natural. 76: 275-285
- Foladori, G. 2001a. Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO (2018) Nitrogen Inputs to agricultural soils from livestock manure new statistics. Integrated crop management. Rome. FAO 2018. 24: 66 p. <http://www.fao.org/3/I8153EN/i8153en.pdf>
- García G., A., y E. F. Kauffer M. 2011. Las cuencas compartidas entre México, Guatemala y Belice: Un acercamiento a su delimitación y problemática general. Frontera Norte 23: 131-161.
- García, A. J. F. 2018. Estimación del caudal líquido y sólidos en suspensión de la Cuenca Baja del Río Usumacinta Tabasco, México. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Boca del Río. Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental. Boca del Río, Veracruz, México. 104 p.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. Instituto de Geografía Universidad Nacional Autónoma de México. 5a (ed). Comisión Nacional para el Estudio de la Biodiversidad (CONABIO), México, Mex. 98 p.
- García, R. 2006. Sistemas complejos. Conceptos, métodos y fundamentación epistemológica de la interdisciplina. Edit. Gedisa. 1a (ed). Argentina. 99 p. ISBN 978849784164-1.
- García, S. I. 2009. Cianobacterias y cianotoxinas. Impacto sobre la salud humana. Obtenido de http://www.msal.gob.ar/images/stories/ministerio/intoxicaciones/cianobacterias/cianobacterias_y_cianotoxinas.pdf

- Gaspari, F. A. Rodríguez, G. Senisterra, M. Delgado, y S. Besteiro, S. (2013). Elementos metodológicos para el manejo de cuencas hidrográficas. Curso de manejo de cuencas hidrográficas Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales Universidad Nacional de La Plata. 1a (ed). ISBN 978-950-34-0963-3.
- Gil, A., A. Belloso, C. Vizcaíno, I. J. Maza, M. C. Sánchez, C.E. Bolívar, P. D. Martínez. 2013. Evaluación de la calidad microbiológica y niveles de nitratos y nitritos en las aguas del Río Guarapiche, estado Monagas, Venezuela. *Revista Científica UDO Agrícola* 13: 154-163.
- Gil, M. J., A. M. Soto, y J. I. Usma. 2012. Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción + Limpia*. 2(7): 52-73. <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>
- Gliessman, S. R., F. J. Rosado-May, C. Guadarrama-Zugasti, J. Jedlicka, A. Cohn, V. E. Méndez, R. Cohen, L. Trujillo, C. Bacon, y R. Jaffe. 2007. Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. *Ecosistemas*. 16 (1): 13-23. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=459>
- Gómez-Sal, A. 2009. Agroecosistemas: opciones y conflictos en el suministro de servicios clave. www.revistaambienta.es/WebAmbienta/marm/Dinamicas/secciones/. Consultado 04 de enero 2017.
- Gordillo-Chávez, E. J., E. E. Mata., R. García-Morales., A. A. Morales., C. Villanueva., y J. Valdez-Leal. 2015. Mastofauna del humedal Chaschoc-Sejá en Tabasco, México. *Therya*. 6(3): 535-544 DOI: 10.12933/therya-15-259 http://www.revistasconacyt.unam.mx/therya/index.php/THERYA/article/view/259/html_140
- Griffon, M., y P. Koohafkan. 1999. El carácter multifuncional de la agricultura y la tierra: documento expositivo. Maastricht: FAO, 49 p. Consultado 07 de enero 2017 www.fao.org/mfcal/pdf/ip_s.pdf
- Guerra M, V., y S. Ochoa G. 2006. Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*. 59:7-25.
- Gutiérrez-Yurrita, P. J. 2006. Ecocentrismo versus ecocentrismo: I. Origen y definición del conflicto. *Derecho Ambiental y Ecología* 2(12):52-55.
- Guzmán A, O. Palacios, G. Carrillo Guzmán-Colis, E. M. Ramírez-López, F. T. Rodríguez-Narciso, A. L. Guerrero-Barrera, y F. J. Avelar-González FJ (2011) Evaluación del Río San Pedro en el Estado de Aguascalientes. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo* 27(1):17-32
- Guzmán-Colis, G., E. M. Ramírez-López, F. Thalasso, S. Rodríguez-Narciso, S. Guerrero-Barrera, F. J. Avelar-González. 2011. Evaluación de contaminantes en agua y sedimentos

del Río San Pedro en el estado de Aguascalientes. *Universidad y Ciencia* 27:17-32.
www.ujat.mx/publicaciones/uciencia

- Guzmán-Quintero, A., O. L. Palacios-Vélez, R. Carrillo-González, J. Chávez-Morales, J. Nikolskii-Gavrilov. 2007. La contaminación del agua superficial en la cuenca del Río Texcoco, México surface water pollution at the Texcoco River Basin in México. *Agrociencia* 41: 385-393.
- Hard, R. D. 1979. Agroecosistemas. Conceptos básicos. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 1a (ed). Turrialba, Costa Rica. 211 p.
- Hard, R. D. 1985. Agroecosistemas sobre conceptos básicos. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 1a (ed). Turrialba, Costa Rica. (1):160 p.
- Hernández-López, A., E. López-Alamilla., R. Rodríguez-Ramírez., y A. Aquino-Bravata. 2013. Diagnóstico del uso de la fauna silvestre, en el área de protección de flora y fauna, “Cañón del Usumacinta”, Tenosique, Tabasco. *Ra Ximahi*, 9(1): 1-13.
<http://www.agua.org.mx/red-mexicana-de-cuencas/956--sp-367/27950-cuencas-hidrograficas-fundamentos-y-perspectivas-para-su-manejo-y-gestion>.
- Hidalgo, M. 2013. La influencia del cambio climático en la seguridad alimentaria. *Revista cuadernos e estrategia* 161:67-89.
- Hong, H., J. Qiu, y Y. Liang. 2010. Environmental factors that influence the distribution of total and fecal coliform bacteria in six water storage tanks in La Perla River delta region, China. *J. Environ. Sci* 22: 663-671.
- Houbron, E. 2010. Calidad del agua. In: Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz. Florescano, E., J. O. Escamilla (coordinadores) México. Gobierno del Estado de Veracruz. Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y la Revolución Mexicana. Universidad Veracruzana. 2010. 3a (ed). 1(6):147-159. <http://www.fao.org/docrep/019/i35336e/i35336e.pdf> (Consultado julio 2017).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Compendio de información geográfica del municipio de Tenosique, Tabasco, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Compendio de información geográfica municipal del municipio de Jonuta, Tabasco, México
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Compendio de información geográfica municipal, Emiliano Zapata, Tabasco, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) 2015. (México). Anuario estadístico y geográfico de Tabasco 2015/Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México: INEGI, c2015. 415 p. ISBN 978-607-739-702-

1. https://tabasco.gob.mx/sites/all/files/vol/ceieg.tabasco.gob.mx/fi/Anuario%20estad%C3%ADstico%20y%20geogr%C3%A1fico%20de%202015_0.pdf

INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias). 2017. *Agenda Técnica Agrícola de Tabasco*. 5:144. <file:///Users/GRIS/Downloads/Agenda%20T%C3%A9cnica%20Tabasco%20OK.pdf>
ISBN: 92-1-322090-1

INAFED. (1 de Noviembre de 2016). Enciclopedia de los municipios y Delegaciones de México. Estado de Campeche. Obtenido de <http://www.inafed.gob.mx>

INAFED. (1 de Noviembre de 2016). Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México. Estado de Chiapas. Obtenido de <http://www.inafed.gob.mx>

INAFED. (01 de Nov de 2016). Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México. Estado de Tabasco. Obtenido de <http://inafed.gob.mx>

Izquierdo, J., y M. Rodríguez. 2006. *Buenas Prácticas Agrícolas*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe Avda. Santiago, Chile. <http://www.rlc.fao.org> ISBN 92-5-305576-6.

Jaji, M. O., Bamgbose, O., O. O. Odukoya, T. A. Arowolo. 2007. Water quality assessment of Ogun river, South West Nigeria. *Environ Moint Assess* 133: 473-482.

Jiménez C., B. E. 2007. Información y calidad de agua en México. *Trayectorias*. 9: 45-56.

Jiménez C., B. E., J. C. Durán A., y J. M. Méndez C. 2010. Calidad. In: *El agua en México: cauces y encauces*. Eds. B. Jiménez C., M. L. Torregrosa, y A. L. Aboites A. pp. 265-290.

Jiménez, B., E. Valiente, G. Ponce, S. Villanueva, V. Botello, B. López, G. Herrera, J. Carrillo-Rivera, M. Mazari, M. Aguilar, A. Espinosa, N. Durán, L. Zambrano, S. Ávila, R. Espejo, A. Aguilar. 2010. *Calidad del agua: un enfoque multidisciplinario*. Universidad Nacional Autónoma de México IIEc. 311 p. <http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/Mexico/iiecunam/20110804014021/Calidagua.pdf>

Labrador-Moreno, J., y M. A. Altieri. 1995. *Manejo y diseño de sistemas agrícolas sustentables*. Madrid: MAPA, Hojas Divulgadoras, n° 6-7/94. 49 p.

Lagunes R., L. N. 2018. Evaluación de las concentraciones de nitrógeno de nitratos (N-NO₃⁻) en los acuíferos los ríos y boca del cerro del estado de Tabasco. Tesis Maestría. Instituto Tecnológico de Boca del Río. Maestría en Ciencias Ambientales. Veracruz, México. 91p.

Larios, LL. 2009. Metahemoglobinemia en niños: situación actual. *Revista Archivo Médico de Camagüey*. 13: 9p. disponible en:

http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1025-02552009000300023&lng=es.

- Lipper, L., B. Campbell, P. Thornton, y D. Baedeker. 2014. Climate-smart agriculture for food security. *Nature Climate Change*. 4:1068-1072. Doi: 10.1038/nclimate2437
- López-Hernández, M., M. G. Ramos-Espinoza M., F. Alberto-Magaña., F. González-Farías, y M. A. Gómez-Ponce. 2015. Variabilidad hidrológica, fisicoquímica y de nutrientes en el Río González, Tabasco, durante sequías de los años 1990, 1995, 2000, 2005 y 2010. In: J. Alcocer, J., M. Merino-Ibarra, y E. Escobar-Briones. (ed). *Tendencias de Investigación en Limnología Tropical: Perspectivas universitarias en Latinoamérica*. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, y Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología. México. ISBN 978-607-02-7199-1. 80 p.
- López-Ríos O., y M. Lechuga-Anaya. Contaminantes en los cuerpos de agua del sur de Sonora. *Salud Publica Mex* 43:298-305.
- López, A. O. 2011. Línea base de monitoreo de calidad del agua del Río Usumacinta dentro del Parque Nacional de la Sierra Lacandón. Tesis Licenciatura. Universidad Rafael Landívar. Facultad de Ciencias Ambientales y Agrícolas. Guatemala. pp 141.
- Luengo González, E. 2018. Las vertientes de la complejidad: pensamiento sistémico, ciencias de la complejidad, pensamiento complejo, paradigma ecológico y enfoques holistas. In: Luengo González, E. Guadalajara, México. 220 p. ISBN 978-607-8616-01-5
- Mainstone, C. P., W. Parr. 2002. Phosphorus in rivers ecology and management. *The Science of the Total Environment* 282-283: 25-47.
- Maldonado, C. 2003. El problema de la filosofía del conocimiento y el estudio de los sistemas complejos. En *Praxis Filosófica*, Universidad del Valle, Bogotá. 17:19 p.
- March, I., M. Castro. 2010. La cuenca del río Usumacinta: perfil y perspectivas para su conservación y desarrollo sustentable. En H. Cotler Ávalos, *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y Priorización*. México: Pluralia Ediciones e Impresiones S.A. de C.V. p 232.
- Marin, C., I. J. 2014. Diagnóstico de la calidad del agua del Río Grijalva en el periodo 2000 a 2008. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. Escuela Superior de Ingeniería y arquitectura. Maestría en Geociencias y Administración de Recursos Naturales. México, D.F. 101 pp.
- Martínez F. J., D. L. Ojeda, O. A. Hernández, J. J. Martínez, G. De la O. 2011. El exceso de nitratos: un problema actual en la agricultura. *Aventura del Pensamiento*. *Synthesis* 57:11-16 www.uach.mx/.../el_exceso_de_nitratos_un_problema_actual_en_la_agricultura.pdf

- Martínez F., J., C. Fitz., M. A. Esteve S., N. Guaita., y J. Martínez-López. 2013. Modelización del efecto de los cambios de uso del suelo sobre los flujos de nutrientes en cuencas agrícolas costeras: el caso del Mar Menor (Sudeste de España). *Ecosistemas* 22: 84-94.
- Martínez M, Y., y M. J. Albiac. 2003. Políticas ambientales para el control de la contaminación difusa en el regadío. *Geographicalia* 33:103-121.
- Martínez, C., E. Recursos naturales, biodiversidad, conservación y usos múltiples. *Multequina* 1:11-18.
- Martínez, D. 2006. Enfoques sistémico en la investigación de cuencas hidrográficas. *Revista Científica "visión de Futuro"* 5: 1-13. ISSN 1668-7634 p. 1-13.
- Marvil-Pulido, W. N., I. A. Amaro-Espejo., P. Zúñiga-Ruíz, M. G. Salcedo-Garduño., J. A. Hernández-Mendiola. 2017. Evaluación del impacto generado por las actividades antropogénicas en cuenca baja del río Jamapa, Veracruz. *Memorias de la III Reunión Internacional Científica y Tecnológica: Foro Internacional de jóvenes en la ciencia y la innovación tecnológica. Reunión científica-Tecnológica Forestal y Agropecuaria Veracruz 2017.* 127-128 pp.
- Mass M., J. M. 2015. El manejo de cuencas desde un enfoque socioeconómico. *Cuencas México* 1 (1): 3-8. Última revisión 30 de marzo 2018 www.riob.org/IMG/pdf/cuencas_de_Mexico_web.pdf
- Mateo-Sagasta, J., Z. Marjani, H. Turrall, 2017. Water pollution from agriculture: a global review. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome- FAO and the International Water Management Institute on behalf of the Water and Ecosystems Research program Colombo. 29 p.
- Medina-Morales M., y P. Cano-Ríos. 2001. Contaminación por nitratos en agua, suelo y cultivos en la comarca lagunera. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas* 2:9-14.
- Mejía C., M. R. 2005. Análisis de la calidad del agua para consumo humano y percepción local de las tecnologías apropiadas para su desinfección a escala domiciliaria, en la microcuenca El Limón, San Jerónimo, Honduras. Tesis de Maestría. Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica. 84 p.
- Molina-Espinoza, M. A., y D. C. Rivero. 2012. Redes completa: Teoría y práctica. *Revista Académica de Investigación.* revista.tlatemoani@uaslp.mx . 14 p.
- Monforte, G., y M. Cantú. 2009. Escenario del agua en México. *CULCyt Recursos hídricos.* 6(30): 31-40.
- Monteiro, M. C., J. A. Jiménez, y L. C. Carneiro. 2016. Controles naturales y humanos de la calidad del agua de un estuario del Amazonas (Caeté- PA, Brasil). *Ocean & Coastal Management.* 124:42-52. Doi:10.1016/j.ocec0aman.2016.01.014

- Montserrat, P. y L. Villar. 1995. Los agroecosistemas. *Historia Natural* (93):157-168.
- Moore, J., y Willrich, T. 1982. *Calculating the Fertilizer Value of Manure from Livestock Operations* (p. 2). Oregon: Oregon State University.
- Mora, J. y G. Calvo. 2010. Estado actual de contaminación con coliformes fecales de los cuerpos de agua de la Península de Osa. *Tecnología en Marcha*. 5(23):34-40.
- Morari, F., E. Lugato, y M. Borin. 2004. An integrated non-point-GIS source model system to select criteria for best management practices in the Po Valley, northern Italy. *Agriculture, ecosystems and environment*. 102(3): 247-262.
- Muñoz B, J. A. (2017). Teoría de los sistemas a la complejidad. *Excelencia Administrativa*, 14(41), pp. 121-130.
- Musalém-Castillejos, K., R. Laino-Guanes, R. Bello-Mendoza, M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial. 2018. Water quality of the Grijalva river on the Chiapas-Tabasco border calidad de agua del Río Grijalva en la frontera de Chiapas y Tabasco *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 5(13):55-64.
- Naranjo, F. 2010. *Manual de Buenas Prácticas Agrícolas*. Centro de Gestión Tecnológica e Informática Industrial (CEGESTI). San José, Costa Rica. 87 p. ISBN 978-9930-9401-0-5.
- Nava-Ruíz, C., y M, Méndez-Armenta. 2011. Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Arch Neurocién (Mex)*. 16(3): 140-14
- Neira, M. A. 2006. Dureza en aguas de consumo humano y uso industrial, impactos y medidas de mitigación. Estudio de caso: Chile. Tesis de Ingeniería. Universidad de Chile Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas Departamento de Ingeniería Civil. Santiago de Chile. 95 p.
- Neufeldt, H., M. Jahn, B. Campbell, J. Beddington, F. DeClerck, A. De Pinto, J. Gullledge, J. Hellín, J. Herrero, M. Jarvis, H. Meinke, T. Rosenstock, R. Scholes, S. Vermeulen, E. Wollenberg, R. Zougmore. 2013. Beyond climate-smart agriculture: toward safe operating spaces for global food systems. *Agriculture & Food Security*. 2:12 doi:10.1186/2048-7010-2-12.
- Nicholls, C., y M. Altieri. 2002. Biodiversidad y diseño agroecológico: un estudio de caso de manejo de plagas en viñedos. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología (Costa Rica)*. (65): 50-64.
- NMX-AA-003-SCFI-1980. Aguas residuales- muestreo. <http://www.aniq.org.mx/pqta/pdf/NMX-AA-muestreo.pdf>

- NMX-AA-079-SCFI-2001. Análisis de aguas - determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD1/DO88.pdf>
- NMX-AA-007-SCFI-2013. Análisis de agua – medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa007-2014_01.pdf
- NMX-AA-008-SCFI-2016. Análisis de agua.- medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.- método de prueba. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166767/NMX-AA-008-SCFI-2016.pdf>
- OEA, 2004. Organización de los Estados Americanos. Unidad de desarrollo Sostenible y Medio Ambiente. [Revisado el 30 de mayo 2016] www.oas.org/dsd/policy_series/2_spa.pdf
- Olguín, E. J., R. E. González-Portela, G. Sánchez-Galván, J. E. Zamora-Castro, y T. Owen. Contaminación de ríos urbanos: El caso de la subcuenca del río Sordo en Xalapa, Veracruz, México. *Rev Latinoam Biotecnol Amb Algal* 1(2):178-190.
- Ongley, E. D. 1997. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. Estudio FAO riego y drenaje. Burlington, Canadá. 154 p. ISBN 92-5-303875-6.
- OPS (Organización Panamericana de la Salud). 1988. Guías para la calidad de agua potable. Control de la calidad del agua potable en sistemas de abastecimiento en pequeñas comunidades. Vol. 3. 1a (ed). Washington, D.C. E.U.A. 132 p.
- Oquist, P., y O. Oszlak. 1970. Estructural-funcionalismo: un análisis crítico de su estructura y función. *Revista Latinoamericana de Sociología*. 6:358-388.
- Ordoñez G., J. J. 2011. Cartilla técnica. ¿Qué es cuenca hidrológica? 1a (ed). Foro peruano para el agua GWP Perú. 44 p. ISBN: 978-9972-602-76-4
- Orellana, A. C. 2003. Línea base de la calidad y cantidad de agua en la microcuenca. El Zapotillo, Güinope, El Paraíso, Honduras. Tesis Licenciatura. Ingeniería en Desarrollo Socioeconómico y Ambiente. Honduras. 75 pp. <https://bdigital.zamorano.edu/bitstream/11036/1980/1/IAD-2003-T017>.
- Orta A., L. 2002. Contaminación de las aguas por plaguicidas químicos. *Fitosanidad* 6(3): 1-9.
- Ortega, M., y C. Segovia. 2017. Ventajas del análisis sistémico aplicado a los espacios locales *Cinta Moebio* 58: 13-25 doi: 10.4067/S0717-554X2017000100002
- Osuna O., A. K., D. White, J. De Anda S., J. Díaz T., L. Dávalos L., y D. Dávila V. 2015. Impacto de las actividades agropecuarias en el régimen hidrológico y calidad del agua de la cuenca del río Tecolutla, Veracruz. In: Alcocer, J., M. Merino-Ibarra., y E. Escobar-

- Briones. (Editores). Tendencias de Investigación en Limnología Tropical: Perspectivas universitarias en Latinoamérica. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, y Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología. México. ISBN 978-607-02-7199-1. 480 p.
- Oyarzún, C., R. Godoy, y S. Leiva. 2002. Depositación atmosférica de nitrógeno en un trayecto valle longitudinal-cordillera de Los Andes, centro-sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 75(1): 233-243. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2002000100021>
- Padrón, J. 2007. Tendencias epistemológicas de la investigación científica en el siglo XXI. *Cinta Moebio*. 28: 1-32 www.moebio.uchile.cl/28/padron.html
- Partida-Sedas, S. 2018. Valoración de la sustentabilidad en la microcuenca del Río Aguacapa en el municipio de Huatusco, Veracruz. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados Campus Veracruz, Veracruz, México. 154 p.
- Peña, C. A. y D. M. Quijano. 2010. Modelación de nitrógeno en la cuenca alta del Río Siecha para establecer procesos de transformación de nitrógeno. Universidad de la Salle. Tesis Ingeniería ambiental y Sanitaria. Bogotá D.C. pp. 202 Disponible en: <http://repository.lasalle.edu.co/bitstream/handle/10185/13988/T41.10%20P37m.pdf?sequence=1>
- Peña, F. 2005. La lucha por el agua. Reflexiones para México y América Latina In: *Pueblos indígenas, estado y democracia*. Editorial CLACSO, Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales. Capitulo de libro. Buenos Aires. 23p. <http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/clacso/gt/20101026011706/11Pena.pdf>
- Perdomo, C. H., O. N. Casanova, y V. S. Ciganda. 2015. Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral Sudoeste del Uruguay. *Agrociencia* (1):10-22.
- Pérez-Castro, A. B. 2011. Paisajes de río, ríos de paisaje. Navegaciones por el Usumacinta. México, UNAM, CEPHCIS e IIFL y Consejo de Ciencia y Tecnología del estado de Tabasco (CCYTET). 6(2):128
- Pérez-Cordón, G., M. J. Rosales, R. A. Valdez, F. Vargas-Vásquez, O. Córdova. 2008. Detección de parásitos intestinales en agua y alimentos de Trujillo, Perú. *Rev. Peru Med. Exp. Salud Publica.* 25 (1): 144-48.
- Pérez-Espejo, R. H. 2012. *Agricultura y contaminación del agua*. 1er ed. UNAM, Instituto de Investigaciones Económicas. 288 p.
- Pérez E., R. 2008. Contaminación agrícola y políticas públicas en México. XI Jornadas de Economía Crítica. 23 p.
- Pérez-Morales, A., A. Olivos-Ortiz, S. I. Quijano-Sheggia, C. A. Espinosa-Rodríguez, y M. A. Jiménez-Santos. 2016. Estado actual del estudio de cianobacterias dulceacuícolas

- formadoras de florecimientos en el centro de México p. 408-421 In: García-Mendoza, E., S. I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz, y E. J. Núñez-Vázquez (eds). Florecimientos Algales Nocivos en México. Ensenada, México. CICESE. 438 p.
- Pérez-Vázquez, A. 2018. Desafíos y propuestas para lograr la seguridad alimentaria hacia el 2050. *Rev. Mex. Cienc. Agríc.* 9(1):175-189.
- Pérez, M. 2015. El positivismo y la investigación científica. *Revista Empresarial.* 3(9): 1-6. <file:///Users/GRIS/Downloads/Dialnet-ElPositivismoYLaInvestigacionCientifica-6419741.pdf>
- Perdomo, C., Casanova, O., y Ciganda, V. (2001). Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay. *Agrociencia*, 5(1), 10-22.
- Perevochtchikova, M. y Arellano-Monterrosas, J. (2008). Gestión de cuencas hidrográficas: experiencias y desafíos en México y Rusia. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales.* 4 (3): 313-325.
- Pretty, J. N., y G. R. Conway. 2014. The blue baby syndrome and nitrogen fertilizers: A high risk in the tropics? International Institute for Environment and Development. 9 p. Disponible en: www.researchgate.net/publication/242540770_The_Blue_Baby_Syndrome_and_Nitrogen_Fertilisers
- Prieto-Méndez, J., González, C., Román, A., Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10: 29-44.
- Puerto R., A. M., M. C. Rojas., y A. M. Iglesias. 1999. Trabajos originales calidad del agua y enfermedades de transmisión digestiva. *Rev Cubana Med Gen Integr.* 15
- Qi, Y., S. K. Dentel, y D. S. Herson. 2008. Effect of total solids on fecal coliform regrowth in anaerobically digested biosolids. *Water Research* 42:3817-3825
Doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.001>
- Ramírez, A., G. Bautista, y R. Iturbe. 2006. Rehabilitación de suelo contaminado con hidrocarburos mediante la aplicación de lodos. *AIDIS* 1(1): 1-11.
- Ramírez, J. A. y M. Lacasaña. 2001. Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. *Arch Prev Riesgos Labor.* 4(2):67-75.
- Ramírez, P., M. Monteverde, J. Ibáñez, B. Ziomara, J. Sala, y P. Roldan, P. 2015. Síndrome Urémico Hemolítico por *Escherichia coli* productora de toxina de Shiga en un paciente pediátrico con trasplante renal. *Nefrología, Diálisis y Trasplante.* 35(4):202-207.

- Ramos-Herrera S, L. F. Broca-Martínez, J. R. Laines-Canepa, J. M. Carrera-Velueta. 2012. Tendencia de la calidad del agua en Río de Tabasco, México. *Ingeniería* 16:207-217.
- Reinoso, J. C., C. Y. Serrano, y D. F. Orellana. 2017. Contaminantes emergentes y su impacto en la salud. *Revista de la Facultad de Ciencias Médicas de la Universidad de Cuenca*. 55(35):55-59. ISSN:13904450
- Rejesus M, R., y R. Hornbaker. 1999. Economic and environmental assessment of alternative nitrogen management practices to reduce pollution in central Illinois. *Agriculture, ecosystems and environment*. 75 (1-2): 41-53.
- Rendón V, J., M. González, M. Memije, y L. Quetz. Contaminantes persistentes en el valle de Yohaltún y el río Champotón, Campeche. 19 (1):4-10.
- Robles, E. S., E. Ramírez, A. Duran, M. E. Martínez, y M. E. González. 2013. Calidad bacteriológica y fisicoquímica del agua del acuífero Tepalcingo-Axochiapan, Morelos, México. *Av. Cien. Ing.*: 4(1): 19-28 ISSN: 0718-8706.
- Rodríguez S, L. Gauna, G. Martínez, H. Acevedo, C. Romero. 2012. Relación del nitrato sobre la contaminación bacteriana del agua. *Terra Latino América* 30:111-119.
- Roldán, H. 2006. Biorremediación para la contaminación ambiental agropecuaria. *Revista Chapingo*. 5(2): 117-130.
- Romero, I., J. A. Luna, W. Ponce. 2011. Calidad sanitaria de las fuentes hídricas de la Cuenca baja del río Manzanares, Santa Marta. *Colombia Rev Intropica* 6: 51-62.
- Rose, J. B., S. Daeschner, D. R. Easterling, F. C. Curriero, S. Lele, y J. A. Patz. 2000. Climate and waterborne disease outbreaks. *Journal AWWA*. 9 (92): 77-87. <https://pdfs.semanticscholar.org/6109/fb5f8a42e520045fe2d593a6a1a0daa64baa.pdf>
- Ruiz-Álvarez, O., R. Arteaga-Ramírez, M. A. Vázquez-Peña, R. E. Ontiveros, R. López-López. 2012. Balance hídrico y clasificación climática del Estado de Tabasco, México. *Universidad y Ciencia trópico Húmedo* 28:1-14
- Ruiz-Rosado, O. 2005. Agroecología: una disciplina que tiende a la transdisciplina. *Interciencia*. 31(2): 140-145.
- Ruiz, O. 1995. Agroecosistema. Término, concepto y su definición bajo el enfoque agroecológico y sistémico. In: *Seminario Internacional de Agroecología*. UACH. Estado de México. pp. 29-31.
- Ruiz, R., y L. Oregui. 2001. El enfoque sistémico en el análisis de la producción animal: revisión biográfica. *Invest. Agr. Prod. Sanid. Anim.* 16 (1): 1-33

- Salazar O, V. H., y J. J. Láriz D. 2015. La herencia de la visión antropocéntrica y su origen histórico, obstáculo para el desarrollo sustentable. 20° Encuentro Nacional sobre Desarrollo Regional en México. Cuernavaca, Morelos del 17 al 20 de noviembre de 2015. AMECIDER – CRIM, UNAM. 25 pp.
- Samboni R., N. E., Y. Carvajal E., y J. C. Escobar. 2007. Revisión de parámetros físico-químicos como indicadores de calidad y contaminación de agua. *Revista Ingeniero e investigación*. 27: 172-181.
- Sánchez M, N., M. Rodríguez S, V. Sierra M. 2006. Pesticidas obsoletos en Colombia. Situación actual y alternativas de tratamiento y disposición. *Revista de Ingeniería*. (23):13-22.
- Sans, F. X. 2007. La diversidad de los agroecosistemas. *Ecosistemas* 16 (1): 44-49. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=463>
- Sarabia, I. F., R. Cisneros, J. Aceves, Durán, H. M., L. J. Castro. 2011. Calidad del agua de riego en suelos agrícolas y cultivos del Valle de San Luis Potosí, México. *Rev. Int Conta Ambie* 27:103-113
- Sarandón, S. J. 2014. El agroecosistema: Un ecosistema modificado In: Sarandón S. J., y C. C. Flores. *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. 1a (ed). La Plata: Universidad Nacional de La Plata. 100-130 p.
- Silva, M., y A. Molina. 2016. Estudio de la contaminación difusa del agua en los ordenamientos de la Unión Europea. *AREL FAAR*. 4(2):6-25.
- Solis-Garza G, A. I. Villalba, G. Nubes, J. M. Castillo, F. A. Meraz. 2011. Físicoquímica del agua superficial y sedimento en el Río Santa Cruz, Sonora, México 8:3-9.
- Steinfeld H., P. Gerber, V. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, y C. Han. 2009. La larga sombra del ganado. *Problemas ambientales y opcionales*. Roma, Italia. 493p.
- Tarride, M. 1995. Complejidad y sistemas complejos. *Historia, ciencias, saude, Manguinbos*. 2(1): 46-66.
- Torres, B., G. González, E. Rustrián, y E. Houbron. 2013. Enfoque de cuenca para la identificación de fuentes de contaminación y evaluación de la calidad de un río, Veracruz, México. *Rev. Int. Contam. Ambient*. 29(3): 135-149. ISSN 0188-4999
- Torres, D., y T. Capote. 2004. Agroquímicos un problema ambiental global: uso del análisis químico como herramienta para el monitoreo ambiental. *Ecosistemas* 13: 2-6. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=50>
- Uicab-Brito, L. A., y C. Sandoval-Castro. 2003. Uso del contenido ruminal y algunos residuos de la industria cárnica en la elaboración de composta. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 2 (2): 45-63.

- Vanegas, L. 2012. Indicadores de Contaminación fecal en la subcuenca del Río Gil González. Revista Universidad y US- EPA 1999, 2002 y 2006
- Vilaboa-Arroniz, J., P. Díaz-Rivera., O. Ruiz-Rosado, D. E. 2009. Platas-Rosado, S. González-Muñoz., y F. Juárez-Lagunes. 2009. Caracterización socioeconómica y tecnológica de los agroecosistemas con bovinos de doble propósito de la región del Papaloapan, Veracruz, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10 (1): 53 – 62.
- Villatoro E., J. G. 2015. Impacto de la actividad agrícola y los asentamientos humanos sobre la calidad del agua en la subcuenca del río Mocal, Lempira. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de Honduras Facultad de Ciencias Espaciales. Tegucigalpa, Honduras. 112 p.
- Vives, I., J. Grimalt, y R. Guitart. 2001. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos y la salud humana. *Apuntes de Ciencia y Tecnología*. 3:45-51.
- Von Gigch, J. P. 1976. Teoría de sistemas. 2a. (ed). México. 607 pp.
- Vörösmarty, C. J., P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S. E. Bunn, C. A. Sullivan, C. Reidy Liermann, & P. M. Davies. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*.
- Xiong, Y., S. Peng, Y. Luo, J. Xu, y S. Yang. 2014. A paddy eco-ditch and wetland system to reduce non-point source pollution from rice-based production system while maintaining. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 27 (2) 89-102.

13. ANEXOS

Anexo A. Determinación de Nitrógeno Total Kjeldahl y Nitrógeno Amoniacal

Procedimiento para la determinación de Nitrógeno Total Kjeldahl y Nitrógeno Amoniacal de acuerdo a la NMX-AA-026-SCFI-2010. Análisis de agua-determinación de Nitrógeno Total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-método de prueba (cancela a la NMX-AA-026-2001).

REACTIVOS

- Agua: Conductividad, $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25 °C: 5.0 máx., y 5.1.2
- pH: 5,0 a 8,0 unidades de pH
- Tetraborato de sodio decahidratado ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$)
- Hidróxido de sodio (NaOH)
- Ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4)
- Ácido bórico (H_3BO_3)
- Indicador de rojo de metilo ($\text{C}_{15}\text{H}_{15}\text{N}_3\text{O}_2$)
- Indicador de azul de metileno ($\text{C}_{16}\text{H}_{18}\text{N}_3\text{SCl}$)
- Alcohol etílico ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$) ó Alcohol isopropílico [$\text{CH}_3\text{CH}(\text{OH})\text{CH}_3$]

- Sulfato de cobre (II) anhidro (CuSO_4)
- Sulfato de potasio (K_2SO_4)
- Tiosulfato de sodio pentahidratado ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)
- Carbonato de sodio anhidro (Na_2CO_3)
- Cloruro de amonio (NH_4Cl)
- Ácido sulfámico ($\text{H}_2\text{NSO}_3\text{H}$)
- Naranja de metilo, sal sódica ($\text{C}_{14}\text{H}_{14}\text{N}_3\text{NaO}_3\text{S}$)

NOTA 1: Se puede sustituir el ácido sulfámico por otra sal orgánica que contenga nitrógeno.

EQUIPO Y MATERIALES

Para determinación de nitrógeno tipo Kjeldahl que consta de:

Equipo

- Aparato digestor: sistema de digestión tipo Kjeldahl con matraces de 800 mL acoplado a un sistema de succión para remover los vapores de trióxido de azufre (SO_3) y agua.
- Aparato destilador: El matraz tipo Kjeldahl es conectado a un condensador y un adaptador a través del cual se puede colectar el destilado.

NOTA 1: Puede usarse el equipo micro-Kjeldahl adecuando el volumen de muestra y reactivos empleados; empleando matraces de 100 mL.

- Balanza analítica con precisión de 0,1 mg
- Balanza granataria con precisión de 0,1 g

Materiales

- Para el lavado del material remojar durante 1 h en una disolución de ácido sulfúrico al 10 % y enjuagar con agua desionizada.
- Frasco de polietileno o vidrio con tapa de 500 mL de capacidad
- Matraz tipo Kjeldahl de 800 mL Bureta

MUESTRAS Y MUESTREO

- Deben tomarse un mínimo de 2,0 L de muestra para el método macro Kjeldahl y 500 mL para el método micro Kjeldahl; en un envase de polietileno. Pueden utilizarse muestras compuestas o simples.
- Debe preservarse la muestra con ácido sulfúrico (1:1) a un pH de 1,0 a 2,0. Posteriormente mantener a $4\text{ }^\circ\text{C} \pm 2\text{ }^\circ\text{C}$ hasta su análisis.
- El tiempo máximo de almacenamiento previo al análisis es de 30 días, en condiciones de obscuridad.

PROCEDIMIENTO

- Limpiar el equipo de destilación antes de utilizarlo, destilando una mezcla (1:1) agua+disolución hidróxido-tiosulfato de sodio hasta que el destilado esté libre de amonio. Esta operación debe realizarse cada vez que el aparato este fuera de servicio.

Nitrógeno amoniacal

- Determinar el volumen de la muestra, si es necesario, ajustar el volumen a aproximadamente 500 mL y neutralizar a pH 7, con hidróxido de sodio 12,5 mol/L o ácido sulfúrico 5 mol/L. Colocar la muestra medida en un matraz Kjeldahl de 800 mL.

NOTA 2: Si no se desea cuantificar el contenido de nitrógeno amoniacal, destilar casi hasta sequedad y continuar desde la digestión.

- Añadir 25 mL de la disolución amortiguadora de boratos y ajustar el pH a 9,5 con disolución de hidróxido de sodio 6 mol/L utilizando potenciómetro o papel indicador para verificar. Transferir la disolución a un matraz Kjeldahl y añadir unas cuentas perlas de ebullición.
- Conectar el matraz Kjeldahl al condensador, destilar la muestra cuidando que la temperatura del condensador no pase de 302 K (29 °C).
- Recolectar el condensado en un recipiente que contenga 50 mL de la disolución indicadora de ácido bórico, sumergiendo la punta del condensador o una extensión del mismo por debajo de la superficie del líquido.
- La destilación se completa cuando se hayan recolectado 300 mL de destilado aproximadamente, incluyendo los 50 mL de la disolución indicadora de ácido bórico.
- Retirar el matraz colector y titular con disolución de ácido sulfúrico 0,006 mol/L hasta el vire del indicador de verde esmeralda a morado. Registrar el volumen gastado de ácido como volumen A.

Nitrógeno orgánico

- Enfriar el residuo contenido en el matraz Kjeldahl.
- Digestión: Adicionar cuidadosamente 50 mL de reactivo para la digestión al matraz de Kjeldahl y mezclar perfectamente. Añadir unas cuentas de vidrio o piedras de ebullición. Mezclar y conectar al equipo Kjeldahl; permitir la ebullición de la muestra hasta que el volumen de la disolución se reduzca aproximadamente a un volumen de 25 mL a 50 mL y se observe gran desprendimiento de vapores blancos (estos vapores pueden oscurecerse cuando la muestra presenta grandes cantidades de materia orgánica).

NOTA 3: Si la muestra contiene una cantidad apreciable de material suspendido, añadir 50 mL adicionales de reactivo de digestión.

- Continuar la digestión durante 30 mín. más. En este período, la disolución cambia de turbia hasta ser transparente e incolora o con una ligera coloración amarillo pálido. Durante la digestión el matraz Kjeldahl debe permanecer inclinado. Enfriar el matraz y su contenido, diluir a 300 mL con agua y mezclar.
- Cuidadosamente añadir 50 mL de la disolución de hidróxidotiosulfato de sodio, para formar una capa alcalina en el fondo del matraz. Mezclar vigorosamente y verificar, con tirillas reactivas que el pH de la disolución sea mayor a 11,0 unidades de pH. 10.3.5 Conectar el matraz Kjeldahl al condensador, destilar la muestra cuidando que la temperatura del condensador no pase de 302 K (29 °C)

$$\gamma(\text{NTK}) = \gamma(\text{N-NH}_3) + \gamma(\text{NOrg})$$

- Recolectar el condensado en un recipiente que contenga 50 mL de la disolución indicadora de ácido bórico, sumergiendo la punta del condensador o una extensión del mismo por debajo de la superficie del líquido.
- Retirar el matraz colector y titular con disolución de ácido sulfúrico 0,006 mol/L hasta que la disolución vire de color verde esmeralda a morado. Registrar el volumen gastado de ácido como volumen C.

Nitrógeno total Kjeldahl

- Si solo se requiere la medición del nitrógeno total Kjeldahl; cuantificar el contenido de nitrógeno en la muestra, siguiendo el procedimiento para el nitrógeno orgánico (digestión), pero partiendo de la muestra indicada en la nota 2.

Blanco

- Llevar un blanco durante todos los pasos del método, empleando para ello 500 mL de agua destilada en lugar de la muestra.
- El volumen gastado en la titulación del blanco, registrarlo como volumen B.

CÁLCULOS

- Calcular la concentración de masa de nitrógeno amoniacal, en mg/L en la muestra como

$$\gamma_{(\text{N-NH}_3)} = (V_A - V_B) \cdot c(\text{H}_2\text{SO}_4) \cdot A_r(\text{N}) / V_m$$

se indica a continuación:

$\gamma(\text{NH}_3\text{-N})$	es la concentración de masa de nitrógeno amoniacal;
V_A	son los mL de ácido sulfúrico gastados en la titulación de la muestra;
V_B	son los mL de ácido sulfúrico gastados en el blanco;
$c(\text{H}_2\text{SO}_4)$	es la concentración del ácido sulfúrico en mol/L;
V_m	son los mL de muestra, y
$A_r(\text{N})$	masa atómica del nitrógeno.

Calcular la concentración de masa de nitrógeno orgánico, en mg/L en la muestra como se indica

$$\gamma_{(\text{NOrg})} = (V_C - V_B) \cdot c(\text{H}_2\text{SO}_4) \cdot A_r(\text{N}) / V_m$$

a continuación:

Donde:

$\gamma(\text{N-Org})$	es la concentración de masa de nitrógeno orgánico;
V_C	son los mL de ácido sulfúrico gastados en la titulación de la muestra;
V_B	son los mL de ácido sulfúrico gastados en el blanco;
$c(\text{H}_2\text{SO}_4)$	es la concentración del ácido sulfúrico en mol/L;
V_m	son los mL de muestra, y
$A_r(\text{N})$	es la masa atómica del nitrógeno.

Calcular la concentración de masa de nitrógeno total Kjeldahl, en mg/L en la muestra como se indica a continuación:

Donde:

$\gamma(\text{NTK})$ es la concentración de masa de nitrógeno total Kjeldahl;

$\gamma(\text{N-NH}_3)$ es la concentración de masa de nitrógeno amoniacal, y

$\gamma(\text{NOrg})$ es la concentración de masa de nitrógeno orgánico.

Anexo B. Procedimiento para la determinación de Nitrógeno de Nitratos de acuerdo a la NMX-AA-079-SCFI-2006.

Procedimiento para la determinación de Nitrógeno de Nitratos de acuerdo a la NMX-AA-079-SCFI-2006. Análisis de aguas-determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas-método de prueba (cancela a la nmx-aa-079-1986).

Método de sulfato de brucina

Baño de agua con agitación para mantener temperatura de ebullición del agua.

Materiales

Agua: Debe entenderse agua que cumpla con las siguientes características: a) Resistividad, megohm-cm a 25°C: 0,2 min; b) Conductividad, $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C: 5,0 Máx. y c) pH: 5,0 a 8,0.

- Ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4)
- Arsenito de sodio (NaAsO_2)
- Ácido clorhídrico (HCl).
- Ácido sulfanílico ($\text{H}_2\text{NC}_6\text{H}_4\text{SO}_3\text{H}$)
- Cloruro de sodio (NaCl)
- Sulfato de brucina [$(\text{C}_{23}\text{H}_{26}\text{N}_2\text{O}_4)_2 \text{H}_2\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$]

RECOLECCIÓN, PRESERVACIÓN Y ALMACENAMIENTO DE MUESTRAS

- Recolectar 500 mL de muestra en frascos de vidrio o polietileno.
- Si la muestra presenta turbiedad, filtrarlas a través de un filtro de 0,45 μm .
- Los análisis deben realizarse lo más pronto posible. Se puede almacenar hasta por 48 h a 4°C. Para un periodo mayor, preservar con 2 mL de ácido sulfúrico/L y almacenar a 4°C. Sin embargo cuando la muestra es preservada con ácido, no es posible determinar nitritos y nitratos individualmente.

PROCEDIMIENTO

Si la muestra contiene cloro residual libre, remover por adición de una gota (0,05mL) de disolución de arsenito de sodio por cada 0,10 mg de cloro y mezclar.

- Filtrar la muestra para remover turbiedad.
- Transferir una alícuota de 10 mL de muestra o una alícuota diluida a 10 mL, al tubo de reacción.
- Colocar en la gradilla los tubos de reacción necesarios incluyendo un tubo para el testigo y patrones.
- Colocar la gradilla en un baño de agua fría y añadir 2,0 mL de la disolución de cloruro de sodio a cada tubo.
- Mezclar y añadir 10,0 mL de disolución de ácido sulfúrico. Mezclar y enfriar.

- Si se desarrolla color o turbiedad sacar los tubos y leer los testigos de muestra contra el testigo de reactivos a 410 nm.
- Colocar la gradilla en el baño de agua fría y añadir 0,5 mL del reactivo brucina-ácido sulfanílico.
- Mezclar y colocar la gradilla en el baño de agua en ebullición manteniendo la temperatura de ebullición.
- Después de 20 min exactamente sacar los tubos y sumergirlos en agua fría.
- A temperatura ambiente, leer los patrones y muestras contra el testigo de reactivo a 410 nm.

CÁLCULOS

- Obtener una curva de calibración graficando la absorbancia contra la concentración de N-NO₃ de los estándares. Calcular las concentraciones de la muestra directamente de la curva de calibración. Reportar como miligramos de N por L (la suma de N-NO₃-más N-NO₂) a menos que la concentración de N-NO₂ se determine y reste separadamente.
- Hacer una gráfica con los valores de la curva de calibración y asegurarse obtener el coeficiente de correlación aceptable.
- Reportar mg N-NO₃-/L con la precisión correspondiente.

Anexo C. Procedimiento para la determinación de Nitrógeno de Nitritos de acuerdo a la NMX-AA-099-SCFI-2006.

Procedimiento para la determinación de Nitrógeno de Nitritos de acuerdo a la NMX-AA-099-SCFI-2006. Análisis de agua-determinación de nitrógeno de nitritos en aguas naturales y residuales-métodos de prueba (cancela a la NMX-AA-099-1987).

EQUIPO Y MATERIALES

Equipo

- Espectrofotómetro o fotocolorímetro con filtro para leer a 543 nm, con celdas de paso de luz de 1 cm a 10 cm.
- Balanza analítica con precisión de 0,1 mg.
- Balanza granataria con precisión de 0,1 g.
- pH metro.

Materiales

- Frasco de polietileno o vidrio con tapa de 2 L de capacidad.
- Membrana filtrante de 0,45 µm.
- Filtros de fibra de vidrio con diámetro de poro de 0,7 µm
- Papel filtro de poro medio.
- Electrodo combinado de vidrio.

RECOLECCIÓN, PRESERVACIÓN Y ALMACENAMIENTO DE MUESTRAS

- Las muestras deben ser colectadas y conservadas en frascos de vidrio o polietileno, a una temperatura de $4\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$, para evitar la conversión de nitritos a nitratos o amoníaco.
- El análisis debe realizarse durante las 24 h posteriores a su recolección, almacenar las muestras a $4\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$.
- Las muestras congeladas a $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ pueden conservarse máximo 48 h antes de ser analizadas.

PROCEDIMIENTO

Pretratamiento de la muestra

- La muestra debe estar libre de turbiedad y color, para lograr esto, filtrarla a través de membranas de $0,45\text{ }\mu\text{m}$ de poro, filtros de fibra de vidrio de $0,7\text{ }\mu\text{m}$ de poro o adicionar 2 mL o la cantidad necesaria de suspensión clarificadora según sea el caso, a aproximadamente 100 mL de muestra con agitación y filtrarla a través de papel de poro medio. Si existe color en la muestra continuar con el procedimiento y efectuar la corrección por color.
- Neutralizar el filtrado a un pH aproximado de 7,0 con disolución de Ácido sulfúrico (H_2SO_4) 1N o NaOH 1N

Porción de muestra

- De la disolución obtenida tomar una porción de muestra, dependiendo del contenido esperado de nitritos.
- Con una pipeta volumétrica tomar 50 mL de la muestra o lo que indica la tabla y transferirla a un matraz Erlenmeyer o tubo Nessler. En caso de realizar diluciones, tomar el volumen de muestra con pipeta volumétrica y depositarlo en un matraz volumétrico de 50 mL, llevar a la marca de aforo con agua y posteriormente vertir el contenido en un matraz Erlenmeyer o tubo Nessler. En donde se llevará al cabo el desarrollo del color.
- Adicionar 1 mL de la disolución de sulfanilamida, y agitar varias veces. Permitir que la mezcla reaccione de 2 min a 8 min.
- Adicionar 1 mL de NEDA, y agitar varias veces, revisar que el pH esté entre 1,9 y 2,5.
- Dejar reposar por lo menos 10 min pero no más de 1 h, la presencia de nitritos desarrolla una coloración púrpura.
- Leer la absorbancia a 543 nm.

Corrección por color.

- Si el color de la muestra pretratada persiste, puede interferir con la medición de la absorbancia. En lugar de agregar las soluciones de sulfanilamida y NEDA, adicionar 1 mL de HCl al 10 % y leer la absorbancia.

Corregir la absorbancia de la muestra por medio de la ecuación :

$$A = A_m - A_b - A_c$$

donde :

A es la absorbancia corregida;

A_m es la absorbancia de la muestra determinada;

A_b es la absorbancia del blanco, y

A_c es la absorbancia de la muestra empleada para corrección, de color. En caso de muestras incoloras A_c=0.

Blanco: Llevar un blanco durante todos los pasos del método ya sea cuando se prepare curva de calibración o cuando se analicen muestras.

CÁLCULOS

Calcular la concentración de la muestra por medio de la ecuación de la recta que se obtiene de las curvas de calibración empleando la siguiente ecuación:

$$y = mX + b$$

donde :

y es la absorbancia de la muestra;

m es la pendiente, y b es la ordenada al origen.

Despejar X que serán µg de N-NO₂.

Para calcular la concentración de la muestra tomar en cuenta los factores de dilución que se realicen. Reportar los resultados como mg/L de N-NO₂.

ANEXO 4. Técnica de análisis Colisure

Kit de análisis Colisure

Colisure detecta simultáneamente los coliformes totales y *E. coli* en el agua. Se basa en Defined Substrate Technology (Tecnología de sustrato definido [DST]), propiedad exclusiva de IDEXX. Cuando los coliformes totales metabolizan el indicador de nutrientes CPRG de Colisure, la muestra toma una coloración desde amarillo a rojo/magenta. Cuando *E. coli* metaboliza el indicador de nutrientes MUG de Colisure, la muestra fluoresce. Colisure puede detectar simultáneamente estas bacterias a una concentración de 1 UFC/100 ml dentro de las 24 horas, incluso en presencia de 2 millones de bacterias heterotróficas por cada 100 ml.

EQUIPO Y MATERIALES

Incubadora a 35°C ± 0.5°C

Lámpara UV 366 nm

Tubos o bandejas y sellador de bandeja, si se utiliza método cuantitativo.

Botellas, si se utiliza el método cualitativo.

Procedimiento de enumeración Quanti-Tray

1. Permitir que la muestra se adapte a la temperatura ambiente.
2. Añadir el contenido de un paquete a una muestra de 100 ml de agua, en un recipiente estéril.
3. Tapar el recipiente y agitar vigorosamente. Dejar la muestra inmóvil durante por lo menos un minuto y agitar vigorosamente otra vez para asegurarse de que no queden grandes partículas.
4. Verter la mezcla de muestra/reactivo en una Quanti-Tray o una Quanti-Tray/2000 y sellar en un IDEXX Quanti-Tray Sealer.
5. Colocar la bandeja sellada en una incubadora a 35±0,5°C durante 24 horas.

6. Leer los resultados de acuerdo con el cuadro de interpretación de resultados, más abajo. Contar el número de pocillos positivos y referirse al cuadro NMP proporcionado con las bandejas para obtener el número más probable.

Interpretación de resultados

Aspecto	Resultado
Amarillo/dorado	Negativo para coliformes totales y <i>E. coli</i>
Rojo o magenta	Positivo para coliformes totales
Rojo/magenta y fluorescencia	Positivo para <i>E. coli</i>

- Buscar fluorescencia utilizando una luz ultravioleta de 6 vatios, 365 nm a distancia de unas 5 pulgadas (13 cm) de la muestra, en un entorno oscuro.
- Apuntar el haz de luz en dirección contraria a los ojos y hacia la muestra.
- Si la muestra es de color rosado o naranja, continuar la incubación (hasta 48 horas máximo).
- Una muestra que se mantiene de color rosado o naranja tras 48 horas es negativa para coliformes y *E. coli*.
- Las muestras son negativas si en cualquier momento después de 24 horas no hay rojo, magenta y/o fluorescencia.
- Rojo/magenta o rojo/magenta con fluorescencia observados antes de 24 horas es un positivo válido.
- Sin embargo, después de 48 horas, los heterótrofos pueden doblegar el sistema de inhibición de Colisure. Por lo tanto, rojo/magenta o rojo/magenta con fluorescencia observados por primera vez tras 48 horas no es un positivo válido.