

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA
CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN GENÉTICA Y AMBIENTE
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN SISTEMAS DEL
AMBIENTE



Evaluación de parámetros fisicoquímicos, metales pesados y estado de eutrofización de la presa de Atlangatepec, Tlaxcala

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS EN SISTEMAS
DEL AMBIENTE

PRESENTA
ANA CAROLINA CUAHUTLE GÓMEZ

BAJO LA DIRECCIÓN DE
DRA. CLAUDIA IRENE CALVARIO RIVERA
DRA. CLAUDIA ROMO GÓMEZ

TUTORES
DRA. EDELMIRA GARCÍA NIETO
MTRA. PATRICIA LIMÓN HUITRÓN



Tlaxcala, Tlax., Marzo de 2019



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA

CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN GENÉTICA Y AMBIENTE
MAESTRIA EN CIENCIAS EN SISTEMAS DEL AMBIENTE

AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

Código 505-RGE-04

Publicación Febrero 2019

Revisión 03
9001 2015

BIOL. ANA CAROLINA CUAHUTLE GÓMEZ

CANDIDATA A MCSA

PRESENTE

En cumplimiento al artículo 52 fracción "d" del Reglamento General de Evaluación Académica, el comité de titulación ha revisado el trabajo de investigación titulado: "Evaluación de parámetros fisicoquímicos, metales pesados y estado de eutrofización de la presa de Atlangatepec, Tlaxcala", realizado bajo la dirección de la Dra. Claudia Irene Calvario Rivera. No habiendo encontrado objeción alguna, se autoriza su impresión:

MSP. Patricia Limón Huitrón

Dra. Claudia Romo Gómez

Dra. Edelmira García Nieto

Dra. Elizabeth García Gallegos

Dra. Claudia Irene Calvario Rivera

Dr. Hipólito Muñoz Nava

Dr. Oscar Gumersindo Vázquez Cuecuecha

(Handwritten signatures on lines)

Sin otro particular, reciba un cordial saludo

"POR LA CULTURA A LA JUSTICIA SOCIAL"
Ixtacuixtla, Tlax., 04 de marzo de 2019.

(Handwritten signature of Patricia Limón Huitrón)



MSP. Patricia Limón Huitrón
COORDINADORA GENERAL DEL POSGRADO

CENTRO DE INVESTIGACIÓN
EN GENÉTICA Y AMBIENTE
MAESTRIA EN CIENCIAS
EN SISTEMAS DEL AMBIENTE

c.c.p. Expediente



Documento exclusivo para uso de la dependencia responsable o autoridad correspondiente

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por la beca otorgada para la realización de esta investigación.

Al Laboratorio de Ciencias Ambientales (Lab. No. 9) del Área Académica de Química, del Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, por la determinación de metales.

A la Coordinación General de Ecología por la determinación de los parámetros físicoquímicos de las muestras de agua, en el Laboratorio de Aguas del Centro de Servicios Integrales para el Tratamiento de Aguas Residuales del Estado de Tlaxcala (CSITARET).

A la comunidad de pescadores de la presa de Atlangatepec, por su apoyo en el muestreo de agua y sedimento.

“Nuestra recompensa se encuentra en el esfuerzo y no en el resultado.

Un esfuerzo total es una victoria completa”

Mahatma Gandhi

También agradezco:

A mi directora de tesis, por brindarme su confianza, apoyo, dedicación y motivación para realizar mis compromisos de investigación, superación y desarrollo, tanto profesional como personal. Porque sin su ayuda este trabajo no habría sido posible, mi más sincero agradecimiento Dra. Claudia I. Calvario Rivera.

A la Dra. Claudia Romo por su apoyo en la determinación de los metales y por las correcciones para enriquecer la presente investigación.

A la Dra. Edelmira García y a la MSP. Patricia Limón, a la Dra. Elizabeth García, el Dr. Oscar Vázquez y al Dr. Hipólito Muñoz por sus recomendaciones para mejorar éste trabajo.

A la MCA. Emma S. Soto y a la Dra. Aline López por sus consejos académicos y apoyo técnico.

Al Dr. Rogelio Flores, a la Dra. Leticia Carrizales, a la L.Q. Izanami López y a la MCIQ María Ibarra, por su amabilidad durante mi estancia en la Coordinación para la Innovación y Aplicación de la Ciencia y la Tecnología (CIACyT).

Un especial agradecimiento al M en C. Ramiro Ríos Gómez por sus palabras de aliento para concluir de la mejor manera posible esta investigación y por enseñarme a trabajar bajo normas éticas y morales.

A Alejandra Flores Zempoalteca por estar presente en los buenos y malos momentos y animarme en esta aventura ¡te quiero hermana!

A todas las personas que me tendieron su mano durante la realización de este trabajo y aquellas que, con sus obstáculos lograron que éste esfuerzo valiera más la pena.

“Hay genios sin estudios e idiotas con doctorados. La verdadera sabiduría no te la otorga un título, sino lo que haces con lo que has aprendido a lo largo de la vida y la manera en cómo tratas a los demás”

Joseph Kapone

DEDICATORIA

Por último, le dedico este trabajo a toda mi familia, especialmente a mis padres Teodora Gómez y German Cuahutle por enseñare y brindarme su confianza y apoyo, pero sobre todo por ser mis guías y uno de mis mayores motores en la vida.

A mis hermanos Jorge y Luis Cuahutle por su cariño incondicional y por alentarme a cumplir mis metas, a pesar de los problemas que surjan en el camino.

A mis queridos abuelos: Luisa Gómez, Regina Cuahutle y Vicente López, por brindarme sus consejos para ser una persona de bien.

¡Infinitas gracias a todos, los amo!

De la presente investigación se desprendieron los siguientes trabajos:

Participación modalidad cartel en el Congreso Internacional de Ciencias Ambientales, XXII Congreso Nacional de Ciencias Ambientales XVI, con el tema “Evaluación de la calidad del agua de la Laguna de Atlangatepec, Tlaxcala”, llevado a cabo del 7 al 9 de junio de 2017, Chetumal, Quintana Roo.

Participación modalidad cartel en el 52° Congreso Mexicano de Química, 36° Congreso Nacional de Educación Química, con el tema “Evaluación de parámetros fisicoquímicos y calidad del agua la presa de Atlangatepec, Tlaxcala”, realizado del 26 al 29 de septiembre de 2017, Puerto Vallarta, Jalisco.

Participación modalidad oral, en el I Simposio en Conservación y uso de los Recursos Naturales, con el tema “Efecto de los parámetros físico - químicos del agua y sedimentos, en la calidad de la presa de Atlangatepec, Tlaxcala”, llevado a cabo el 5 de junio de 2018, Mineral de la Reforma, Hidalgo.

Participación modalidad cartel en el 53° Congreso Mexicano de Química, 37° Congreso Nacional de Educación Química, con el tema “Metales pesados y su relación con las propiedades fisicoquímicas en sedimentos superficiales de la presa de Atlangatepec”, realizado del 2 al 5 de octubre de 2018, Ciudad de México, México.

ÍNDICE

página

ÍNDICE DE CUADROS	II
ÍNDICE DE FIGURAS	IV
RESUMEN	VI
ABSTRACT	VII
1. INTRODUCCIÓN	- 1 -
1.1. Características físicas, químicas y biológicas del agua.....	- 1 -
1.2. Calidad del agua	- 2 -
1.3. Contaminación de los sistemas acuáticos.....	- 7 -
1.4. Metales pesados	- 10 -
1.5. Eutrofización	- 11 -
1.6. Sedimentos	- 16 -
2. ANTECEDENTES.....	- 19 -
3. JUSTIFICACIÓN.....	- 25 -
4. OBJETIVOS.....	- 25 -
4.1. Objetivo general	- 25 -
4.2. Objetivos específicos	- 26 -
5. HIPÓTESIS.....	- 27 -
6. METODOLOGÍA	- 28 -
6.1. Área de estudio	- 28 -
6.2. Fase de campo	- 28 -
6.3. Fase de laboratorio	- 30 -
6.4. Análisis estadístico.....	- 39 -
7. RESULTADOS	- 41 -
7.1. Propiedades físicas y químicas del agua	- 41 -
7.2. Índice de calidad del agua.....	- 55 -
7.3. Índice de eutrofización	- 57 -
7.4. Metales pesados en agua	- 59 -
7.5. Parámetros físicos y químicos del sedimento	- 64 -
7.6. Metales pesados en sedimento.....	- 71 -
7.7. Calidad de los sedimentos	- 76 -
8. DISCUSIÓN.....	- 81 -
8.1. Calidad de agua	- 81 -
8.2. Metales pesados en agua y sedimentos	- 85 -
8.3. Calidad de los sedimentos	- 88 -
9. CONCLUSIONES	- 92 -
10. RECOMENDACIONES.....	- 94 -
11. LITERATURA CITADA	- 95 -

Índice de cuadros

Cuadro 1. Metodología empleada para el análisis en agua.....	- 31 -
Cuadro 2. Categorías de la calidad del agua de acuerdo al CCME	- 37 -
Cuadro 3. Valores de las propiedades físicas y químicas del agua superficial de la presa y valores establecidos por la normatividad mexicana (NOM-001), canadiense (CCME) y holandesa (PWA).....	- 43 -
Cuadro 4. Comparación de los valores de las variables físicas y químicas del agua en otoño de 2016 y los establecidos por la norma mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996, DOF 1996; CE-CCA-001/89, DOF 1989), canadiense (CWQG, CCME 1996) y holandesa (PSWA, RIZA 2002).	- 46 -
Cuadro 5. Comparación de las variables físicas y químicas del agua en otoño de 2017 y los establecidos por la norma mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996, DOF 1996; CE-CCA-001/89, DOF 1989), canadiense (CWQG, CCME 1996) y holandesa (PSWA, RIZA 2002).	- 48 -
Cuadro 6. Matriz de componentes principales.....	- 52 -
Cuadro 7. Valores del índice de estado trófico (IET) obtenidos a partir de la transparencia (DS), del fósforo reactivo (P) y de la concentración de clorofila-a (Clorf-a), por spunto en los dos periodos de muestreo.....	- 58 -
Cuadro 8. Valores de los metales pesados en agua superficial de la presa y valores establecidos por la normatividad mexicana (NOM-001), canadiense (CCME) y holandesa (PSWA).....	- 59 -
Cuadro 9. Comparación de las concentraciones de MP en agua entre los puntos de muestreo de 2016 (izquierda) y 2017 (derecha).....	- 60 -
Cuadro 10. Matriz de los valores del ACP de MP en agua.....	- 62 -
Cuadro 11. Valores medios de los parámetros físicos y químicos del sedimento para ambos periodos de estudio (2016 y 2017).	- 64 -
Cuadro 12. Comparación de las variables físicas y químicas del agua de otoño de 2016 y los establecidos por la norma canadiense (ISQG, CCME 2001).....	- 65 -
Cuadro 13. Comparación de las variables físicas y químicas del agua de otoño de 2017 y los establecidos por la norma canadiense (ISQG, CCME 2001).....	- 66 -
Cuadro 14. Matriz de componentes principales de los parámetros FQ del sedimento	- 69 -
Cuadro 15. Comparación de las concentraciones de metales pesados en sedimentos, de los periodos de muestreo de la presa de Atlangatepec. ...	- 71 -
Cuadro 16. Comparación de las concentraciones de metales pesados en sedimentos de los puntos de muestreo de 2016.....	- 72 -
Cuadro 17. Comparación de las concentraciones de metales pesados en sedimentos de los puntos de muestreo de 2017.....	- 73 -

Cuadro 18. Matriz de los valores del ACP de MP en sedimentos. - 74 -

Cuadro 19. Estimación del impacto antropogénico en los sedimentos de la presa de Atlangatepec en 2016, basado en el índice de geoacumulación (I_{geo}); factor de contaminación (F_c); grado de contaminación (G_c) e índice integrado de contaminación (ICC). - 79 -

Cuadro 20. Estimación del impacto antropogénico en los sedimentos de la presa de Atlangatepec en 2017, basado en el índice de geoacumulación (I_{geo}); factor de contaminación (F_c); grado de contaminación (G_c) e índice integrado de contaminación (ICC). - 80 -

Índice de figuras

Figura 1. Cambio en los procesos físicos, químicos y biológicos por la eutrofización de un sistema acuático.	- 13 -
Figura 2. Puntos de muestro	- 29 -
Figura 3. Dendograma que muestra la agrupación de los parámetros físicos y químicos del agua analizados en la presa de Atlangatepec durante los períodos de estudio. Las líneas representan el nivel de similitud de un punto a otro.....	- 51 -
Figura 4. Análisis de componentes principales Biplot de los parámetros físicos y químicos del agua por punto y periodo de muestreo de la presa de Atlangatepec. Los valores porcentuales de cada eje indican la proporción de la variación total	- 54 -
Figura 5. Valor del Índice de Calidad del Agua (ICA) de la presa de Atlangatepec de 2016 y 2017.	- 55 -
Figura 6. Índice de Calidad del agua para cada punto de estudio en ambos periodos de muestreo en la presa de Atlangatepec, Tlaxcala.....	- 56 -
Figura 7. Grado de eutrofización de los puntos muestreados en 2016 y 2017 en la presa de Atlangatepec.	- 57 -
Figura 8. Análisis de componentes principales de los metales pesados del agua por punto y periodo de muestreo de la presa de Atlangatepec. Los valores porcentuales de cada eje indican la proporción de la variación total.....	- 63 -
Figura 9. Clase textural de los puntos de estudio en ambos periodos de muestreo de la presa de Atlangatepec, Tlaxcalza.	- 68 -
Figura 10. Análisis de componentes principales de los parámetros físicos y químicos del sedimento por punto y periodo de muestreo de la presa de Atlangatepec. Los valores porcentuales de cada eje indican la proporción de la variación.....	- 70 -
Figura 11. Análisis de componentes principales de los metales pesados del sedimento por punto y periodo de muestreo de la presa de Atlangatepec. Los valores porcentuales de cada eje indican la proporción de la variación total.....	- 75 -

Abreviaturas

ACP	Análisis De Componentes Principales
CCME	Canadian Council Of Ministers Of The Environment
CE	Conductividad Eléctrica
CE-CCA-001/89	Criterios Ecológicos De La Calidad Del Agua
Clorf-a	Clorofila a
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environmental
COL	Color
CONAGUA	Comisión Nacional Del Agua
CSITARET	Centro De Servicios Integrales para el Tratamiento de Aguas Residuales del Estado de Tlaxcala
DBO ₅	Demanda Bioquímica De Oxígeno
DQO	Demanda Química De Oxígeno
DS	Disco Secchi
F _c	Factor de Contaminación
E _c	Ecuación
G y A	Grasa y Aceites
G _c	Grado de Contaminación
IET	Índice de Estado Trófico
IET Clorf-a	Índice de Estado Trófico de Clorofila-a
IET DS	Índice de Estado Trófico del disco Secchi
IET P _R	Índice de Estado Trófico de Fósforo reactivo soluble
IIC	Índice Integrado de Contaminación
I _{geo}	Índice de geoacumulación
LD	Límite de Detección
LMP	Límite Máximo Permisible
MO	Materia Orgánica
N-NH ₃	Nitrógeno amoniacal
N-NO ₃	Nitratos
N _o	Nitrógeno orgánico
N _T	Nitrógeno total
OD	Oxígeno Disuelto
P _R	Fósforo reactivo soluble
PSWA	Pollution of Surface Waters Act
SAAMs	Sustancias activas al azul de metileno
SDT	Sólidos Disueltos Totales
SEMARNAT	Secretaria De Medio Ambiente y Recursos Naturales
SO ₄ ²⁻	Sulfatos
SS	Sólidos Sedimentables
SST	Sólidos Suspendidos Totales
ST	Sólidos Totales
T	Temperatura
TUR	Turbidez
WQI	Índice de calidad del agua

RESUMEN

La presa de Atlangatepec fue declarada sitio Ramsar en 2009, es el principal cuerpo abastecedor de agua del estado de Tlaxcala, cuyos principales usos son: riego agrícola, cría y pesca de carpa (*Cyprinus carpio*, Linnaeus, 1758); sin embargo, llegan descargas de aguas residuales del municipio de Tlaxco y zonas aledañas; por lo que se determinaron los parámetros físicos y químicos, la concentración de metales pesados, así como, la calidad del agua y sedimento, con el fin de evaluar el grado de contaminación de la presa. El muestreo se realizó en dos periodos (otoño de 2016 y 2017), seleccionándose un total de 17 puntos. Se analizaron los parámetros físicos y químicos del agua y sedimentos, se determinó el índice de estado trófico (IET), el índice de calidad de agua (WQI), las concentraciones de Cd, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn en agua y sedimento, así como, los índices I_{geo} , FC, Gc y IIC. Se obtuvo que los SO_4^{2-} , SST, DQO, N-NH₃ y SAAM's sobrepasan los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 1996) para descargas de aguas residuales en cuerpo naturales y los CE-CCA-001/89 (DOF, 1989) para protección de vida acuática, además el IET para 2016 indica un estado de hipertrofia mientras que para 2017 el estado mejoro a eutrófico. Las concentraciones obtenidas fueron mayores en los sedimentos, sin embargo no sobrepasan los LMP establecidos por la ISQG (CCME, 2002), para el caso del agua el Cr fue el único metal que sobrepaso los límites máximos permisibles establecidos tanto en las normas nacionales como internacionales. Se concluyó que la calidad del agua de la presa es pobre, ya que tanto el IET, como el WQI indican presencia de eutrofización y un WQI menor a 45, valor que la clasifica como pobre, por lo que es necesario dar un seguimiento a la dinámica de los parámetros evaluados. El grado de contaminación de los sedimentos calculado con los índices I_{geo} , el ICC y el CF y el Gc, es severo, lo cual se puede deber a las actividades agrícolas que se desarrollan en la periferia de la presa de Atlangatepec, así como, de la incorporación de aguas residuales municipales y no municipales que provienen del municipio de Tlaxco, ocasionando un grave deterioro de los sedimentos.

ABSTRACT

Atlangatepec dam was declared a Ramsar site in 2009, is the leading provider waterbody state of Tlaxcala, whose main uses are: agricultural irrigation, farming and fishing carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758); However, wastewater discharges reach the municipality of Tlaxco and neighboring areas; so the physical and chemical parameters, the concentration of heavy metals, as well as water quality and sediment, in order to evaluate the degree of contamination of the dam were determined. Sampling was conducted in two periods (autumn 2016 and 2017), selected from a total of 17 points. physical and chemical parameters of the water and pellets were analyzed, the Trophic State Index (TSI), Water Quality Index (WQI), concentrations of Cd, Cr, Mn, Ni, Pb and Zn in water and sediments determined and sediment and the I_{geo} , FC, Cd and PLI. Was obtained that SO_4^{2-} , TSS, COD, NH_3-N and MBAS beyond the limits set by the NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 1996) for wastewater discharges into natural body and CE-CCA-001 / 89 (DOF, 1989) for protection of aquatic life, plus the EIT for 2016 indicates a state of hypertrophy while for 2017 improved to eutrophic state. The concentrations obtained were higher in sediments, however, they not exceed the LMP established by the ISQG (CCME, 2002) for the case of water the Cr was the only metal that exceeded limits set in both national standards and international. It was concluded that the water quality of the dam is poor, as both the EIT, as the WQI indicate the presence of eutrophication and less than 45 WQI, the value classified as poor, so it is necessary to monitor the dynamics of the parameters evaluated. The degree of sediment contamination calculated with I_{geo} , the PLI and the CF and Cd, is severe, which may be due to agricultural activities taking place on the periphery of the dam Atlangatepec, as well as, the incorporation of municipal wastewater and non-municipal originating from the municipality of Tlaxco, causing a serious deterioration in the sediments.

1. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso indispensable para la vida de todos los organismos, así como para las actividades humanas, sin embargo, su disponibilidad está limitada en cantidad, calidad y distribución natural en la superficie terrestre (SEMARNAT-CONAGUA, 2016b). Además, el aumento constante de la población genera una excesiva demanda de agua limpia que sobrepasa la capacidad de abastecimiento (CONAGUA, 2015), por lo que la trayectoria natural de los ríos ha sido modificada con el propósito de garantizar el acceso de este recurso (Aboites *et al.*, 2010); por esta razón el manejo sustentable del recurso hídrico es importante ya que reconoce la calidad y necesidades requeridas por los individuos (Samboni *et al.*, 2011).

1.1. Características físicas, químicas y biológicas del agua

Desde el punto de vista químico la molécula del agua tiene una estructura simétrica, formada por dos átomos de hidrógeno unidos por un átomo de oxígeno mediante un enlace covalente y en un ángulo de 105°, lo que le proporciona su naturaleza polar y la formación de puentes de hidrógeno que originan la unión entre las moléculas de agua; posee una elevada capacidad calorífica (4.184 J), misma que se encarga de regular los cambios térmicos estabilizando la temperatura y actuando como un regulador climático, además, es el medio donde se llevan a cabo la mayoría de las reacciones del metabolismo, transporte de nutrimentos y la eliminación de desechos en los seres vivos (Manahan, 2011).

En cuanto a sus propiedades físicas se pueden mencionar: líquido inodoro e insípido, con un punto de congelación y ebullición de 0 °C y 100 °C respectivamente, tiene una densidad máxima que alcanza los 4 °C; además, posee una fuerza de atracción sobre las moléculas de la superficie que las mantiene unidas llamada tensión superficial. La turbidez es otra propiedad importante ya que mide la presencia de partículas con diámetro de entre 10 nm y 0.1 mm como, arcillas, limos, coloides orgánicos, plancton y microorganismos (Albert, 1997; Galvín, 2006; Echarri, 2007; Szigety *et al.*, 2012).

Los parámetros químicos del agua, proporcionan información sobre la naturaleza y especies químicas que en ella se encuentran, entre los cuales se pueden citar:

- a) **pH**, mide la acidez o alcalinidad a partir de la cantidad de iones H^+ e OH^- presentes;
- b) **Conductividad eléctrica (CE)**, es la capacidad de transportar una corriente eléctrica a través de los iones disueltos;
- c) **Residuos secos**, indican la cantidad de sales disueltas, como SO_4^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- y Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ y,
- d) **Potencial redox**, mide el estado de óxido-reducción que posee el agua, así como las especies electro-activas presentes (Andrews *et al.*, 2004; Galvín, 2006; Samboni *et al.*, 2007).

Los parámetros biológicos del agua, incluyen principalmente a los microorganismos que habitan en este ecosistema, entre los cuales destacan las bacterias, cianofíceas, hongos, protozoos y virus (Samboni *et al.*, 2007).

1.2. Calidad del agua

El término calidad de agua es relativo y empleado universalmente en función del uso para el cual está destinada, por esta razón el concepto de calidad del agua es subjetivo, ya que sólo se puede medir al definir su uso y asociarle parámetros y valores (Jiménez *et al.*, 2010).

A pesar de que el manejo y cuidado del agua en los últimos años ha incrementado, las diversas estrategias para combatir la falta de ésta, como la prevención de contaminantes, el tratamiento de aguas residuales, la protección de los ecosistemas acuáticos, entre otros, el esfuerzo no ha sido suficiente (WWAP, 2016). Aunado a lo anterior, hay que agregar el contexto socio-cultural y las necesidades en las que se desarrolla cada población, ya que son factores importantes para designar el uso principal del agua dentro de una comunidad (CONAGUA, 2015).

Las características físicas, químicas y biológicas del agua se ven afectadas por diversos fenómenos naturales, pero principalmente por el crecimiento poblacional y por la acción directa o indirecta de las actividades industriales, agrícolas, ganaderas, domésticas, entre otras (INE, 2004; Mancilla-Villa *et al.*, 2012); por tanto, la calidad del agua se debe analizar desde tres perspectivas (Jiménez *et al.*, 2010):

1. En cuerpos superficiales y subterráneos, lo que puede utilizarse como un indicador del grado de contaminación del país.
2. En el agua potable, por ser de interés nacional, al ser primordial para la salud y el bienestar de la sociedad.
3. Con base en la cantidad de contaminantes descargados al ambiente, y cómo afectan estos la calidad de las fuentes de agua, aquí es donde se enfocan las políticas gubernamentales para controlar el problema.

Debido a la dificultad que implica medir la calidad del agua, algunos autores han optado por utilizar índices empleando un grupo de parámetros, tal es el caso del determinar la calidad del agua (ICA), que resume datos complejos sobre el estado en el que se encuentra un cuerpo de agua (Rubio *et al.*, 2014; Hussein *et al.*, 2017).

1.2.1. Monitoreo de la calidad del agua

Típicamente, los indicadores de calidad del agua se expresan en función de la concentración de partículas disueltas o MO e inorgánica, así como, sus límites máximos permisibles, los cuales dependen principalmente del uso que se le dará a este recurso natural (SEMARNAT-CONAGUA, 2016b); ya que no poseerá las mismas características físicas, químicas y biológicas, aquella utilizada en la agricultura, que la empleada para el consumo humano o para la protección de la vida acuática (Bartram y Ballance, 1996), algunos de estos parámetros son:

Temperatura. Es un factor importante de la calidad del agua, que se puede definir como: el gradiente de energía que provoca la transferencia de calor, la cual permite medir la diferencia de sensaciones entre calor y frío. Para el caso de las aguas

superficiales los cambios de temperatura se relacionan con la radiación infrarroja de los rayos solares (Sabater y Elozegi, 2009). La temperatura desempeña un rol fundamental en la regulación o afectación de diversos factores abióticos de los ecosistemas como la solubilidad de nutrientes y de gases, el grado de toxicidad de los xenobióticos, pH, potencial redox y viscosidad. Todas estas interacciones también afectan la distribución, diversidad y el grado de la actividad metabólica de los organismos que habitan un ecosistema (EPA, 2001; Barrenechea, 2004; Sabater y Elozegi, 2009).

Oxígeno disuelto (OD). Es la cantidad de oxígeno que se encuentra disuelto en el agua, y que es requerido para mantener en equilibrio la fauna de los sistemas acuáticos. Su presencia en el agua proviene principalmente de la interacción de la capa superficial del agua y la atmósfera, y en menor medida por el proceso de fotosíntesis. La solubilidad de este parámetro depende de la temperatura, de la presión parcial de la atmósfera y del contenido de sólidos solubles presentes en el agua (Manahan, 2011; Mihelcic y Zimmerman, 2012). El OD es un indicador comúnmente empleado para evaluar la calidad de un cuerpo acuático, ya que en concentraciones menores a 5 mg/L el desarrollo de la vida en él, disminuye, lo que se debe principalmente al consumo de OD durante la degradación de la MO, la cual produce sulfuros, mercaptanos entre otros compuestos que son dañinos para los organismos (Giraldo, 1995; Manahan, 2011).

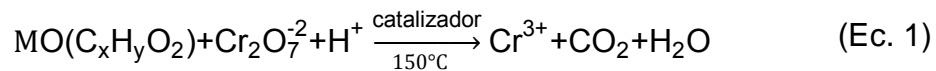
Potencial de hidrógeno (pH). Este indica el grado de acidez o alcalinidad que posee un sistema acuático, el cual va de un rango de 6 a 8 en aguas superficiales. El pH ayuda a determinar las especies químicas y la solubilidad de diversas sustancias orgánicas e inorgánicas, además, regula procesos biológicos como la disponibilidad de nutrientes y la movilidad de los metales pesados. Cuando el valor del pH es alterado, la dinámica del ecosistema se perturba y genera consecuencias adversas, como la movilidad y disolución de contaminantes a lo largo de la columna de agua (Aznar, 2000; Giraldo, 1995; EPA, 2001).

Turbidez. Se define como la claridad que presenta un cuerpo acuático. Este parámetro describe la cantidad de luz dispersada o bloqueada por las partículas en

suspensión con diámetro de 10 nm a 0.1 mm, entre las que se encuentran los limos, arcillas, coloides orgánicos, plancton entre otros, que reducen la transparencia del agua en menor o mayor medida. Valores relativamente altos de turbidez, pueden ser un indicio de contaminación (Marcó, 2004).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). Es una medida indirecta de la cantidad de MO biodegradable, estima cuanto oxígeno requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la MO de una muestra de agua en un periodo de 5 días (DOF, 2001). Su cuantificación consiste de dos etapas: en la primera las bacterias convierten el carbono orgánico a dióxido de carbono y en la segunda estos microorganismos transforman al nitrógeno orgánico, el amonio y el nitrito en nitratos (Latif y Dickert, 2015).

Demanda química de oxígeno (DQO). Este parámetro refleja la cantidad de oxígeno requerido para oxidar materia de origen orgánico (biodegradable) e inorgánico (no biodegradable), la cual es oxidada con dicromato de potasio en un medio ácido y en presencia de un catalizador de acuerdo con la ecuación 1.



Sólidos suspendidos totales (SST). Es un indicador de la condición y productividad de los sistemas acuáticos, ya que las partículas suspendidas bloquean los rayos solares evitando que las plantas realicen la fotosíntesis y por tanto haya una menor producción de OD (Marcó, 2004). Además, las partículas que se encuentran suspendidas absorben calor adicional que ocasiona el aumento de temperatura del agua, disminuyendo las concentraciones de OD en la superficie del sistema.

El conjunto de estos parámetros, ayuda a identificar si la contaminación en un cuerpo de agua es de origen natural o se debe a actividades antropogénicas (Sedeño-Díaz y López-López, 2007; Aboites *et al.*, 2010; Rubio *et al.*, 2014).

1.2.2. Calidad del agua en México

En los últimos años, la cantidad de cuerpos de agua contaminados en México ha incrementado considerablemente, por lo que la CONAGUA implementó la Red Nacional de Monitoreo, mediante la cual se evalúa la calidad del agua de 5068 sitios alrededor del país, a través del análisis de cuatro indicadores DBO₅, DQO, SST y el cálculo del índice de diversidad (CONAGUA, 2017). En 2017 la Comisión Nacional del Agua, reportó que las concentraciones de demanda biológica de oxígeno (DBO₅) y de sólidos suspendidos totales (SST) presentaban excelente calidad con el 57.5 % y el 50 % respectivamente, mientras que el 31.7 % presenta un estado de contaminado a fuertemente contaminado, de acuerdo a la demanda química de oxígeno (DQO) (Jiménez *et al.*, 2010; Aboites *et al.*, 2010; SEMARNAT-CONAGUA, 2016a; SEMARNAT-CONAGUA, 2016b).

México ocupa el séptimo lugar en extracción de agua a nivel mundial. A nivel nacional existen cuatro tipos de actividades que demandan la mayor parte de éste recurso:

- 1) Agrícolas: éste sector es el principal usuario del agua en México (65.3 hm³), sin embargo, se reporta que solo el 46 % del agua destinada para estas actividades es utilizada eficientemente, mientras que el 54 % restante, se pierde por fugas a lo largo del sistema y por la evapotranspiración, además el uso de fertilizantes y plaguicidas contribuyen considerablemente a la contaminación y eutrofización de los cuerpos acuáticos, ya sea por escorrentía, lixiviación, filtración o deposición. (Palerm *et al.*, 2010; Pérez, 2012; Santos-Baca, 2012; Medina, 2016).
- 2) Abastecimiento público: hasta 2015 más del 80 % de la población total del país contaba con servicios de abastecimiento, sin embargo, el mal uso del agua en las actividades domésticas y de uso público urbano, generan alrededor de 212 m³/s de aguas residuales municipales, de las cuales solo el 57 % son tratadas, mientras que el resto se depositan sin tratamiento en cuerpos de agua naturales, alterando su calidad, lo que agrava los problemas de salud pública (SEMARNAT-CONAGUA, 2016a; de Anda, 2017).

- 3) Generación de energía eléctrica: a pesar de que la generación de energía a partir de este recurso puede traer grandes beneficios económicos y mejorar la calidad de vida, las diversas actividades del sector energético afectan la calidad del agua, ya sea por contaminación química, térmica o por emisiones a la atmosfera las cuales se precipitan y terminan en los cuerpos acuáticos, causando impactos negativos en la calidad del agua (Sheinbaum *et al.*, 2010; Medina, 2016; SEMARNAT-CONAGUA, 2016b), y
- 4) Uso industrial, los principales rubros industriales que se abastecen de agua superficial (ríos, arroyos y lagos) son: la industria química, azucarera, petrolera y papelera, que generan aproximadamente 214.6 m³/s de aguas residuales, del cual sólo el 32.8 % se trata y el resto se descargan en cuerpos de agua; esta acción reduce considerablemente la calidad de los cuerpos acuáticos, para su uso en las actividades agrícolas, piscícolas, de consumo público y recreación (López y Flores, 2010; De la Peña *et al.*, 2013; SEMARNAT-CONAGUA, 2016b).

1.3. Contaminación de los sistemas acuáticos

La contaminación es uno de los principales problemas de los cuerpos acuáticos y de acuerdo a la ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LEGEEPA), se define como, “la presencia en el ambiente de uno o más factores que afectan a los organismos y alteran el funcionamiento de los ecosistemas o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico”. Por tanto, se puede considerar como un contaminante a cualquier sustancia química o biológica que se encuentre en un sitio de forma natural o por actividades antrópicas y exceda la capacidad de resiliencia, la cual se define como la capacidad que posee un ecosistema de recuperarse a los cambios en sus propiedades físicas, químicas y biológicas, producidas naturalmente o por acción del hombre; sin embargo, si estos cambios sobrepasan su capacidad de regeneración su deterioro será inminente. Para el caso particular del recurso agua, el ciclo hidrológico es el proceso mediante el cual se renueva constantemente, pero debido a las actividades antropogénicas,

que generan afectaciones directas e indirectas, la recuperación de este recurso no se lleva al 100 % (Albert, 1997; Sánchez, 2007; Ruelas *et al.*, 2010; DOF, 2012).

Entre los principales problemas que presentan los cuerpos acuáticos se encuentra la sobreexplotación, pérdida de humedales, contaminación por metales pesados y otros compuestos tóxicos, aumento de nutrientes, introducción de especies exóticas, entre otros. De esta forma, se verá afectado el hábitat para fauna y flora silvestre, ya que es un recurso indispensable para la vida humana y el desarrollo económico, además de que es un indicador de la salud de un ecosistema ya que la cantidad de agua contaminada en un país define el grado general de contaminación de éste (Sánchez, 2007; Jiménez *et al.*, 2010; von Bertrab y Matus 2010).

1.3.1. Contaminantes físicos

La contaminación física se debe principalmente a la presencia de materiales en suspensión que provienen de la erosión del suelo, estos disminuyen la penetración de los rayos solares (luz) en los sistemas acuáticos, lo que altera los procesos de biocenosis y de la cadena trófica (Ortega, 2014).

Otro factor que altera las condiciones del agua son el calor y el ruido. Para el caso del calor, éste disminuye principalmente la solubilidad del O₂ y aumenta la concentración de sales; además, interviene en el desarrollo de los organismos que habitan en el sistema acuático. Por otra parte, el ruido generado por las turbinas de los barcos desorienta a los organismos que habitan el ecosistema, lo que afecta su ciclo y ocasiona su muerte (Albert, 1997; Ortega, 2014).

Uno de los grandes problemas que se tiene para detectar el impacto que produce este tipo de contaminación, se debe a que es muy difícil relacionar los efectos producidos con los contaminantes antes descritos, ya que aparecen a largo plazo y son términos ambiguos (Albert, 1997).

1.3.2. Contaminantes biológicos

Este tipo de contaminación se origina por los microorganismos que se encuentran en concentraciones altas o bien en un sustrato diferente al que pertenecen. Por lo general, se puede originar a través de dos vías; 1) por la manipulación de microorganismos en laboratorios o en industrias en cuyos procesos involucran el manejo de organismos, o 2) en actividades que procesan alimentos, agrícolas o en aguas residuales domésticas (Albert, 1997).

Existen un gran número de microorganismos patógenos, ya sean virus o bacterias entre los que destacan *Escheriquia coli*, *Salmonela tipi*, *Vibrio choleare*, Enterovirus, virus de la Hepatitis A., por mencionar algunos, los cuales pueden ocasionar algún tipo de infección, alergia o toxicidad principalmente a la salud pública (Ortega, 2014; Sánchez, 2016).

La contaminación biológica debe controlarse implementando sistemas de tratamiento de aguas residuales, ya que si estos microorganismos no son regulados pueden causar graves epidemias (Vega – Villasante *et al.*, 2011).

1.3.3. Contaminantes químicos

La incorporación de diversas sustancias al agua ya sean de forma orgánica o inorgánica, ha generado contaminación química, la cual abarca en mayor medida los productos sintetizados por el hombre y en menor cantidad a aquellos que se originan por procesos físicos, químicos y biológicos de forma natural. Estos contaminantes se han distribuido ampliamente en el ambiente en aguas superficiales y subterráneas, como resultado de las malas prácticas en la aplicación de fertilizantes y pesticidas, así como, en la disposición de residuos, entre otros (Becerril, 2009; Gil *et al.*, 2012).

La presencia de estos contaminantes en el agua se ha convertido en un gran problema a nivel mundial, ya que perjudica a todos los organismos que dependen del agua, además, cambia sus características físicas, lo que afecta las actividades recreativas y la estética de este recurso, así como la salud pública (Manahan,

2011; Salgado-Bernal *et al.*, 2011; Gil *et al.*, 2012). Existe una amplia gama de contaminantes que dependen de la cinética de las sustancias químicas, elementos, materia orgánica (MO) y microorganismos que se incorporan al medio hídrico los cuales se pueden clasificar de forma general en dos tipos:

Contaminantes inorgánicos

Dentro de los principales contaminantes químicos se encuentran: los metales, como el cadmio, cromo, cobre, hierro plomo, entre otros, provenientes de actividades mineras y desechos de zonas industriales, papeleras, textiles y químicas, que generan sustancias como ácidos, nitratos, sulfatos, amonio, entre otros (Zhao *et al.*, 2016).

Contaminantes orgánicos

Proviene de las descargas de aguas residuales de las zonas urbanas que contribuyen al aumento de fosfatos y microorganismos patógenos, así mismo, de las actividades agrícolas que utilizan fertilizantes, compuestos orgánicos persistentes (COP's) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's), los cuales son arrastrados hacia el cuerpo de agua por acción de la precipitación o lixiviación (Domenech, 2000; Aguilar y Durán 2010; Manahan, 2011; Salgado-Bernal *et al.*, 2011; Gil *et al.*, 2012).

1.4. Metales pesados

Los metales pesados son elementos que se encuentran de forma natural y en concentraciones variables en la Tierra, ya sea de forma elemental o formando compuestos químicos. Entre sus características se encuentran, una densidad mayor a 4 g/cm³, una masa atómica por arriba de 20 g/mol, y ser elementos de transición que tienen una alta afinidad por el azufre. Además, son persistentes a la degradación por lo que tienden a acumularse en organismos, suelo, sedimentos y agua (Lyin *et al.*, 2004; Mancilla-Villa *et al.*, 2012; Bamidele y Minasu, 2016; Londoño-Franco *et al.*, 2016; Lin *et al.*, 2016; Tao *et al.*, 2016).

Sin embargo, en los últimos años la concentración de éstos metales en los ecosistemas se ha incrementado a causa de las diferentes actividades humanas, lo que afecta el equilibrio ambiental; ya que en su forma elemental o combinados se vuelven compuestos tóxicos que alteran la función de las enzimas en los procesos metabólicos de los organismos, además, de acuerdo a su concentración, distribución, movilidad, tiempo de residencia, destino del elemento, será la afectación sobre los procesos biogeoquímicos de los ecosistemas que se verán afectados en menor o mayor grado (Kabata-Pendias y Pendias, 2000; González *et al.*, 2009; Avino *et al.*, 2011; Fu *et al.*, 2014; Lin *et al.*, 2016; Londoño-Franco *et al.*, 2016; Bhuyan *et al.*, 2017).

La contaminación de cuerpos acuáticos por la extracción de minerales, la descarga de aguas residuales municipales y no municipales, así como, por la escorrentía de las zonas agrícolas que emplean fertilizantes y plaguicidas contribuyen con un importante aporte de metales pesados al agua y sedimento; además, las concentraciones y condiciones físicas y químicas del medio en el que se encuentran estos elementos (pH, potencial redox, tamaño de partículas, MO, hidróxidos de hierro y manganeso, entre otros), provocan efectos negativos en la salud de la población (Kabata-Pendias y Pendias, 2000; Arías y Ramírez, 2009; Soto *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2014; Bhuyan *et al.*, 2017).

1.5. Eutrofización

En las últimas décadas el aumento de las concentraciones de algunos nutrientes en los cuerpos acuáticos han modificado su estructura y dinámica, volviéndose una amenaza para la salud de estos ecosistemas, además de influir en el desarrollo económico de la sociedad (Yang *et al.*, 2008; Ærtebjerg *et al.*, 2014). La eutrofización es un proceso natural, donde los sistemas acuáticos se enriquecen de sustancias que contiene nitrógeno, fósforo, silicio y carbono provenientes de los escurrimientos de tierras altas; sin embargo, este proceso se ha acelerado debido al aumento de la urbanización, industrialización e intensificación de la producción agrícola, afectando la calidad del agua y el desarrollo de la flora y fauna del ecosistema (Yang *et al.*, 2008; Cony *et al.*, 2014; Erlandsson y Nordin, 2017).

La Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) define a la eutrofización como: “un enriquecimiento de las aguas con sustancias nutritivas que conducen generalmente a modificaciones sintomáticas, tales como la producción acelerada de algas y otras plantas acuáticas, degradación de la pesca, deterioro de la calidad del agua, así como de todos sus usos en general” (Blancas Cabello y Hervás, 2001).

El proceso de eutrofización se puede dividir en cuatro etapas: **1)** la MO es degradada por bacterias aerobias, transformándola en nutrientes para el desarrollo de la vegetación y el aumento de biomasa (clorofila); **2)** el consumo de oxígeno por organismos heterótrofos incrementa, disminuyendo su concentración en el agua; por otra parte, el pH y la transparencia se reducen; **3)** la respiración y la degradación de MO terminan con el oxígeno disuelto, ocasionando la muerte de los organismos acuáticos (peces, crustáceos y bacterias); **4)** formación de gases como sulfuro de hidrógeno (H_2S), gas de amonio (NH_3), metano (CH_4) y por tanto problemas ambientales irreversibles en el cuerpo acuático (figura 1), así como, problemas de salud pública (Mazzeo *et al.*, 2002; Manahan, 2003; Fontúrbel, 2005; Chapa y Guerrero, 2010; Ærtebjerg *et al.*, 2014; Merino *et al.*, 2014; Snortheim, *et al.*, 2017).

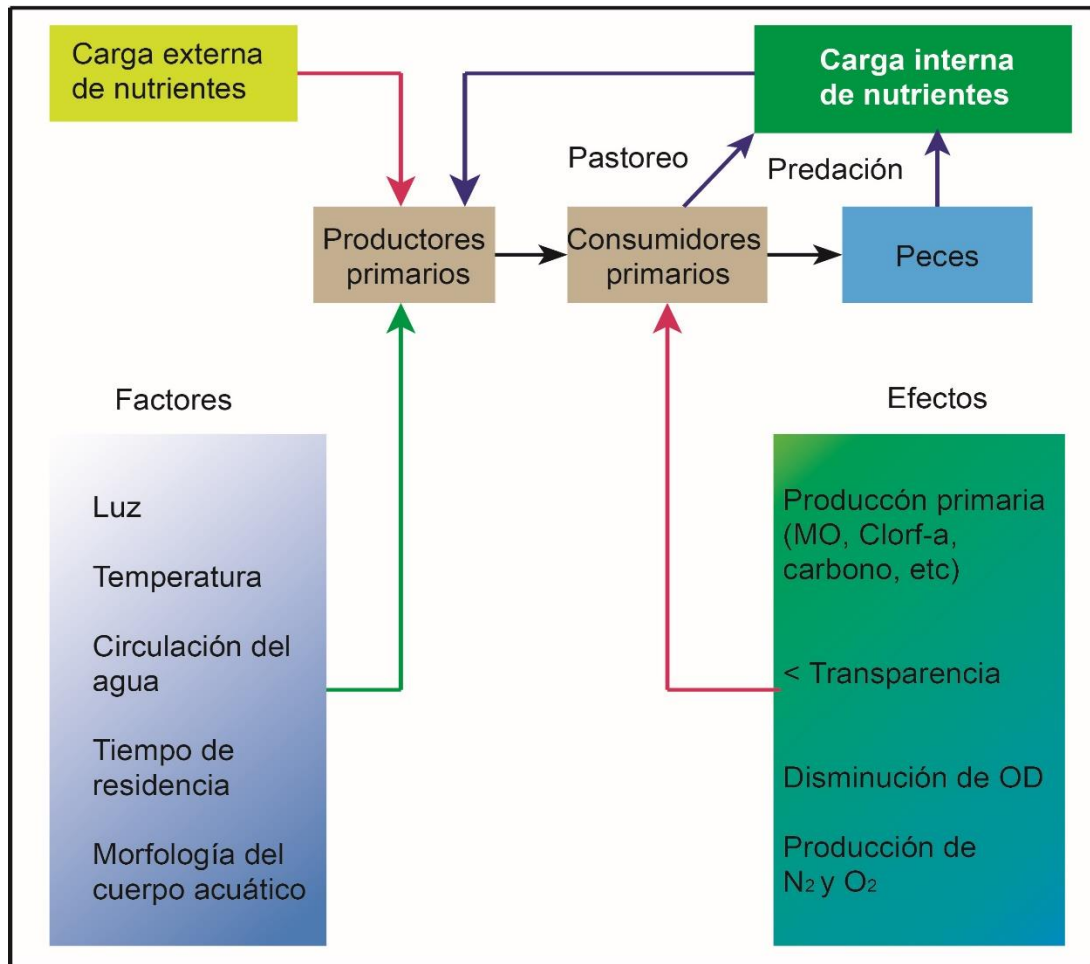


Figura 1. Cambio en los procesos físicos, químicos y biológicos por la eutrofización de un sistema acuático.

1.5.1. Nutrientes limitantes de la eutrofización

La presencia de nutrientes en los cuerpos acuáticos es esencial para el desarrollo de plantas y animales, así como, para el sustento de la productividad primaria de estos sistemas. Los nutrientes que se encuentran en los cuerpos acuáticos dependen de las particularidades de la cuenca (geología, topografía) y de la escorrentía superficial.

Por otro parte, la descomposición de la MO del sistema y de la retención de los nutrientes en los sedimentos, son la principal fuente interna de nutrientes. Algunos de los nutrientes que se pueden encontrar en el agua son el carbono (C), calcio (Ca), hierro (Fe), nitrógeno (N), fósforo (P), entre otros (Mazzeo *et al.*, 2002; Manahan, 2011; Teixeira *et al.*, 2013).

1.5.2. Papel del nitrógeno, fósforo y clorofila-a en la eutrofización.

Los nutrientes esenciales con mayor probabilidad de limitar los ecosistemas acuáticos son el nitrógeno y el fósforo los cuales provienen de diversas fuentes naturales o antrópicas. Además son, fundamentales en el crecimiento y síntesis de proteínas de las plantas acuáticas (Conley *et al.*, 2009). El aumento excesivo de estos nutrimentos por las actividades humanas, ha causado la transformación de los sistemas acuáticos influyen en la eutrofización del agua (Cheng-Xiu y Jie-Min, 2011).

Nitrógeno

El N es un nutriente presente en los sistemas acuáticos como una mezcla compleja de compuestos de N orgánico e inorgánico (N-NH₃, N-NO₃) que limita la productividad primaria de aguas costeras, alterando de esta forma su ciclo biogeoquímico. El mayor aporte de N en los cuerpos de agua proviene de la atmósfera, seguido de la lixiviación o escorrentía de los suelos (Vásquez *et al.*, 2012; Søndergaard, 2007).

El nitrógeno es un nutriente esencial, el cual se utiliza para la síntesis de proteínas y para el crecimiento de las plantas, por esta razón es un componente fundamental de los fertilizantes. Sin embargo, solo del 25 al 85 % es utilizado por las plantas, por tanto, el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados aumenta el arrastre de este nutrimento por acción de la lluvia (Pacheco y Cabrera, 2003).

Fósforo

En aguas naturales el P es escaso y se encuentra disuelto como producto de las disociaciones del ácido fosfórico. Es un nutrimento esencial para convertir la luz solar en energía, además, interviene en el crecimiento y reproducción celular; influye en la abundancia del fitoplancton ya que se le considera el nutrimento limitante de los ecosistemas acuáticos terrestres, induciendo el desarrollo de algas (Andrews *et al.*, 2004; Søndergaard, 2007; MPCA, 2008).

El aumento de este nutrimento en el ecosistema acuático se debe principalmente a las actividades agrícolas, ya que es un componente clave de los fertilizantes, así mismo, los desechos animales (estiércol) llegan a los cuerpos acuáticos por erosión y escorrentía degradando la calidad del agua (Andrews *et al.*, 2004; Erlandsson y Nordin, 2017). El P se encuentra de forma orgánica e inorgánica en los sistemas acuáticos, sin embargo, su concentración en el agua depende del tipo de suelo, de la vegetación y del drenaje de la cuenca (Erlandsson y Nordin, 2017).

Clorofila-a

La clorofila-a es un pigmento natural que está presente en todos los organismos que realizan fotosíntesis, y de acuerdo a Bonasea (2012), la concentración de clorofila-a se expresa como la cantidad de pigmentos fotosintéticos por unidad de volumen. En los cuerpos acuáticos la clorofila se encuentra presente en las algas y en algunas especies de bacterias; su proliferación en un cuerpo acuático depende de las concentraciones de nitrógeno y fósforo presentes en el sistema, ya que altos niveles de estos nutrientes ocasionan la proliferación de algas, mismas que influyen en el olor y color del agua (Dimberg, 2011).

De esta forma, la clorofila-a se puede emplear como un estimador de biomasa de las comunidades fitoplanctónicas (principalmente algas), como un indicador indirecto de la concentración de nutrientes (N y P), además se utiliza como indicador del grado de eutrofización que puede presentar un sistema acuático (Rivera *et al.*, 2005; Streit *et al.*, 2005; Dimberg, 2011).

1.5.3. Índice de Estado Trófico (IET)

Los sistemas hídricos sufren de procesos de eutrofización, que ocasionan diversos problemas en la calidad del agua, ya que se modifica su dinámica ecológica. Por lo anterior, se han establecido criterios para diagnosticar, cuantificar y clasificar el estado trófico que presentan estos ecosistemas (Fontúrbel, 2002; Moreno *et al.*, 2010; Vásquez *et al.*, 2012).

El estado trófico define el grado de eutrofización que posee un cuerpo acuático, a partir de su concentración de nutrientes y de la productividad primaria que se desarrolla en este sistema en un tiempo específico. Dadas estas características, el estado trófico de un sistema hídrico se puede clasificar como: ultratrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipertrófico (Mazzeo *et al.*, 2002; Prasad y Siddaraju, 2012; López y Madroñero, 2015).

Para caracterizar el grado de eutrofización que presenta un cuerpo acuático, se han empleado distintos métodos, siendo el más utilizado el índice de estado trófico (IET). Shapiro *et al.* (1975) establecieron cualidades que debe cumplir un buen índice, como, ser accesible y fácil al emplear los datos, contar con un margen mínimo de variabilidad, ser objetivo, absoluto, entre otros (Prasad y Siddaraju, 2012; Gómez *et al.*, 2014).

Entre los índices más empleados se encuentra el de Carlson (1977), el cual se obtiene a partir de la transparencia con el Disco Secchi (DS), la concentración de clorofila-a (Clorf-a) y del fósforo total (P_T). En 1970 el “Programa de Cooperación sobre la Eutrofización” de la OCDE propuso otro índice, el cual utiliza las concentraciones de P_T , Clorf-a, nitrógeno total (N_T) y la transparencia con el disco Secchi (Moreno *et al.*, 2010; López y Madroñero, 2015). Vollenweider *et al.* (1988), establecieron un Índice Multivariado al cual nombraron Índice de Estado Trófico TRIX, donde se emplean factores de productividad como la Clorf-a y el valor absoluto del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (% OD), así como factores nutricionales como el nitrógeno inorgánico disuelto (NID: $N-NO_3 + N-NO_2 + N-NH_4$), y fósforo reactivo soluble (P_{RS}) (Moreno *et al.*, 2010; Gómez *et al.*, 2014).

1.6. Sedimentos

Los sedimentos son el depósito final de las partículas originadas por procesos naturales y antrópicos, las cuales forman una capa en el fondo de ríos, lagos, arroyos, embalses, bahías, estuarios y océanos proporcionando información ambiental y geoquímica sobre el ecosistema. Asimismo, se debe tomar en cuenta que los procesos ambientales juegan un papel importante en la transformación,

modificación, estructura y composición original de los sedimentos (Arias y Ramírez, 2009; Manahan, 2011; Valdés y Castillo, 2014).

De acuerdo al Manual Nacional de Métodos Recomendados para la Adquisición de Datos del Agua, los sedimentos son “partículas derivadas de rocas o material biológico, el cual puede ser transportado por lavado, o como material sólido (lodos) suspendido o depositado en el agua” (Bradford y Horowitz, 1988). En la actualidad esta definición se ha modificado, ya que las actividades antrópicas generan partículas xenobióticas (fertilizantes, herbicidas, pesticidas), que se depositan en los sistemas naturales. A partir de lo expuesto, diversos autores definen a los sedimentos como una mezcla heterogénea formada por diversas partículas, entre las que se encuentran: MO, bacterias, virus, metales y compuestos xenobióticos (Baudo, 1990; Uluturhan *et al.*, 2011; Maanan *et al.*, 2015).

De esta forma, la mayor concentración de contaminantes que entran a un cuerpo de agua, permanecen en los sedimentos, a través de diversos procesos como la adsorción, quelación, intercambio iónico o co-precipitación; además, dependiendo de las propiedades físicas y químicas de los sedimentos, las sustancias contaminantes pueden modificar las características de la columna de agua y de la cadena trófica (Prokop *et al.*, 2003; Arias y Ramírez, 2009; Valdés y Castillo, 2014).

Un tipo de contaminación que en la actualidad es de interés en los sedimentos, es la ocasionada por los metales pesados, debido a su alta toxicidad, persistencia, acumulación y biomagnificación, ya que generan efectos negativos en la calidad del agua, en la salud de organismos acuáticos y de los humanos (Zhao *et al.*, 2016; Bhuyan *et al.*, 2017; Ignatavičius *et al.*, 2017; Redwan y Elhaddad, 2017).

Se calcula que aproximadamente del 30 al 98 % de los metales pesados, que ingresan al sistema acuático se encuentran en los sedimentos, lo que le confiere el principal sumidero de este tipo de contaminación. Además, se pueden liberar a lo largo de la columna de agua, principalmente debido a los cambios en el pH, conductividad eléctrica, potencial redox, tamaño de partículas, MO, hidróxidos de

hierro y manganeso, entre otros (Arias y Ramírez, 2009; Huang *et al.*, 2013; Zhang, *et al.*, 2014; Hua *et al.*, 2016).

De esta manera, la concentración de metales pesados en sedimentos, es una forma de medir el grado de contaminación que presenta un cuerpo acuático (Herrera *et al.*, 2013; Lin *et al.*, 2016; Ghosh *et al.*, 2016), además, se pueden emplear diversas técnicas de normalización geoquímica, para indicar el grado de contaminación que presenta; entre estos se encuentran:

El Índice de geoacumulación (I_{geo}), el cual determina cuantitativamente la contaminación de metales pesados a partir de la concentración de un estándar (fondo geoquímico);

El Factor de Enriquecimiento (FE), que se emplea como referencia e indica el origen natural o antrópico de los sedimentos; y,

El Índice Integrado de Contaminación (IIC), que indica el grado de contaminación global de los sitios.

2. ANTECEDENTES

Diversos estudios sobre calidad del agua, contenido de metales pesados y eutrofización se han realizado a nivel mundial. Entre estos estudios se encuentran el de Gupta *et al.* (2017) quienes evaluaron la calidad del agua en el río Normada de la India, utilizando tres índices: Índice aritmético ponderado de la calidad del agua (WAWQI), Índice de la calidad del agua de la Fundación Nacional de Saneamiento (NSFWQI) y el Índice de la calidad del agua del Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CWQI). Dichos autores reportaron que el río Normada presentó una calidad excelente de acuerdo con el índice de WAWQI, ya que obtuvieron valores dentro del intervalos de 11 a 25, mientras que empleando el índice de la NSFWQI obtuvieron valores arriba de 70 lo que clasifica al río como de buena calidad, por último los valores del índice de la CWQI se encuentran en un intervalo de 50 a 75 y de acuerdo a este índice el agua se clasifica como de mala a aceptable. Los autores concluyeron que el mejor método para evaluar la calidad del agua es utilizando el índice propuesto por el Ministerio de ambiente de Canadá.

Hussein y Ali (2017) calcularon el índice de calidad del agua del río Al-Gharraf al sur de Iraq utilizando el método Índice Aritmético Ponderado de la calidad del agua, utilizaron 11 parámetros, (DBO₅, SDT, pH, OD, Tur, PO₄⁻, entre otros), analizados de acuerdo a la metodología establecida por la Asociación Americana de Salud Pública (APHA, por sus siglas en inglés). Los autores encontraron que el río Al-Gharraf presentó valores de hasta 88.7, que indican una mala calidad de agua para la vida acuática y pobre para el uso agrícola, de acuerdo a una escala de 1 a 100, donde el valor de 100 representa una alta contaminación.

Abdel-Satar *et al.* (2017) evaluaron la calidad del río Nilo utilizando el Índice de Calidad del Agua Canadiense (CWQI), así como la presencia de metales pesados (Cd, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn). Encontraron valores entre 27 y 55, que de acuerdo al índice empleado, la calidad del agua del río Nilo se clasifica como pobre y marginal, lo que refleja el proceso de degradación que está sufriendo el río. Las concentraciones de Cd (0.2 - 8.1 µg/L), Pb (5 - 51 µg/L), Cu (10 - 51 µg/L) y Zn (10 - 115 µg/L) sobrepasaron los límites establecidos, tanto para consumo humano,

como para la vida acuática. Los autores concluyeron que el río Nilo se encuentra fuertemente contaminado y con concentraciones altas de metales pesados debido a las actividades antrópicas que se realizan en la periferia del río.

De igual forma Bhuyan *et al.* (2017) estudiaron las concentraciones de metales pesados (Fe, Cd, Ni, Al, Cr y Pb) en sedimentos y agua superficial del río Meghna en Bangladesh, de modo que al compararlas con los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS), encontraron que las concentraciones de Fe (3.68 mg/kg), Ni (0.3 mg/kg) y Al (0.48 - 1.5 mg/kg) rebasaron el máximo permitido para consumo humano; mientras que, para los sedimentos los valores de Fe oscilaron entre 737-2385 mg/kg; de Pb se registró un valor máximo de 6.98 mg/kg. Para el caso del Cr las concentraciones variaron entre 1.27 y 6.81 mg/kg, mientras que el valor más alto de Co y de Cd fue de 0.86 y 0.53 mg/kg. Estos autores concluyeron que el río presenta una contaminación alta, por lo que es necesario la toma de decisiones para reducir el riesgo ambiental que existe.

Fu *et al.* (2014) determinaron las concentraciones de metales pesados (As, Cd, Hg, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Al, Ba, Ca, Co, Fe, K, Mg, Mn, Na, Sr, Ti y V) en sedimentos del río Jialu en China, para relacionarlos con los sistemas ecológicos e identificar qué factores ambientales son más susceptibles a la contaminación por metales. Las concentraciones de As (2.39 – 14.57 mg/kg); Cd (2.12 – 3.64 mg/kg); Cr (40.04 – 96.39 mg/kg); Cu (8.82 – 107.61 mg/kg); Hg (0.046 – 0.19 mg/kg); Ni (19.75 – 80.26 mg/kg); Pb (14.79 – 51.17 mg/kg) y Zn (42.39 – 210.00 mg/kg), que obtuvieron se consideran relativamente bajas al compararlas; sin embargo, concluyeron que las concentraciones obtenidas pueden llegar a causar riesgos ecológicos moderados en especial las de Cd y Ni.

Lin *et al.* (2016) evaluaron la concentración y distribución espacial de metales pesados (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, Ti y Zn) en el lago eutrófico Erhai localizado al sur de China y los posibles riesgos ecológicos que se pueden derivar de estos elementos. Los resultados revelaron que las concentraciones de As (24.1 mg/kg), Cd (1.3 mg/kg), Cr (101.7 mg/kg), Cu (59.7 mg/kg), Hg, (172 mg/kg), Ni (50.8 mg/kg), Pb (54 mg/kg) y Zn (120 mg/kg) rebasan los niveles de fondo de un

suelo de la provincia de Yunnan, y lo atribuyeron a las actividades antropogénicas, lo que puede presentar efectos dañinos en los organismos ya que el As, Cd y Hg, los contaminantes prioritarios.

Para el caso de la eutrofización de cuerpos acuáticos se encuentra el estudio realizado por Moreno-Arbeláez y Ramírez-Restrepo (2010) en el Lago del parque norte de Medellín en Colombia, donde evaluaron la variación temporal del estado trófico utilizando los índices propuestos por Carlson en 1977 y el índice modificado por Toledo en 1983. Los resultados de la investigación reportaron valores del IET entre 41 y 65, lo que indica que no hay variación temporal en el estado trófico del lago, por lo que se clasifican como eutrófico-oligohúmico.

Guo *et al.* (2015), evaluaron el estado de los sedimentos de 34 lagos en cinco regiones de China, a partir de distribución y disponibilidad de ocho metales (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn) realizaron un análisis de componentes principales (ACP) para observar que fuentes de contaminación presentan una mayor correlación con los metales. Obtuvieron dos componentes (CP1 y CP2) que explicaron 91 % de la varianza total, el CP1 con un 82 % indicó que las actividades relacionadas con el Cd, Pb y Zn provienen de la galvanoplastia, uso de gasolina, industrias metalúrgicas, uso de pigmentos y de las aguas residuales domésticas, mientras que el 9 % de la varianza se correlacionó con la composición del material parental (CP2). Concluyeron que la concentración y distribución de los metales están relacionadas con las actividades humanas y las condiciones geográficas, además, significa un riesgo para las poblaciones densamente pobladas y con mayor desarrollo económico.

Azhari *et al.* (2017) investigaron el riesgo ecológico de los metales en el sistema suelo-planta y columna del agua-sedimento alrededor de una zona minera al NE de Marruecos. Realizaron índices de contaminación para evaluar el nivel de contaminación, mientras que para explicar las relaciones entre las variables realizaron un análisis de conglomerados (Cluster). Los autores indicaron que, para el caso de los suelos se forman dos grupos, el primero concentra al Pb y Zn que proviene de fuentes antrópicas; mientras que en segundo se agrupó al Cd, As y Cu,

cuyas concentraciones fueron bajas por lo que se sugiere que estos metales se originan de fuentes naturales, y reportaron el mismo patrón para los sedimentos. Concluyeron que los metales se transportan de forma disuelta, lo que significa que esto no produce el drenaje ácido de la presa, ya que no se encontraron altas concentraciones en las aguas crudas.

A nivel nacional, entre los estudios que se han realizado en cuanto a calidad del agua se encuentra el de Rubio *et al.* (2014) quienes evaluaron la calidad del agua de la presa Boquilla localizada en el estado de Chihuahua utilizando el ICA propuesto por Rubio-Arias (2012). De acuerdo con los resultados que obtuvieron, la calidad del agua de la presa es buena durante todo el año (ICA = 2.7), sin embargo, ese valor variará en función de las condiciones ambientales que se presenten. Estos autores concluyeron que la presa la Boquilla se considera adecuada para el uso agrícola, pecuario y piscícola.

Asimismo, Laino-Guanes *et al.* (2015) evaluaron la concentración de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) del río Grijalva en sedimentos y agua superficial, donde encontraron que las concentraciones de Hg en agua (1.44 - 3.26 µg/L) rebasan hasta 3 veces los límites máximos permisibles para uso y consumo humano de la norma mexicana (1 µg/L), mientras que para la protección de vida acuática los valores rebasan más de 100 veces el valor de referencia de la normatividad canadiense (0.026 µg/L), para el caso de los siete metales restantes, estos se encuentran dentro del límite permitido en la normatividad mexicana (NOM-127-SSA1,1994), para el caso de los metales en sedimento, las concentraciones de As (0.37 - 1.31 mg/kg), Cu (21.96 - 29.68 mg/kg), Cr (5.62 - 32.58 mg/kg), Ni (6.73 - 9.36 mg/kg) y Zn (2.25 - 4.67mg/kg) son inferiores a los LMP de la norma mexicana y canadiense.

Flores-López *et al.* (2009) cuantificaron las pérdidas de nutrimentos de suelos agrícolas e identificaron los procesos asociados a la eutrofización de la cuenca hidrográfica “el Jihuite” del estado de Jalisco. Los resultados que obtuvieron revelaron que la pérdida de nitrógeno de los suelos de cultivo se asocia al escurrimiento superficial, mientras que el fósforo se relacionó con la erosión hídrica

de los sistemas agrícolas, además de que fue el factor limitante en la eutrofización de la presa.

Para el estado de Tlaxcala se tienen varios estudios sobre el río Zahuapan, entre los que se encuentran el de Mena *et al.* (2017), quienes evaluaron la condición ecológica del río a partir de tres factores: 1) la condición biótica (macroinvertebrados presentes) 2) condición del hábitat de acuerdo a los parámetros de la EPA y 3) condición de la calidad del agua (parámetros físicos y químicos). Encontraron que hay un impacto marcado principalmente por las diversas actividades humanas (pecuarias, urbanas e industriales), lo que lo clasifica en la categoría de pobre en cuanto a condición ecológica. En cuanto a la calidad del agua, el 73 % de los sitios presentó una calidad de pobre a marginal, mientras que el 27 % restante se clasificaron con una favorable a excelente calidad de acuerdo a la CCME (IWQGb, 2001). Los autores concluyen que existe una relación entre las variables del hábitat, bióticas y de calidad del agua, que están influenciadas por las actividades agrícolas, así como de los asentamientos urbanos y del desarrollo industrial.

Mancilla-Villa *et al.* (2012) evaluaron las concentraciones de Pb, Cd, Hg, Zn, Ni, Cu, Cr y As en el agua superficial de Puebla y Veracruz; al comparar sus resultados con los LMP de metales pesados en agua para uso agrícola y uso público urbano indicados en la NOM-001-SEMARNAT-1996 encontraron que solo las concentraciones de Hg estuvieron por encima del LMP (0.01 mg/L), por lo que se debe tener restricción en el uso del agua.

García Nieto *et al.* (2011) evaluaron las concentraciones de As y Pb de los ríos Zahuapan y Atoyac con la finalidad de determinar un riesgo a la salud pública y para la vida silvestre. Los resultados mostraron concentraciones de As en agua y sedimento entre 0.06-0.087 mg/L y 1.3-1.27 mg/kg respectivamente; mientras que los valores de Pb fueron de 1.05 mg/L y 89.5 mg/kg, para agua y sedimento, respectivamente. Los autores concluyeron que, las concentraciones de Pb en agua superaron los límites máximos permisibles para protección de vida acuática y

consumo humano de las normas nacionales (NOM-127-SSA1-1994; DOF 2000; CE-CCA-001/89; DOF, 1989)) e internacionales (CCME; IWQGa, 1999).

Entre los estudios que se han realizado en la presa de Atlangatepec se encuentra, por un lado el de Salomón-Serna *et al.*, (2003) quienes evaluaron la contaminación por coliformes en la presa en tres periodos (verano, otoño e invierno). Encontraron catorce bacterias (*Escherichia coli*, *Alcaligenes faecalis*, *Enterobacter agglomerans*, *Pseudomonas aureofaciens*, entre otras), lo que refleja un alto índice de contaminación en la presas por coliformes totales, ya que los valores obtenidos rebasaron los límites establecidos por la normatividad (CE-CCA-001/89; DOF, 1989) para uso agrícola y recreativo.

Por otro lado, Castilla-Hernández *et al.* (2014) evaluaron en la presa de Atlangatepec y en el río Zahuapan el índice de calidad del agua (WQI) por sus siglas en inglés que va de 0 a 100, donde 0 representa la peor calidad y 100 la mejor. Estos autores encontraron que la calidad es mala (WQI de 34.4 a 38.9) para contrastarlo con los diferentes usos ya que presenta condiciones hipóxicas, altas concentraciones de amonio (2.4 ± 1.3 mg/L a 35.9 ± 7.9 mg/L), MO (122.2 ± 44 mgO₂/L) y ortofosfatos (3.7 ± 0.27 mg/L) provenientes principalmente de descargas de aguas residuales municipales, aun así la calidad general de la presa se clasificó como buena (WQI= 72.1 - 76.6).

3. JUSTIFICACIÓN

La incorporación continua de contaminantes a los cuerpos de agua debido al aumento de actividades antrópicas ha contribuido a la degradación de la calidad de los cuerpos de agua, esto es una preocupación a nivel mundial. En este contexto, la presa Atlangatepec tiene una gran importancia social, ya que es el cuerpo de agua con mayor superficie en el estado de Tlaxcala y representa la parte más importante del sistema de riego conocido como Sistema Atoyac - Zahuapan, del cual dependen cerca de 1200 familias ya que lo utilizan para riego agrícola y ganadero, mientras que, 300 habitantes dependen directamente de las actividades pesqueras dentro de la presa.

Desde una perspectiva ecológica, la presa juega un papel importante, ya que en 2009 fue declarada humedal de importancia internacional, debido a que alberga especies de importancia nacional, sirve de refugio, alimentación, descanso y cortejo de aves migratorias. Pese a esto, continúan llegando a la presa descargas de aguas residuales provenientes de Tlaxco y zonas urbanas aledañas lo que, genera un aumento de nutrimentos y metales pesados, que pueden llegar a causar daños severos a la salud, tanto de la población humana, como de la fauna y flora, debido a que no son degradables; por lo que tienden a acumularse y en ocasiones a biomagnificarse a lo largo de la cadena trófica.

Esta problemática hace necesario el monitoreo y evaluación periódica de metales pesados en agua y sedimento, así como, la determinación del estado trófico, para establecer la calidad del agua y sedimentos de acuerdo a la normatividad existente.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Evaluar la calidad del agua y sedimento de la Presa de Atlangatepec, mediante el análisis de parámetros físicos y químicos, así como el índice del estado trófico para compararla con los niveles establecidos en la normatividad nacional de acuerdo a los distintos usos que se le dan a dicho cuerpo de agua.

4.2. Objetivos específicos

Determinar los parámetros físicos y químicos así como las concentraciones de Cd, Cr, Mn Ni, Pb y Zn en el agua de la presa San José Atlangatepec con la finalidad de calcular un índice que refleje la calidad global del agua.

Analizar los parámetros físicos y químicos, así como las concentraciones de Cd, Cr, Mn, Ni, Pb y Zn en los sedimentos de la presa de Atlangatepecc, para estimar el I_{geo} , FC, Gc y el ICC, con el propósito de identificar si la presencia de los metales analizados es por causas naturales o antrópicas.

Realizar un análisis multivariado con la finalidad de entender las relaciones entre los parámetros analizados y los sitios de estudio.

5. HIPÓTESIS

Las descargas de agua residual provenientes de las zonas aledañas a la presa de Atlangatepec están contribuyendo a incrementar las concentraciones de metales pesados y nutrientes en dicho cuerpo de agua, lo que causará daño a los organismos que ahí habitan.

6. METODOLOGÍA

6.1. Área de estudio

El estudio se realizó en la presa de San José Atlangatepec, la cual se encuentra en el Altiplano central mexicano, limita al norte, este y oeste con Tlaxco; al este y sur con Tetla de la Solidaridad; al sur y oeste con Muñoz de Domingo Arenas (INEGI, 2009).

La presa cuenta con una superficie aproximada de 1200 ha y una capacidad volumétrica de 54.5 millones de m³. Se encuentra a una altitud de 2486.87 msnm, con coordenadas 19° 33' 39" Latitud N y 98° 10' 49" Longitud W (figura 2); la temperatura media que registra es de 12 - 14 °C, con una precipitación media anual de 60 - 700 mm; el tipo de clima presente en la región es templado subhúmedo con lluvias en verano. El tipo de suelo predominante en el sitio es el Phaeozem con 54 % de la superficie total, Durisol con 32 %, y Vertisol con el 4 % (INEGI, 2009).

6.2. Fase de campo

La toma de muestras se realizó en a finales del otoño de 2016 y 2017, lo anterior con la finalidad de conocer las variaciones físicas y químicas del agua y sedimentos. Los puntos de muestreo se seleccionaron tomando en cuenta las entradas (canales y escorrentía) y salidas de agua (canales) en la presa. Se eligieron 16 puntos, los cuales se recolectaron de acuerdo a la NMX-AA-14-1980 (DOF, 1992) teniendo en cuenta el tipo de análisis a desarrollar (figura 2).

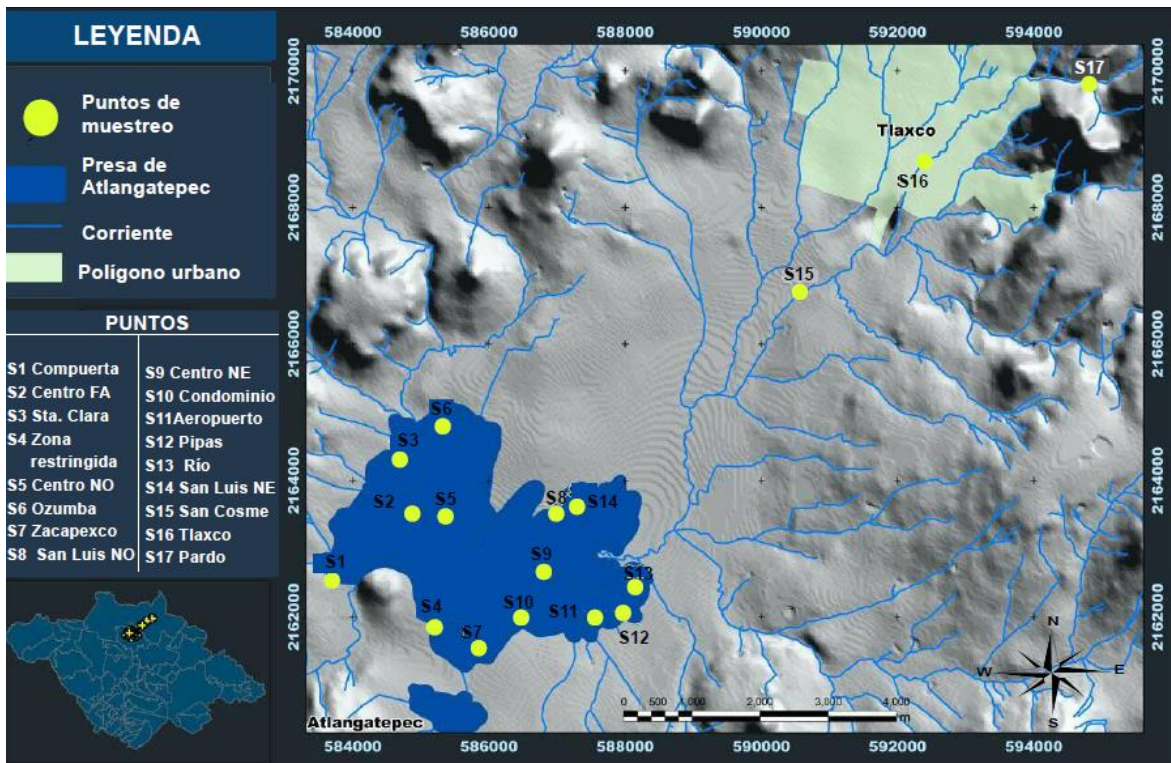


Figura 2. Puntos de muestreo

Para el caso de las muestras de agua se tomaron diversos volúmenes en envases de polietileno previamente lavados. Se tomó un volumen de 4 L para análisis fisicoquímicos, posteriormente, las muestras fueron trasladadas al Centro de Servicios Integrales para el Tratamiento de Aguas Residuales del Estado de Tlaxcala (CSITARET), para la realización de éstos, con base en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2003). Para analizar la clorf-a se tomó un volumen de 1 L, los envases se cubrieron, con la finalidad de evitar su contacto con la luz y la degradación de la clorofilas; asimismo, se trasladaron de inmediato al laboratorio para su análisis.

En el caso de las muestras de metales pesados se tomaron 100 mL en botellas de polietileno y se acidificaron con HNO₃ concentrado hasta un pH de 2, de acuerdo a lo que contempla la NMX-AA-051-SCFI-2001 (DOF, 2001), todas las muestras se mantuvieron a una temperatura de 4 °C. De igual manera, con un equipo multiparámetro (HANNA Instruments) se midieron in situ, pH; temperatura, conductividad eléctrica, sólidos disueltos, mientras que para medir la transparencia se utilizó un disco Secchi.

Las muestras de sedimento se recolectaron superficialmente con tubos de policloro de vinilo con diámetro de 10 cm, y se depositó aproximadamente 1 kg en envases de polietileno debidamente etiquetados para su transporte al laboratorio de acuerdo a la metodología propuesta por Herrera *et al.* (2013), donde se llevó a cabo su secado a temperatura ambiente, a la sombra, para su análisis físico, químico y de metales pesados.

6.3. Fase de laboratorio

6.3.1 Análisis en agua

El análisis de las muestras de agua se realizó con base en la metodología recomendada por la normatividad mexicana, para las aguas descargadas en sistemas acuáticos naturales (cuadro 1). En el anexo 1 se muestra el resumen de las técnicas empleadas y su fundamento.

Transparencia, esta se midió con base en el método Secchi, que está basado en la obstrucción de los rayos luminosos a través del agua, utilizando un disco bicolor (DS) con una cuerda graduada en centímetros. El DS se sumergió hasta que no fue posible distinguir la diferencia de colores, cuidando de que la medición no se realizara a la sombra y la lectura fuera completamente vertical.

Cuadro 1. Metodología empleada para el análisis en agua

Parámetro	Método de análisis	Norma
Coliformes totales	Por el método del número más probable (NMP), la muestra se deja incubar de 24 a 48 horas a 35 o 37 °C con caldo lauril sulfato, en caso de que se produzca gas, éste se siembra en caldo de lactosa verde brillante bilis y se incuba a 37 °C de 24 a 48 h, posteriormente se hace la lectura de las muestras	NMX-AA-042-SCFI-2015; (DOF, 2015)
COL	Se determinó mediante comparación colorimétrica Platino-Cobalto (Pt-Co) de soluciones conocidas, dónde se tomó la muestra y se colocó en un tubo Nessler y se midió la absorbancia de la muestra a una longitud de onda de 364 nm	NMX-AA-045-SCFI-2001 (DOF, 2001)
CE	Es la capacidad que tiene una solución para conducir la corriente eléctrica (dS/m), lo cual está en función de la temperatura y concentración, composición, movilidad y densidad de carga se los iones disueltos. La muestra se colocó en un vaso de precipitados y se midió con un conductímetro.	NMX-AA-093-SCFI-2000
DBO ₅	Se agrega 1 mL de solución tampón de fosfatos, solución de sulfato de magnesio, solución de cloruro de calcio y solución de cloruro de hierro (III) al agua destilada. Posteriormente se agregó agua de dilución a la mitad del cuello de una botella Winkler y se adicionaron 2 mL de cepa, se leyó la concentración de oxígeno antes y después de la incubación a 20 ± 3 °C por cinco días	NMX-AA-028-SCFI-2001 (DOF, 2001)
DQO	La muestra se puso a reflujo con 1 g de sulfato de mercurio y 5 mL de ácido sulfúrico concentrado, se dejó enfriar y se agregó dicromato de potasio 0.0417 M y ácido sulfúrico concentrados y se dejó a reflujo por 2 horas; una vez fría la solución se tituló con sulfato ferroso amoniacal 0.25 M.	NMX-AA-030/1-SCFI-2012 (DOF, 2012)
Detergentes (SAAMs)	Se acidificó la muestra y se mezcló con una solución de azul de metileno, formando un ion hidrófobo que se extrajo con cloroformo. La fase orgánica se midió con un espectrofotómetro a 652 nm.	NMX-AA-039-2001 (DOF, 2001)
G y A	A una suspensión de diatomeas-sílice se agregó 1L de muestra y se filtró a vacío; posteriormente el material filtrante se transfirió a un cartucho de extracción para secar a 105°C por 30 min. Transcurrido el tiempo el cartucho se colocó en el equipo Soxhlet para la extracción, terminada la extracción se evaporó el disolvente y se determinó la concentración de G y A.	NMX-AA-005-SCFI-2000 (DOF, 2001)
OD	Se obtuvo por medio del método electrométrico donde los electrodos se pusieron en contacto con 20 mL de la muestra por medio de una membrana selectiva	NMX-AA-012-SCFI-2001 (DOF, 2001)

Cuadro 1. (Continuación). Metodología empleada para el análisis en agua

Parámetro	Método de análisis	Norma
N-NO ₃	A la muestra se le agregó solución de EDTA, la cual se colocó en una columna de reducción descartando los primeros 25 mL, se colecta el resto de la solución. Se agregan los reactivos de color a la muestra reducida, se deja reposar 20 min posteriormente se lee la absorbancia a 543 nm	NMX-AA-079-SCFI-2001 (DOF, 2001)
N-NH ₃	con base en el método Kjeldahl, se realizó la digestión de 50 mL de muestra con H ₂ SO ₄ , para conservar las formas de nitrógeno amoniacal, que en medio ácido se encuentran como NH ₄ ⁺ ; posteriormente se llevó a cabo una destilación en presencia de NaOH para formar NH ₃ , el cual fue recogido en una solución de H ₃ BO ₃ y se tituló con H ₂ SO ₄	NMX-AA-026-SCFI-2010 (DOF, 2010)
N _o y N _T	Se utilizó el método Kjeldahl, donde agregó 25 mL de la disolución amortiguadora de boratos, posteriormente se realizó la destilación a 29°C, recolectando el destilado en un matraz con solución indicadora de ácido bórico hasta completar un volumen de 300 mL, posteriormente se tituló con ácido sulfúrico (0.006 mol/L) hasta obtener un vire color morado.	NMX-AA-026-SCFI-2010 (DOF, 2010)
pH	Se realizó por el método electrométrico utilizando un potenciómetro previamente calibrado, el cual se realizó con dos soluciones amortiguadoras, esperado que las muestras se encuentren dentro del intervalo del buffer de pH 4 y 7.	NMX-AA-008-SCFI-2011
SS	Se determinaron por el método volumétrico, colocando 1 L de agua en un cono Imhoff, después de 45 minutos se determinó la concentración de sólidos de que se depositaron en el fondo, el valor se reportó en mL/L	NMX-AA-034-SCFI-2001 (DOF, 2001)
ST	Esta técnica se basó en el método de evaporación, donde la muestra se llevó a sequedad en capsulas de porcelana en la estufa a 105 °C.	NMX-AA-034-SCFI-2001 (DOF, 2001)
SST	Se tomaron 100 mL de muestra y se filtraron a vacío con un filtro de fibra de vidrio, se hicieron lavados con agua destilada y se secó el crisol Gooch a una temperatura de 105 °C durante una hora, se dejó enfriar en el desecador hasta peso contante (mg/L).	NMX-AA-034-SCFI-2001 (DOF, 2001)
SDT	Se determinó por la diferencia entre los sólidos totales y los sólidos suspendidos totales	NMX-AA-034-SCFI-2001 (DOF, 2001)
SO ₄ ²⁻	Se determinó con el método turbidimétrico, donde se tomaron 100 mL de muestra y se le agregaron 20 mL de reactivo buffer (ácido acético) y cristales de bario, para formar BaSO ₄ en la solución la cual se mide en un espectrofotómetro a 420 nm	NMX-AA-074-SCFI-2014 (DOG, 200)
T	Este parámetro se efectuó utilizando un termómetro	NMX-AA-007-SCFI-2013
TUR	Se basó en el método nefelométrico el cual se basa en la comparación en la intensidad de la luz desviada bajo condiciones definidas y por una suspensión de referencia	NMX-AA-038-SCFI-2001

Clorofila-a (Clorf-a), se realizó por duplicado con base en el método propuesto por Delgadillo (2012), en oscuridad, para lo cual se filtró un volumen de 500 mL a través de un filtro de poro cerrado, el cual se depositó posteriormente en un frasco ámbar de vidrio con 10 mL de acetona al 90 % para realizar la extracción de las clorofilas y se refrigeró a -4°C en oscuridad durante 48 h. Un vez transcurrido el tiempo, se realizó la lectura del extracto a 630, 664 y 750 nm en un espectrofotómetro (SPECTRONIC 21D, Milton Roy, USA). La concentración de Clorf-a, se obtuvo mediante la Ec. 2 (Delgadillo, 2012).

$$\text{Clorf-a} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{L}} \right) = \frac{[(26.7)(E_{664\text{nm}} - E_{750\text{nm}})(V_a)]}{V_f} \quad (\text{Ec. 2})$$

donde: V_a es el volumen de acetona utilizado, V_f el volumen de agua filtrada, $E_{664\text{nm}}$ y $E_{750\text{nm}}$ son los valores obtenidos de la lectura de absorbancia a 664 nm y 750 nm respectivamente.

Fósforo reactivo soluble, la determinación de fósforo reactivo soluble se llevó a cabo, por duplicado, empleando el método del molibdato de Murphy y Riley, 1962. A 20 mL de muestra de agua filtrada se le añadieron 2 mL de reactivo 1, (solución de tartrato de potasio y antimonio, ácido sulfúrico y molibdato de amonio) y 0.4 mL de reactivo 2 (ácido ascórbico) seguido de una agitación moderada. Posteriormente la muestra se colocó en oscuridad por 45 min. Transcurrido el tiempo se midió la intensidad de la coloración en un espectrofotómetro SPECTRONIC 21D, Milton Roy, EUA (Elosegi y Sabater, 2009).

6.3.2 Análisis en sedimento

Las muestras de sedimento previamente secadas, pulverizadas, homogenizadas y tamizadas en una malla de 2 mm, fueron sometidas a un análisis físico-químico que consistió en las siguientes determinaciones:

Conductividad eléctrica (CE), se pesaron 20 g de sedimento y se agregaron 100 mL de agua desionizada, posteriormente se agitó y se dejó reposar por 24 h. Se tomó la temperatura y se midió la CE del sobrenadante con un conductímetro (EXStik II, Ec500) calibrado con una solución de KCl 0.01 M. las lecturas se

corrigieron por medio del factor de corrección de temperatura (Álvarez - Sánchez y Marín - Campos, 2011).

Materia orgánica (MO), se llevó a cabo por el por el método de Walckley - Black (1934) vía húmeda, el cual consistió en colocar aproximadamente 0.0625 g de sedimento en un matraz Erlenmeyer de 250 mL, donde se agregó 1.25 mL de $K_2Cr_2O_7$ 1 N. Posteriormente se adicionaron 2.5 mL de H_2SO_4 concentrado dejando reposar por 10 min. Finalmente, se agregaron 25 mL de agua, 1.24 mL de H_3PO_4 y 2 gotas de indicador de difenilamina para titular con $FeSO_4$ (Álvarez - Sánchez y Marín - Campos, 2011).

pH, Por el método electrométrico en agua relación 1:2 (Jackson, 1982), que consistió en pesar 20 g de sedimento en 40 mL de agua, agitando cada 10 min, con lo cual los iones H^+ que están fácilmente disponibles pasan a la solución, al lavar el suelo (INE, 2006). Posteriormente se midió el pH con un potenciómetro calibrado con dos soluciones amortiguadoras de pH 4 y pH 7. (Álvarez - Sánchez y Marín - Campos, 2011).

Textura, por el método del hidrómetro de Bouyoucos basado en la ley de Stoke (Bouyoucos, 1962), consiste en la adición de los agentes dispersantes oxalato de sodio y metasilicato de sodio; la segunda consiste en la separación de las partículas por agitación mecánica, finalmente, se hizo la cuantificación de los componentes del suelo con el Bouyoucos aprovechando su sedimentación diferencial (Rodríguez y Rodríguez, 2002).

6.3.3 Metales totales en agua y sedimento

La digestión de las muestras de agua, se realizó por duplicado de acuerdo al método 3015 de la EPA (USEPA, 2007). Se tomó un volumen de 45 mL por muestra y se añadieron 5 mL de HNO_3 concentrado, posteriormente se digirieron en un horno de microondas (MarsX, CEM, E.U.A.), empleando una rampa de calentamiento de 10 min hasta llegar a $160^{\circ}C$ y una presión de 200 PS; posteriormente se mantuvo esta temperatura por 5 min, dejando 10 min más como enfriamiento. Una vez digeridas las muestras, se filtraron y se almacenaron en

recipientes de plástico a 4°C para su posterior lectura. El análisis de cada metal se realizó con espectroscopia de absorción atómica de flama de acetileno (Spectra AA-800, Varian, Australia), de acuerdo a los estándares establecidos por la USEPA (2007).

Para llevar a cabo la digestión de las muestras de sedimento se pesaron por duplicado 300 mg de sedimento, previamente secado y tamizado con abertura de malla de 0.212 μm , de acuerdo al método 3050b de la EPA (USEPA 2007). Posteriormente se colocaron en vasos de teflón y se añadieron 10 mL de HNO_3 concentrado. La digestión se realizó en un horno de microondas (MarsX, CEM, E.U.A.), empleando una rampa de calentamiento de 10 min hasta llegar a 160°C y una presión de 200 PSI, lo cual se mantuvo por 5 min. Posteriormente, se dejaron 10 minutos más en el horno para el enfriamiento. Una vez terminada la digestión, las muestras se filtraron con papel Whatman de poro fino, se aforaron a 50 mL con una solución de HNO_3 al 3 % y se almacenaron en envases de plástico a una temperatura de 4°C. El análisis de cada metal se realizó con espectroscopia de absorción atómica de flama de acetileno (Spectra AA-800, Varian, Australia), de acuerdo a los estándares establecidos por la USEPA (2007).

México no cuenta con una norma que evalúe las concentraciones máximas de metales pesados en sedimentos, por lo cual, se emplearon normas internacionales como la holandesa para agua superficial (PSWA; RIZA, 2002) y la canadiense para protección de vida acuática ISQG (CCME, 2001).

6.3.4 Índice de calidad del agua (ICA)

Para calcular el ICA se utilizaron los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 y los CE-CCA-01/89, como referencia. Se empleó el índice propuesto por “Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente” (IWQGb, 2001), el cual, incorpora tres elementos:

1. Alcance (F_1); que se obtiene con la Ec. 3, representa el porcentaje de variables que no alcanzan los objetivos o valores de referencia (LMP de la norma) al menos

una vez, durante el periodo evaluado, las cuales son denominadas “variables fallidas”. El alcance se calcula partir de la ecuación 3.

$$F_1 = \left(\frac{\text{Número de variables fallidas}}{\text{Número total de variables}} \right) \times 100 \quad (\text{Ec. 3})$$

2. Frecuencia (F₂); representa el porcentaje de pruebas individuales que no alcanzaron los objetivos “pruebas fallidas”. La frecuencia se calcula a partir de la ecuación 4.

$$F_2 = \left(\frac{\text{Número de pruebas fallidas}}{\text{Número total de pruebas}} \right) \times 100 \quad (\text{Ec. 4})$$

3. Amplitud (F₃); representa la cantidad por la cual los valores de prueba fallidas no alcanzaron sus objetivos. Esta se calcula en tres etapas:

- i). Excursión (Ec. 5): es el número de veces mediante el cual una concentración individual es mayor que el objetivo o menor en el caso de que el objetivo sea un mínimo y se expresa de dos maneras:
 - a) cuando el valor de prueba exceda el valor del objetivo (ecuación 5).

$$\text{excursión}_i = \left(\frac{\text{Error en el valor de prueba}_i}{\text{objetivo}_j} \right) - 1 \quad (\text{Ec. 5})$$

- b) cuando el valor de prueba fallida deba ser menor al valor del objetivo (ecuación 6a).

$$\text{excursión}_i = \left(\frac{\text{Objetivo}_j}{\text{Error en el valor de prueba}_i} \right) - 1 \quad (\text{Ec. 6a})$$

- ii). Suma normalizada de excursiones (*nse*); se calcula sumando las excursiones de las pruebas individuales de sus objetivos y dividiendo por el número total de pruebas, incluyendo las que alcanzan los objetivos y las que no (ecuación 6b).

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursión}_i}{\text{Número de pruebas}} \quad (\text{Ec. 6b})$$

- iii). Cálculo de F_3 : se realiza mediante una función asintótica que escala la suma normalizada de las excursiones desde los objetivos (nse) para obtener un rango entre 0 y 100 (ecuación 7).

$$F_3 = \left(\frac{nse}{0.01nse + 0.01} \right) \quad (\text{Ec. 7})$$

Una vez que se han obtenido los factores el cálculo del índice de calidad del agua (CCME, WQI) se realiza de acuerdo a la ecuación 8.

$$\text{ICA CCME} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right) \quad (\text{Ec. 8})$$

La normalización de los valores se realiza dividiendo 1.732, de manera que se obtenga un valor entre 0 y 100, donde 0 representa la calidad inferior y 100 la mayor, para compararse con el cuadro 2.

Cuadro 2. Categorías de la calidad del agua de acuerdo al CCME

Calidad	Rango	Características
Excelente	95- 100	Condiciones muy cercanas a los niveles naturales o prístinos.
Buena	80 - 94	Sin amenaza para el cuerpo de agua.
Aceptable	65 - 79	El cuerpo de agua debe estar protegido ya que su calidad se ve amenazada.
Marginal	45 - 64	La calidad del agua se ve comprometida.
Pobre	0 - 44	La calidad del agua se encuentra deteriorada.

6.3.4 Índice de Estado Trófico (IET)

El índice de estado trófico (IET) se obtuvo a través de la transparencia determinada con el disco Secchi (DS), la concentración de clorofila a (Clorf-a) y fósforo reactivo (P_R), empleando las Ecs. 9 a 11 (Carlson, 1980):

$$\text{TSI DS} = 60 - 14.41 \ln (\text{DS}) \quad (\text{Ec. 9})$$

$$\text{TSI } P_R = 14.42 \ln (P_R) \quad (\text{Ec. 10})$$

$$\text{TSI Clorf } a=9.81\ln(\text{Clorf}-a)+ 30.6 \quad (\text{Ec. 11})$$

Donde DS es la claridad del agua medida con el disco Secchi (cm); P_R es el valor obtenido del fósforo reactivo (mg/L) y Clorf-a la concentración de clorofila-a (mg/L).

6.3.5 Índice de geoacumulación (I_{geo})

Para caracterizar los sedimentos se calculó el índice de geoacumulación (I_{geo}) (Müller, 1969) a partir de la ecuación 12. Este permite comparar las diferencias entre las concentraciones actuales y las naturales. Se tomó como valor de referencia y/o valor de fondo geoquímico (Cd 0.37, Cr 66.9, Ni 39.26, Pb 12.07 y Zn 60.02), un suelo forestal de una zona, considerada no contaminada, perteneciente al municipio de Tlaxco (Calzada, 2007).

$$I_{\text{geo}} = \frac{\log_2 C_n}{1.5B_n} \quad (\text{Ec. 12})$$

Donde C_n indica la concentración del elemento examinado (mg/kg), B_n es la concentración geoquímica del metal (mg/kg), 1.5 es la constante de fluctuaciones de una sustancia en el ambiente y de influencia antrópica.

6.3.6 Factor de Contaminación (F_c)

Se calculó con la finalidad de conocer si las concentraciones de los metales reflejan algún grado de contaminación, a partir de la ecuación. 13 (Håkanson, 1980) se tomó como valor de fondo las concentraciones de sedimentos del punto el Pardo.

$$F_c = \frac{C_{MP}}{C_{FG}} \quad (\text{Ec. 13})$$

Donde C_{MP} es el valor medio del metal pesado (mg/kg) y C_{FG} el valor de fondo geoquímico (mg/kg).

6.3.7 Grado de contaminación (Gc)

Se determinó el grado de contaminación global que presentan los sedimentos de la presa, con la ecuación 14 propuesta por Håkanson (1980):

$$Gc = \sum_{i=1}^{i=n} Fc \quad (\text{Ec. 14})$$

Donde Gc es el grado de contaminación; Fc es el factor de contaminación de cada elemento.

6.3.8 Índice integrado de contaminación (IIC)

Este índice se emplea para realizar comparaciones entre los niveles de contaminación por metales pesados, el cual se determinó con la Ec. 16, propuesta por Tomilson *et al.* (1980):

$$ICC = \sqrt[n]{(Fc_1 * Fc_2 * Fc_3 \dots Fc_n)} \quad (\text{Ec. 16})$$

Donde Fc es el factor de contaminación de cada metal y n el número de metales analizados.

6.4. Análisis estadístico

Los datos se procesaron utilizando el Software Infostat (versión estudiantil). Se realizó un análisis multivariado de varianza (MANOVA) ya que considera simultáneamente más de dos variables dependientes y contrasta la significancia para el conjunto de datos. Posteriormente se realizó una comparación de medias (Tukey) para ver la viabilidad entre los parámetros y los puntos de estudio. Asimismo, se realizó un análisis de conglomerados (Clúster), para comparar las concentraciones de los metales entre los puntos de estudio, así como, un análisis de componentes principales (ACP) para identificar la relación de los parámetros

físicos, metales pesados y puntos de estudio; los métodos se realizaron con un intervalo de confianza del 95 % ($p < 0.05$) (Huang *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2014; Guo *et al.*, 2015; Bhuyan *et al.*, 2017).

7. RESULTADOS

7.1. Propiedades físicas y químicas del agua

Se llevó a cabo un análisis multivariado de varianza (MANOVA por sus siglas en inglés) entre los periodos y los puntos de muestreo, de acuerdo al estadístico de Wilks ($p < 0.0001$) existe diferencia significativa entre puntos y periodos de muestreo; por lo que se realizó la prueba de Tukey. Se puede observar que los valores de pH, temperatura, conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto (OD), así como, las grasa y aceites (G y A) no presentan diferencia entre los periodos de muestreo ($p > 0.05$), lo que indica que estas propiedades se mantuvieron relativamente constantes entre los periodos de 2016 y 2017, mientras que el resto de los parámetros, sí presentaron diferencias significativas (cuadro 3).

La CE no se encuentra normada nacional o internacionalmente; sin embargo, para el caso de las G y A este se encuentran dentro de los límites (25 mg/L) establecidos por la normatividad nacional para descarga de aguas residuales en cuerpos naturales (NOM-001-SEMARNAT-1996, DOF 1996), mientras que el pH y OD están dentro del rango de 6.5 a 9 y > 5 mg/L respectivamente, de los criterios ecológicos de calidad del agua (CE-CCA-001/89, DOF 1989), así como, la normatividad canadiense para protección de vida acuática (CWQG, CCME 1999a) y holandesa para aguas superficiales (PWA, RIZA 2002). En cuanto a los valores de temperatura éstos se encuentran por debajo de los límites que establecen los criterios ecológicos de calidad del agua (20 – 30 °C) para el cultivo de carpa (CE-CCA-001/89, DOF 1989); así como, por debajo de los valores de la normatividad holandesa (25 °C) para agua superficial (PWA, RIZA 2002) que se muestran en el cuadro 3.

Para el caso de los SS, la DBO_5 , y el N_T no rebasan los límites máximos permisibles (LMP) de la NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF 1996) (cuadro 3); en cambio los valores de los SST en 2016 rebasan por más del doble los límites establecidos de la norma nacional (60 mg/L). Respecto al nitrógeno amoniacal ($N-NH_3$), las concentraciones exceden 4 y 2 veces los valores de 0.06 mg/L

establecidos por los CE-CCA-001/89 (DOF 1989), para el periodo de 2016 y 2017 respectivamente; mientras que los detergentes (SAAM's) exceden 20 y 92 veces los LMP establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (0.01 mg/L), para los periodos de estudio respectivos. Por otra parte, los datos del nitrógeno como nitrato (N-NO₃) rebasan 2 y 69 veces los estándares establecidos (0.02 mg/L) para agua superficial de la PSWA (RIZA, 2002).

En cuanto a las concentraciones de SO₄²⁻ sólo se obtuvieron valores para el primer muestreo, mismos que rebasan por más de 86 mil veces los LMP propuestos por los CE-CCA-01/89 de 0.005 mg/L (DOF, 1989) para la cría de carpa y 4 veces los 100 mg/L para agua superficial que establece la PSWA (RIZA, 2002). Para el caso de las coliformes totales (CT) únicamente se obtuvieron datos de 2017 en el cual se reportó concentraciones de hasta 21000 NMP/ 100 mL que rebasan los límites establecidos (1000 NMP/100 mL) para riego agrícola de los CE-CCA-01/89 (DOF, 1989).

Parámetros como la DQO la TUR, ST, SDT y No, no cuentan con valor de referencia en las normas nacionales e internacionales, no obstante, para 2016 y 2017 las concentraciones de DQO rebasan 13 y 3 veces respectivamente los valores establecidos por la Red Nacional de Monitoreo (CONAGUA, 2017). Con respecto a la TUR en 2016 los valores rebasan 12 veces los reportados por Suárez *et al.* (2011), a diferencia de los obtenidos en 2017 que se encuentran por debajo del valor obtenido por estos autores. Igualmente para los ST Suárez *et al.* (2011) reportaron valores menores a los obtenidos en el presente estudio para 2016 y 2 veces más altos para el periodo de 2017. Para el caso de los SDT, Mena *et al.* (2017), para un punto de agua cercano a la presa de Atlangatepec, obtuvieron el doble de la concentración al del presente estudio, asimismo, Muñoz-Nava (2012) reportaron concentraciones mayores de No a las observadas en este trabajo (cuadro3).

Cuadro 3. Valores de las propiedades físicas y químicas del agua superficial de la presa y valores establecidos por la normatividad mexicana (NOM-001), canadiense (CCME) y holandesa (PSWA).

	°C		dS/m	NTU	Pt-Co	d	mg/L		
	pH	T	CE	TUR.	COL	CT	SS	SO ₄ ²⁻	ST
2016									
\bar{x}	7.32 ^a	18.75 ^a	293.00 ^a	122.34 ^a	220.00 ^a		0.18 ^a	433.26	425.87 ^a
±	0.26	1.03	17.46	54.58	59.85		0.21	132.54	82.28
2017									
\bar{x}	7.46 ^a	18.66 ^a	287.96 ^a	7.72 ^b	26.93 ^b		0.10 ^b	---	195.36 ^b
±	0.19	0.28	59.55	2.77	9.58		0.	---	37.75
NOM-001	7-8.5	20-30	---	---	---		2	0.005	---
CWQG E	6.6-9	---	---	---	---		---	---	---
PSWA	6.5-9	25	---	---	---		---	100	---

Letras distintas por columna indican diferencias significativas en la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

NOM-001= Norma que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

CECA = Criterios ecológicos de calidad del agua para protección a la vida acuática (DOF, 1989).

IWQG= Canadian Council of Ministers of the Environmental (CCME, 1999).

PSWA= Pollution of Surface Waters Act (RIZA, 2002).

Cuadro 3. (Continuación). Valores de las propiedades físicas y químicas del agua superficial de la presa y valores establecidos por la normatividad mexicana (NOM-001), canadiense (CCME) y holandesa (PSWA).

	mg/L										
	SST	SDT	OD	DBO ₅	DQO	N-NH ₃	N _{org}	N _T	N-NO ₃	SAAM	G Y A
2016											
\bar{x}	137.27 a	288.60 a	8.25 a	12.25 a	89.71 a	0.27 a	1.37 a	1.66 a	0.04 a	0.20 a	9.61 a
\pm	120.51	65.11	1.32	3.45	54.98	0.16	0.47	0.46	0.00	0.02	5.28
2017											
\bar{x}	11.09 b	184.26 b	8.31 a	3.18 b	28.86 b	0.17 b	0.73 b	0.90 b	1.38 b	0.92 b	8.01 a
\pm	5.72	36.75	0.77	1.01	17.70	0.09	0.27	0.28	1.41	0.72	3.63
NOM-001	60	---	---	60	---	---	---	25	---	0.01	25
CWQG	---	---	5	---	---	2.2	---	---	13	---	---
PSWA	---	---	5	---	---	---	---	2.2	0.02	---	---

Letras distintas por columna indican diferencias significativas en la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

NOM-001= Norma que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

CECA = Criterios ecológicos de calidad del agua para protección a la vida acuática (DOF, 1989).

ISQG= Canadian Council of Ministers of the Environmental (CCME, 1999).

PSWA= Pollution of Surface Waters Act (RIZA, 2002).

Los valores medios para cada uno de los puntos de estudio de 2016 y 2017 se presentan en los cuadros 4 y 5 respectivamente; donde se observa que para otoño de 2016 los puntos denominados Sta. Clara y Centro FA concentran la mayor cantidad de parámetros con valores altos (CE, COL, DQO, NO_x , N_T , ST, SST, SO_4^{2-} , T, G y A). Respecto al periodo de 2017 se observa que de forma general las concentraciones de los parámetros físicos y químicos disminuyeron, sin embargo, los valores más altos de CE, CT, COL, pH, N-NH_3 , ST y T se concentran en los puntos de Aeropuerto y Sta. Clara. Por otra parte, se observa una clara tendencia a la homogeneidad en todos los puntos de estudio para el nitrógeno como nitrato en 2016 y de los sólidos sedimentables en 2017 (cuadros 4 y 5).

Cuadro 4. Comparación de los valores de las variables físicas y químicas del agua en otoño de 2016 y los establecidos por la norma mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996, DOF 1996; CE-CCA-001/89, DOF 1989), canadiense (CWQG, CCME 1996) y holandesa (PSWA, RIZA 2002).

2016	pH	°C	dS/m	NTU	Pt-Co	mg/L			
		T	CE	TUR	COL	SS	ST	SST	SDT
S1	7.3	18.2	283.5	92.3	259.0	0.1	380.5	111.5	268.5
	0.0	0.1	0.5	0.2	1.0	0.0	0.5	0.5	0.5
S2	7.5	19.8	308.5	87.8	104.0	0.1	359.5	55.5	303.5
	0.0	0.1	0.5	0.1	1.0	0.0	0.5	0.5	0.5
S3	7.2	18.0	277.0	295.0	321.0	0.4	587.0	495.5	92.5
	0.0	0.1	1.0	1.0	1.0	0.0	1.0	0.5	0.5
S4	7.4	19.9	303.5	93.3	159.5	0.1	381.0	64.5	315.5
	0.0	0.1	0.5	0.5	0.5	0.0	1.0	0.5	0.5
S5	7.3	19.8	310.5	90.1	103.8	0.1	366.5	67.0	295.5
	0.0	0.1	0.5	0.2	1.2	0.0	1.5	1.0	4.5
S6	7.3	17.4	292.0	163.3	256.4	0.9	551.5	169.4	374.3
	0.0	0.1	1.0	0.7	3.6	0.0	0.5	2.6	5.7
S7	7.0	19.5	291.5	88.1	209.0	0.1	372.5	55.2	315.2
	0.0	0.0	1.5	0.5	1.0	0.0	3.5	0.8	4.8
S8	7.3	17.6	292.5	162.0	209.8	0.1	555.5	240.3	307.3
	0.0	0.0	1.5	0.1	0.2	0.0	0.5	3.7	4.7
S9	7.1	19.2	303.0	96.6	209.7	0.1	355.0	94.6	256.1
	0.0	0.3	1.0	0.7	0.3	0.0	1.0	1.4	3.9
S10	7.7	17.5	280.5	146.5	259.5	0.2	519.5	271.9	240.3
	0.0	0.0	4.5	0.6	0.5	0.0	0.5	4.1	3.7
S11	7.6	17.1	292.0	104.8	259.8	0.1	415.9	106.4	303.4
	0.0	0.3	1.0	0.2	0.3	0.0	0.1	1.6	4.6
S12	7.9	17.4	242.0	107.7	259.7	0.1	386.6	67.0	315.2
	0.0	0.3	1.0	0.3	0.3	0.0	1.4	1.0	4.8
S13	7.1	19.2	304.5	105.8	209.5	0.1	393.5	59.1	331.0
	0.0	0.3	2.5	0.3	0.5	0.0	2.5	0.9	5.0
S14	7.0	19.4	303.5	94.5	209.1	0.1	383.0	59.1	319.1
	0.0	0.1	2.5	0.3	0.9	0.0	1.0	0.9	4.9
NOM-001	---	---	---	---	---	2	---	60	---
CE-CCA	7-8.5	20-30	---	---	---	---	---	---	---
CCME	6.6-9	---	---	---	---	---	---	---	---
PWA	6.5-9	25	---	---	---	---	---	---	---

Cuadro 4. (Continuación). Comparación de los valores de las variables físicas y químicas del agua en otoño de 2016 y los establecidos por la norma mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996, DOF 1996; CE-CCA-001/89, DOF 1989), canadiense (CWQG, CCME 1996) y holandesa (PSWA, RIZA 2002).

2016	mg/L									
	SO ₄ ²⁻	OD	DBO ₅	DQO	N-NH ₃	N _{org}	N _T	N-NO ₃	SAAM	G y A
S1	442.69	7.54	10.06	64.95	0.21	1.15	1.68	0.04	0.19	13.57
	0.31	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
S2	426.59	7.8	11.85	267.06	0.31	0.8	1.09	0.04	0.2	17.83
	0.59	0.05	0.04	2.06	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.07
S3	665.53	7.26	10.45	101.99	0.1	2.55	2.67	0.04	0.11	10.63
	0.52	0.01	0.01	0.09	0.01	0.01	0.01	0.01	0.08	0.04
S4	434.93	8.21	11.02	102.04	0.3	0.98	1.3	0.04	0.1	13.41
	0.93	0.01	0.01	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.09	0.01
S5	449.55	7.57	10.16	82.27	0.2	0.98	1.17	0.04	0.19	1.47
	5.85	0.12	0.15	1.25	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.02
S6	597.18	7.5	9.46	128.47	0.2	1.65	1.85	0.04	0.19	12.84
	0.62	0.11	0.14	1.45	0	0.03	0.03	0.01	0.01	0.2
S7	388.4	7.44	19.68	73.13	0.2	1.55	1.74	0.04	0.23	1.54
	1.86	0.11	0.3	1.11	0.01	0.02	0.03	0.01	0.01	0.02
S8	482.41	6.88	9.94	45.7	0.1	1.16	1.26	0.04	0.19	15.82
	3.41	0.1	0.15	0.7	0.01	0.02	0.02	0.01	0.01	0.24
S9	410.89	7.09	18.97	73.13	0.3	0.87	1.16	0.04	0.25	4.08
	1.09	0.11	0.29	1.11	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.06
S10	513.46	11.01	10.45	54.84	0.68	1.56	2.24	0.04	0.19	12.79
	0.58	0.17	0.16	0.84	0.01	0.02	0.03	0.01	0.01	0.19
S11	478.79	10.89	10.16	45.7	0.38	1.27	1.65	0.04	0.19	13.01
	2.67	0.17	0.15	0.7	0.01	0.02	0.03	0.01	0.01	0.2
S12	463.9	8.99	14.69	45.7	0.48	1.56	2.04	0.04	0.19	9.87
	0.19	0.14	0.36	0.7	0.01	0.02	0.03	0.01	0.01	0.15
S13	247.46	7.54	9.42	82.27	0.11	1.84	1.94	0.04	0.19	5.99
	1.66	0.11	0.14	1.25	0.01	0.03	0.03	0.01	0.01	0.09
S14	96.8	7.55	10.34	73.13	0.3	0.88	1.17	0.04	0.22	4.72
	0.3	0.12	0.16	1.11	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.07
NOM-001	---	---	60	---	---	---	25	---	0.01	25
CE-CCA	0.005	---	---	---	0.06	---	---	---	---	---
CCME	---	5	---	---	2.2	---	---	13	---	---
PWA	100	5	---	---	---	---	2.2	0.02	---	---

Cuadro 5. Comparación de las variables físicas y químicas del agua en otoño de 2017 y los establecidos por la norma mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996, DOF 1996; CE-CCA-001/89, DOF 1989), canadiense (CWQG, CCME 1996) y holandesa (PSWA, RIZA 2002).

2017	pH	°C	dS/m	Pt-Co	NMP	NTU	mg/L		
		T	CE	COL	CT	TUR	SS	ST	SST
S1	7.25	18.31	301.49	29.85	42.79	6.74	0.1	195.02	3.98
	0.04	0.09	1.51	0.15	0.22	0.03	0.01	0.98	0.02
S2	7.64	19.1	311.44	29.85	398	7.41	0.1	250.74	3.98
	0.04	0.1	1.57	0.15	2	0.04	0.01	1.26	0.02
S3	7.62	18.81	308.45	19.9	92.54	6.05	0.1	234.82	19.9
	0.04	0.09	1.55	0.1	0.47	0.03	0.01	1.18	0.1
S4	7.41	18.71	303.48	29.85	22.89	7.9	0.1	191.04	15.92
	0.04	0.09	1.53	0.15	0.12	0.04	0.01	0.96	0.08
S5	7.62	19.1	312.43	19.9	398	6.45	0.1	195.02	11.94
	0.04	0.1	1.57	0.1	2	0.03	0.01	0.98	0.06
S6	7.61	18.31	309.45	39.8	22.89	9.63	0.1	179.1	3.98
	0.04	0.09	1.56	0.2	0.12	0.05	0.01	0.9	0.02
S7	7.42	18.71	307.46	29.85	1094.5	8.63	0.1	187.06	15.92
	0.04	0.09	1.54	0.15	5.5	0.04	0.01	0.94	0.08
S8	7.35	18.31	302.48	19.9	1094.5	5.59	0.1	191.04	7.96
	0.04	0.09	1.52	0.1	5.5	0.03	0.01	0.96	0.04
S9	7.41	18.51	308.45	19.9	398	14.03	0.1	187.06	3.98
	0.04	0.09	1.55	0.1	2	0.07	0.01	0.94	0.02
S11	7.44	18.61	312.43	39.8	20895	7.94	0.1	202.98	11.94
	0.04	0.09	1.57	0.2	105	0.04	0.01	1.02	0.06
S13	7.46	18.71	312.43	39.8	2288.5	7.76	0.1	202.98	15.92
	0.04	0.09	1.57	0.2	11.5	0.04	0.01	1.02	0.08
S14	7.4	18.41	308.45	29.85	895.5	8.73	0.1	195.02	7.96
	0.04	0.09	1.55	0.15	4.5	0.04	0.01	0.98	0.04
S15	7.27	18.11	130.35	9.95	149.25	6.3	0.1	119.4	7.96
	0.04	0.09	0.66	0.05	0.75	0.03	0.01	0.6	0.04
S16	7.03	18.31	282.58	24.88	9253.5	4.54	0.1	222.88	7.96
	0.04	0.09	1.42	0.13	46.5	0.02	0.01	1.12	0.04
S17	7	18.31	119.4	9.95	4278.5	4.19	0.1	99.5	11.94
	0.04	0.09	0.6	0.05	21.5	0.02	0.01	0.5	0.06
NOM-001	---	---	---	---	---	---	2	---	60
CE-CCA	7-8.5	20-30	---	---	1000	---	---	---	---
CWQG	6.6-9	---	---	---	---	---	---	---	---
PSWA	6.5-9	25	---	---	---	---	---	---	---

Cuadro 5. (Continuación). Comparación de las variables físicas y químicas del agua en otoño de 2017 y los establecidos por la norma mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996, DOF 1996; CE-CCA-001/89, DOF 1989), canadiense (CWQG, CCME 1996) y holandesa (PSWA, RIZA 2002).

2017	mg/L									
	SDT	OD	DBO ₅	DQO	N-NH ₃	N _{org}	N _T	N-NO ₃	SAAM	G y A
S1	191.04	8.42	2.77	18.47	0.39	0.89	1.27	1.12	0.34	11.92
	0.96	0.04	0.01	0.09	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.06
S2	246.76	8.82	2.97	18.47	0.2	0.2	0.4	5.33	0.75	8.77
	1.24	0.04	0.01	0.09	0.01	0.01	0.01	0.03	0.01	0.04
S3	214.92	8.38	2.28	18.47	0.2	0.49	0.69	0.94	1.27	6.37
	1.08	0.04	0.01	0.09	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.03
S4	175.12	7.93	2.49	46.17	0.1	0.69	0.79	2.07	0.53	11.22
	0.88	0.04	0.01	0.23	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.06
S5	183.08	8.12	5.62	36.93	0.2	0.88	1.07	0.72	0.74	0.89
	0.92	0.04	0.03	0.19	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
S6	175.12	7.98	2.29	9.23	0.1	0.49	0.59	1.03	1.05	13.32
	0.88	0.04	0.01	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.07
S7	171.14	8.78	3.17	46.17	0.2	0.79	0.99	0.01	0.26	15.58
	0.86	0.04	0.02	0.23	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.08
S8	183.08	6.68	2.63	9.23	0.1	1.17	1.27	1.2	0.89	6.38
	0.92	0.03	0.01	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.03
S9	183.08	7.76	3.3	18.47	0.1	0.49	0.59	0.05	0.74	5.07
	0.92	0.04	0.02	0.09	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.03
S11	191.04	7.63	4.28	9.23	0.3	0.88	1.17	0.13	1.76	6.87
	0.96	0.04	0.02	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.03
S13	187.06	8.83	4.48	27.7	0.1	1.17	1.27	0.01	0.48	3.29
	0.94	0.04	0.02	0.14	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02
S14	187.06	6.87	2.95	18.47	0.1	0.69	0.79	0.7	0.33	7.9
	0.94	0.03	0.01	0.09	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04
S15	111.44	9.54	2.8	64.64	0.1	0.89	0.99	0.84	0.47	8.2
	0.56	0.05	0.01	0.32	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04
S16	214.92	9.68	2.53	55.4	0.1	1.07	1.17	3.63	0.35	10.56
	1.08	0.05	0.01	0.28	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.05
S17	87.56	8.23	2.83	55.4	0.3	0.78	1.07	3.05	3.24	9.21
	0.44	0.04	0.01	0.28	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.05
NOM-001	---	---	60	---	---	---	25	---	0.01	25
CE-CCA-	---	---	---	---	0.06	---	---	---	---	---
CWQG	---	5	---	---	2.2	---	---	13	---	---
PSWA	---	5	---	---	---	---	2.2	0.02	---	---

Del análisis de conglomerados (Cluster) se obtuvo un dendograma en el cual se pueden apreciar de forma general dos grupos, mismos que representan los periodos de muestreo (figura 3). En el periodo de 2016 con un nivel de similitud de 8 resultan tres conglomerados los cuales se agrupan de acuerdo a las características físicas, químicas y ubicación geográfica (zonas urbanas y centro de la presa). En lo que respecta al segundo periodo de muestreo (otoño 2017) se observa que con la misma similitud (8) se forman dos conglomerados, esto se debe a que las características fisicoquímicas de la presa fueron más homogéneas, notándose que en un conglomerado se agrupan los puntos que presentan la menor contaminación (figura 3).

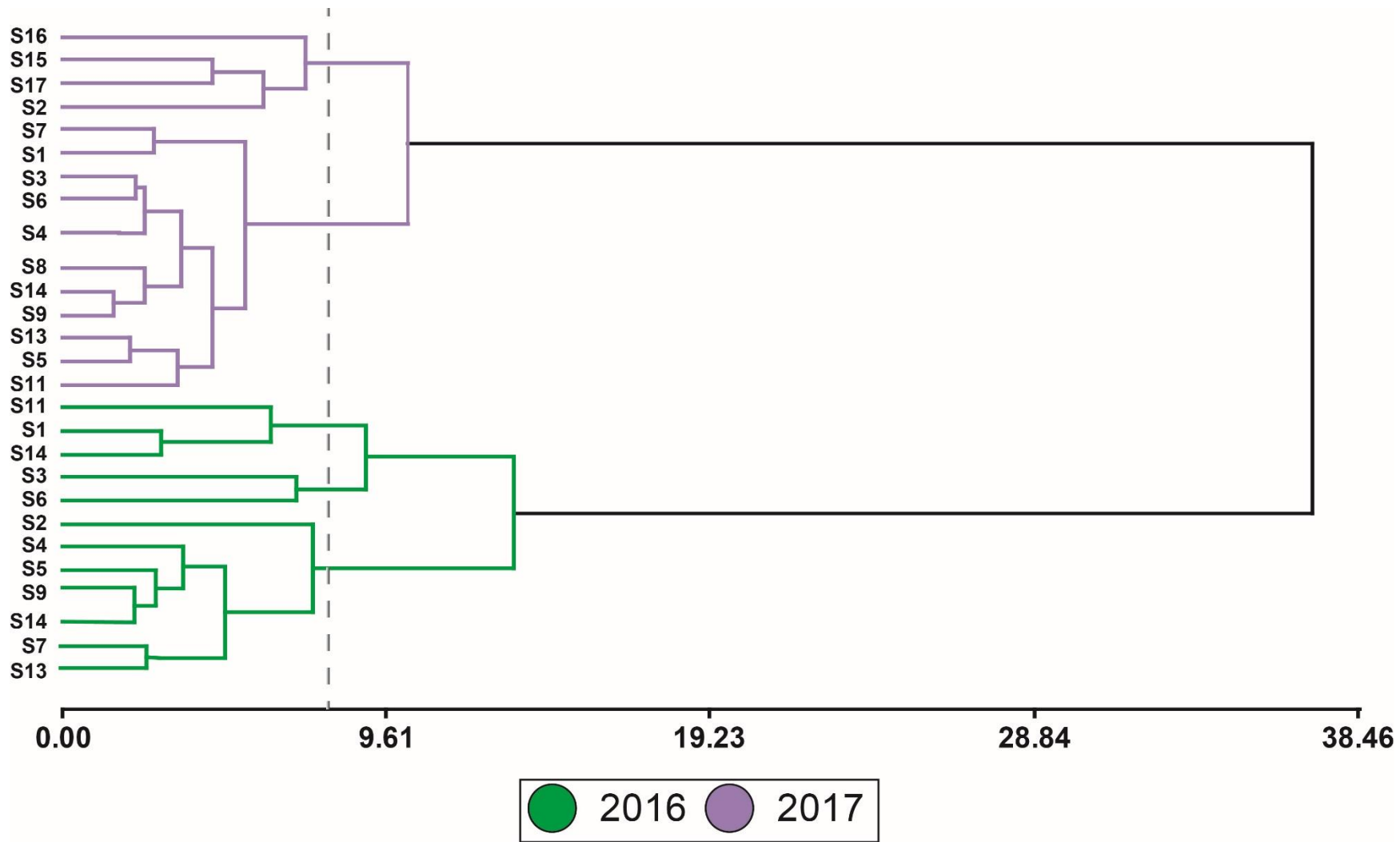


Figura 3. Dendrograma que muestra la agrupación de los parámetros físicos y químicos del agua analizados en la presa de Atlangatepec durante los períodos de estudio. Las líneas representan el nivel de similitud de un punto a otro.

Se realizó un análisis de componentes principales (ACP), donde los componentes CP1, CP2 y CP3 explicaron el 64.6 % de la varianza (cuadro 3) y en el que se identificó que los parámetros físicos y químicos que están relacionados entre sí dentro de la presa para este estudio son: TUR, COL, ST, SST, DBO₅, N_o y N_T en el primer componente, T y OD en el segundo componente, mientras que el pH y N-NH₃ en el tercer componente.

Cuadro 6. Matriz de componentes principales.

Variables	CP1	CP2	CP3
pH	-0.15	-0.41	0.66
T	-0.2	0.83	0.06
TUR	0.95	-0.04	-0.16
COL	0.95	-0.01	0.04
ST	0.95	0.02	0.07
SST	0.82	-0.25	-0.26
OD	-0.01	-0.62	0.45
DBO ₅	0.77	0.35	0.13
N-NH ₃	0.34	-0.38	0.54
N _o	0.84	-0.13	-0.33
N _T	0.87	-0.23	-0.17
% de varianza			
acumulado	40.1	54	64.6

En la figura 4 (ACP Biplot) se presenta el gráfico obtenido a partir del análisis del ACP; donde se puede observar el agrupamiento de los puntos de muestreo y los parámetros que están correlacionados con la fecha de muestreo. En el periodo de 2016 los puntos localizados cerca de asentamientos urbanos (compuerta, aeropuerto, pipas y San Luis), están influenciados por parámetros relacionados al color, turbiedad, ST, SST, nitrógeno orgánico y total; mientras que los puntos que se encuentran en el centro de la presa, están más influenciados por las concentraciones de SDT, DQO y DBO₅. Para el muestreo realizado en 2017 se puede observar que los puntos son más homogéneos ya que solo se forma un

grupo, siendo los parámetros que tienen una mayor correlación sobre los puntos de muestreo los SAAM's (detergentes) y el N-NO₃.

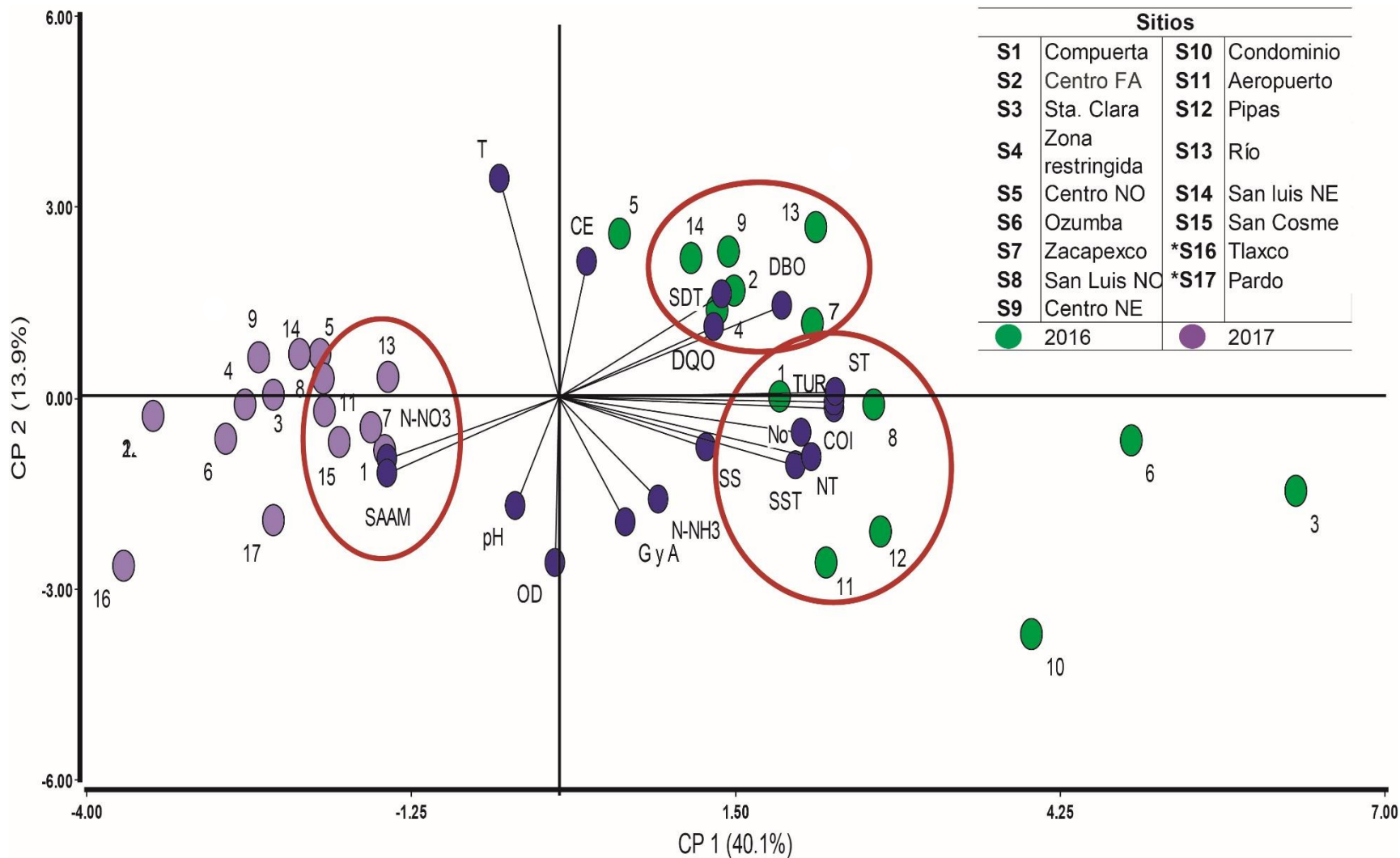


Figura 4. Análisis de componentes principales Biplot de los parámetros físicos y químicos del agua por punto y periodo de muestreo de la presa de Atlangatepec. Los valores porcentuales de cada eje indican la proporción de la variación total

7.2. Índice de calidad del agua

Se evaluó el índice de calidad del agua propuesto por el ministerio de medio ambiente canadiense (CCME; IWQGb, 2001), para conocer el grado de contaminación que presenta la presa de Atlangatepec, tomando como referencia los LMP establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2000) y los CE-CCA-001/89 (DOF, 1989).

En la figura 5 se muestra los valores del índice de calidad del agua para el periodo de 2016 y 2017, mismos que se pueden clasificar como “pobres” de acuerdo a lo propuesto por la WQI-CCME. De igual manera, se observó que la calidad del agua de la presa de Atlangatepec en diciembre de 2016 fue relativamente más baja en comparación al periodo de 2017.

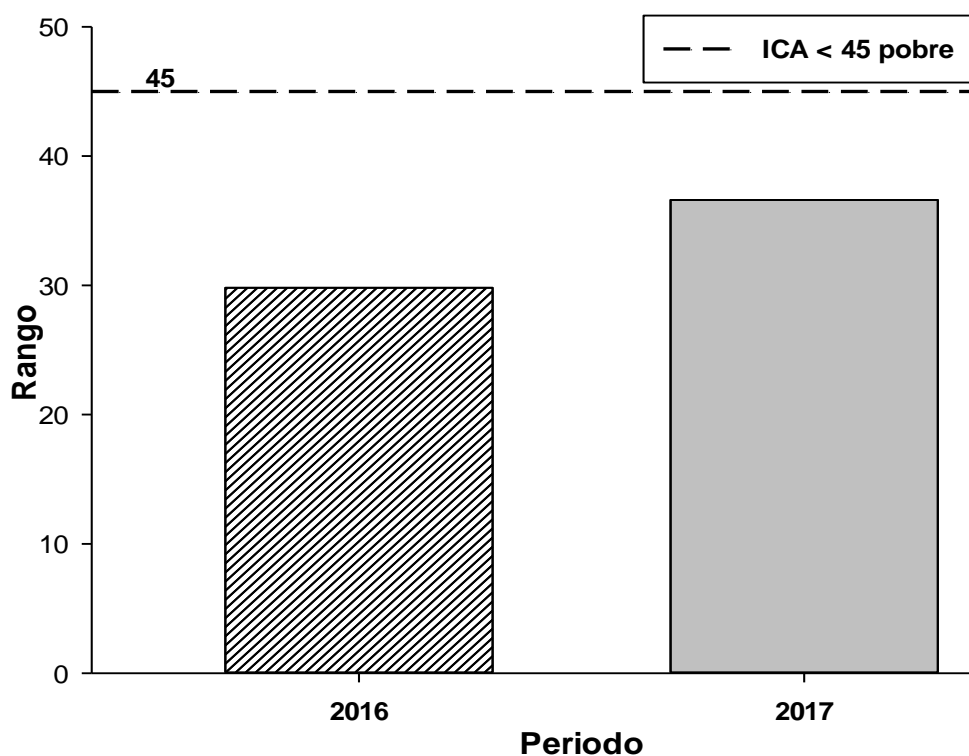


Figura 5. Valor del Índice de Calidad del Agua (ICA) de la presa de Atlangatepec de 2016 y 2017.

También se realizó el índice de calidad del agua para cada uno de los puntos de muestreo (figura 6), donde se observó que en el periodo de 2016 los puntos muestreados presentaron un índice por debajo de 30, a excepción de Centro FA, Zacapexco, San Luis NE y Río Unión; contrario a lo que se observó en el 2017, donde cuatro puntos, Compuerta, Zacapexco, San Luis NE y San Cosme, se encontraron por arriba del rango de 45, valor que indica una calidad de agua marginal (IWQGb,2001).

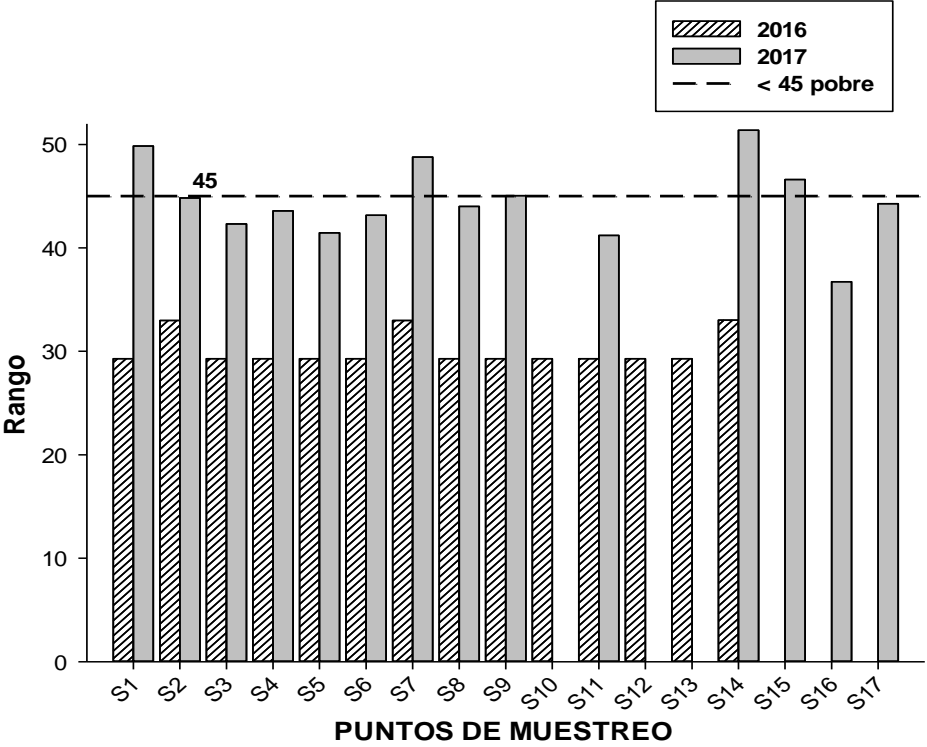


Figura 6. Índice de Calidad del agua para cada punto de estudio en ambos periodos de muestreo en la presa de Atlangatepec, Tlaxcala.

7.3. Índice de eutrofización

En la figura 7 se observan los resultados obtenidos del índice de estado trófico (IET) entre los puntos de estudio. Para el primer periodo de muestreo (2016) se nota una relativa homogeneidad entre los valores encontrados y se observa que los puntos Compuerta, San Luis, San Luis NE y Aeropuerto, tuvieron un valor de 92, y Carlson (1988) los clasifica como hipertróficos. Los valores que se obtuvieron en el muestreo de 2017 presentaron mayor variabilidad; Tlaxco fue el punto con el valor más alto del IET (88), mientras que el valor más bajo fue de 78 (Zacapexco), resultados que se clasifican como eutróficos.

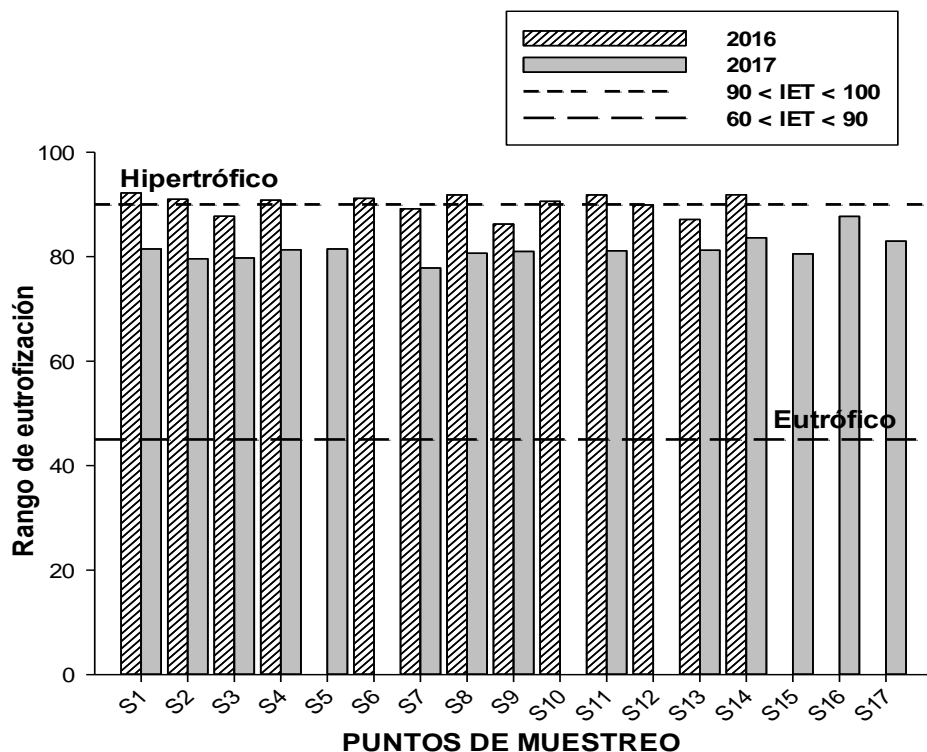


Figura 7. Grado de eutrofización de los puntos muestreados en 2016 y 2017 en la presa de Atlangatepec.

En el cuadro 7 se presentan los valores del IET obtenidos con el DS, Pr, y con las Clorf-a, notándose que el fósforo influyó en mayor medida sobre el estado de eutrofización que presentó la presa de Atlangatepec, ya que los valores de los puntos oscilaron entre 164-174 y 141-160 para 2016 y 2017 respectivamente.

Cuadro 7. Valores del índice de estado trófico (IET) obtenidos a partir de la transparencia (DS), del fósforo reactivo (P) y de la concentración de clorofila-a (Clorf-a), por punto en los dos periodos de muestreo.

	Muestreo 2016				Muestreo 2017			
	IET _{Ds}	IET _{Pr}	IET _{clor-a}	IET	IET _{Ds}	IET _P	IET _{clor-a}	IET
S1	10 ^O	174 ^E	ND	92 ^H	13 ^O	150 ^E	< 0.04 ^O	81 ^E
S2	8 ^O	174 ^E	ND	91 ^H	12 ^O	148 ^E	< 0.04 ^O	80 ^E
S3	7 ^O	169 ^E	ND	88 ^E	12 ^O	148 ^E	< 0.04 ^O	80 ^E
S4	8 ^O	173 ^E	ND	91 ^H	13 ^O	150 ^E	< 0.04 ^O	81 ^E
S5	—	—	—	—	13 ^O	150 ^E	< 0.04 ^O	81 ^E
S6	10 ^O	172 ^E	ND	91 ^H	—	—	—	—
S7	10 ^O	168 ^E	ND	89 ^E	14 ^O	142 ^E	< 0.04 ^O	78 ^E
S8	8 ^O	175 ^E	ND	92 ^H	13 ^O	148 ^E	< 0.04 ^O	81 ^E
S9	5 ^O	167 ^E	ND	86 ^E	13 ^O	149 ^E	< 0.04 ^O	81 ^E
S10	10 ^O	171 ^E	ND	91 ^H	—	—	—	—
S11	8 ^O	175 ^E	ND	92 ^H	18 ^O	145 ^E	< 0.04 ^O	81 ^E
S12	8 ^O	171 ^E	ND	90 ^H	—	—	—	—
S13	10 ^O	164 ^E	ND	87 ^E	—	—	—	—
S14	10 ^O	173 ^E	ND	92 ^H	12 ^O	155 ^E	< 0.04 ^O	84 ^E
S15	—	—	—	—	20 ^O	141 ^E	< 0.04 ^O	81 ^E
S16	—	—	—	—	22 ^O	154 ^E	< 0.04 ^O	88 ^E
S17	—	—	—	—	22 ^O	144 ^E	< 0.04 ^O	83 ^E

IETDs= 64-8, Oligotrófico (O); 4-1, Mesotrófico (M); 0.5-0.12, Eutrófico (E); 0.06, Hipertrófico (H)

IETPr= 0.75-6, Oligotrófico (O); 12-48, Mesotrófico (M); 96-384, Eutrófico (E); 768, Hipertrófico (H)

IETClorf-a= 0.04-0.94, (Oligotrófico); 6-20, Mesotrófico (M); 356-427, Eutrófico (E); 1183, Hipertrófico (H); ND no determinada

IET= < 30, Oligotrófico (O); 30-60, Mesotrófico (M); 60-90, Eutrófico (E); 90-100, Hipertrófico (H)

7.4. Metales pesados en agua

En el cuadro 8 se muestran los valores medios para cada uno de los metales pesados en ambos periodos de muestreo. Se realizó un análisis de MANOVA a los resultados de metales analizados, se encontró que existe diferencia significativa entre periodos y puntos de muestreo, de acuerdo al estadístico de Wilks ($p < 0.001$). También se puede observar que para ambos periodos de estudio las concentraciones del Cd, Pb y Zn no sobrepasan los LMP establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996; en cuanto a los valores establecidos por la CWQG.(CCME, 1999) el Cr, Mn y Pb en ambos periodos sobrepasan los límites, mientras que el Cd y Zn en 2016 rebasan los valores de referencia. Para el caso de la normatividad holandesa (PSWA, RIZA 2002) solamente los valores de Cd y Zn en 2016 rebasan los LMP. En cuanto al Cr es el único metal que rebasa las normas mexicanas NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 1996), así como las internacionales PSWA (RIZA, 2002) y CWQG (CCME, 1999).

Cuadro 8. Valores de los metales pesados en agua superficial de la presa y valores establecidos por la normatividad mexicana (NOM-001), canadiense (CCME) y holandesa (PSWA).

	mg/L					
	Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn
2016						
\bar{x}	0.042a	2.632a	0.416a	< LD ¹	0.137a	0.817a
\pm	0.053	0.106	1.269		0.174	0.139
2017						
\bar{x}	0.002b	0.059b	0.100b	< LD ¹	0.060b	0.012b
\pm	0.000	0.054	0.050		0.084	0.006
NOM-001	0.2	1	--	4	0.4	20
CECA.	--	--	--	--	--	--
CWQG	0.02	0.02	0.05	0.03	0.05	0.03
PSWA	0.02	0.084	--	0.0063	0.22	0.4

¹ $< LD = .04$

Letras distintas por columna indican diferencias significativas en la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

NOM-001= Norma que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

CECA = Criterios ecológicos de calidad del agua para protección a la vida acuática (DOF, 1989).

IWQG = Canadian Council of Ministers of the Environmental (CCME 1999).

PSWA= Pollution of Surface Waters Act (RIZA, 2002).

Cuadro 9. Comparación de las concentraciones de MP en agua entre los puntos de muestreo de 2016 (izquierda) y 2017 (derecha).

2016		mg/L						2017	mg/L					
		Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn		Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn
S1	\bar{x}	< LD	2.613	0.053	< LD	< LD	0.789	S1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.007	0.003			0.001							
S2	\bar{x}	< LD	2.609	0.153	< LD	< LD	0.784	S2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.001	0.097			0.004							
S3	\bar{x}	< LD	2.598	0.248	< LD	< LD	0.783	S3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.009	0.002			0.005							
S4	\bar{x}	< LD	2.603	0.067	< LD	< LD	0.783	S4	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.004	0.003			0.006							
S5	\bar{x}	< LD	2.603	0.052	< LD	0.041	0.790	S5	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.005	0.001		0.016	0.002							
S6	\bar{x}	< LD	2.599	0.111	< LD	0.040	0.787	S6	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.009	0.001		0.003	0.000							
S7	\bar{x}	< LD	2.599	0.056	< LD	< LD	0.782	S7	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.009	0.000			0.006							
S8	\bar{x}	< LD	2.599	3.785	< LD	< LD	0.781	S8	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.009	1.215			0.005							
S9	\bar{x}	< LD	3.035	0.062	< LD	0.047	0.786	S9	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.020	0.000		0.005	0.000							
S10	\bar{x}	< LD	2.609	0.094	< LD	< LD	1.273	S11	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.002	0.004			0.045							
S11	\bar{x}	0.114	2.598	0.073	< LD	< LD	0.770	S13	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm	0.005	0.009	0.001			0.000							
S12	\bar{x}	0.110	2.604	0.108	< LD	< LD	0.770	S14	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm	0.002	0.005	0.001			0.005							
S13	\bar{x}	0.112	2.603	0.093	< LD	< LD	0.770	S15	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm	0.001	0.004	0.001			0.001							
S14	\bar{x}	< LD	2.649	0.059	< LD	0.042	0.775	S16	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	\pm		0.041	0.003		0.012	0.000							
NOM-001		0.2	1	—	4	0.4	20	NOM-001	0.2	1	—	4	0.4	20
CE-CCA.		0.005	0.005	—	—	0.001	—	CECA.	0.005	0.005	—	—	0.001	—
CWQG		0.02	0.02	0.05	0.03	0.05	0.03	CWQG	0.02	0.02	0.05	0.03	0.05	0.03
PSWA		0.02	0.084	—	0.0063	0.22	0.4	PSWA	0.02	0.084	—	0.0063	0.22	0.4

2016: Cd (0.11); Ni (0.09); Pb (0.04); Cd (0.40);

2017: Cr (0.039); Mn (0.20); Ni (0.40); Pb (0.40); Zn (0.50).

En el cuadro 9 se presentan las concentraciones de los metales pesados (MP) en agua de la presa de Atlangatepec, cabe mencionar que para el periodo de 2016 el Ni en todos los puntos de muestreo está por debajo del límite de detección (LD = 0.09 mg/L), mientras que para otoño de 2017 se observó una disminución drástica en los valores obtenidos, ya que todos metales se encuentran por debajo de límite de detección (< LD Cr 0.039 mg/L; Mn 0.20 mg/L; Ni 0.40 mg/L; Pb 0.40 mg/L; Zn 0.50 mg/L). Respecto al muestreo de 2016 se observó que los puntos Aeropuerto (0.114 mg/L), Río (0.110 mg/L) y Pipas (0.113 mg/L), presentaron los valores; concentraciones que rebasan los límites máximos permisibles para uso acuícola (CE-CCA-001/89; DOF, 1989), y para aguas superficiales (PSWA; RIZA, 2002) y de protección de vida acuática (CWQG; CCME, 1999).

En cuanto a las concentraciones de Cr se observó una relativa homogeneidad en los valores obtenidos. La concentración más alta fue de 3.04 mg/L, en el punto Centro NE, mientras que los puntos Aeropuerto y Sta. Clara, presentaron la concentración más baja (cuadro 9). Los valores obtenidos rebasaron por más del doble los límites establecidos por las normas nacionales (NOM-001, 1mg/L; CECA para el cultivo de carpa, 0.005 mg/L); así como, de las normas internacionales, para agua superficial PSWA (RIZA, 2002) y protección de vida acuática CWQG (CCME, 1999). Los resultados de Mn (cuadro 9) muestran una alta heterogeneidad en los valores obtenidos para otoño de 2016, donde, San Luis fue el punto que presentó la concentración máxima (3.78 mg/L), la cual rebasan hasta 75 veces, el valor de referencia (0.05 mg/L) establecido por la CWQG, (CCME, 1999).

Para el caso del Pb solamente se obtuvieron concentraciones en los puntos Centro NO, Ozumba; Centro NE y San Luis NE, resultados que rebasan los LMP (0.01 mg/L) para cría de carpa (CE-CCA-001/89; DOF, 1989). Las concentraciones de Zn del primer muestreo se mantuvieron relativamente constantes, en la mayoría de los puntos de estudio, a excepción del Condominio se registró un valor de 1.27 mg/L (cuadro 9), concentración que rebasa hasta 31 veces, los LMP propuestos por la

PSWA (0.04 mg/L) para agua superficiales y del CWQG (0.03 mg/L) para protección de vida acuática.

Se realizó un análisis de componentes principales (ACP), en el cual se encontraron tres componentes que explicaron el 78 % de la varianza (cuadro 10). En el primero el Cr y Zn determinan la variación en el segundo lo hace el Mn y en el tercero son el Cd y Ni.

Cuadro 10. Matriz de los valores del ACP de MP en agua

Variables	CP1	CP2	CP3
Cd	0.37	-0.14	0.65
Cr	0.58	-0.02	-0.25
Mn	0.14	0.86	-0.22
Ni	-0.31	-0.21	-0.52
Pb	0.27	-0.43	-0.36
Zn	0.58	-0.02	-0.24
% de varianza acumulada	43	61	78

En la figura 6 se presenta el gráfico obtenido a partir del análisis del ACP; donde se puede observar que en el periodo de 2016 los puntos localizados cerca de asentamientos urbanos (Sta. Clara, San Luis NE y Río), están influenciados por el Cd; mientras que las concentraciones del Cr y Zn influyen en los puntos que se encuentran en el centro de la presa y a la salida de ésta (Fuerte Apache, Centro presa, Centro presa NO y Aeropuerto). En el muestreo de 2017 se observa una mayor homogeneidad en los puntos de estudio, los cuales están influenciados principalmente por el Ni.

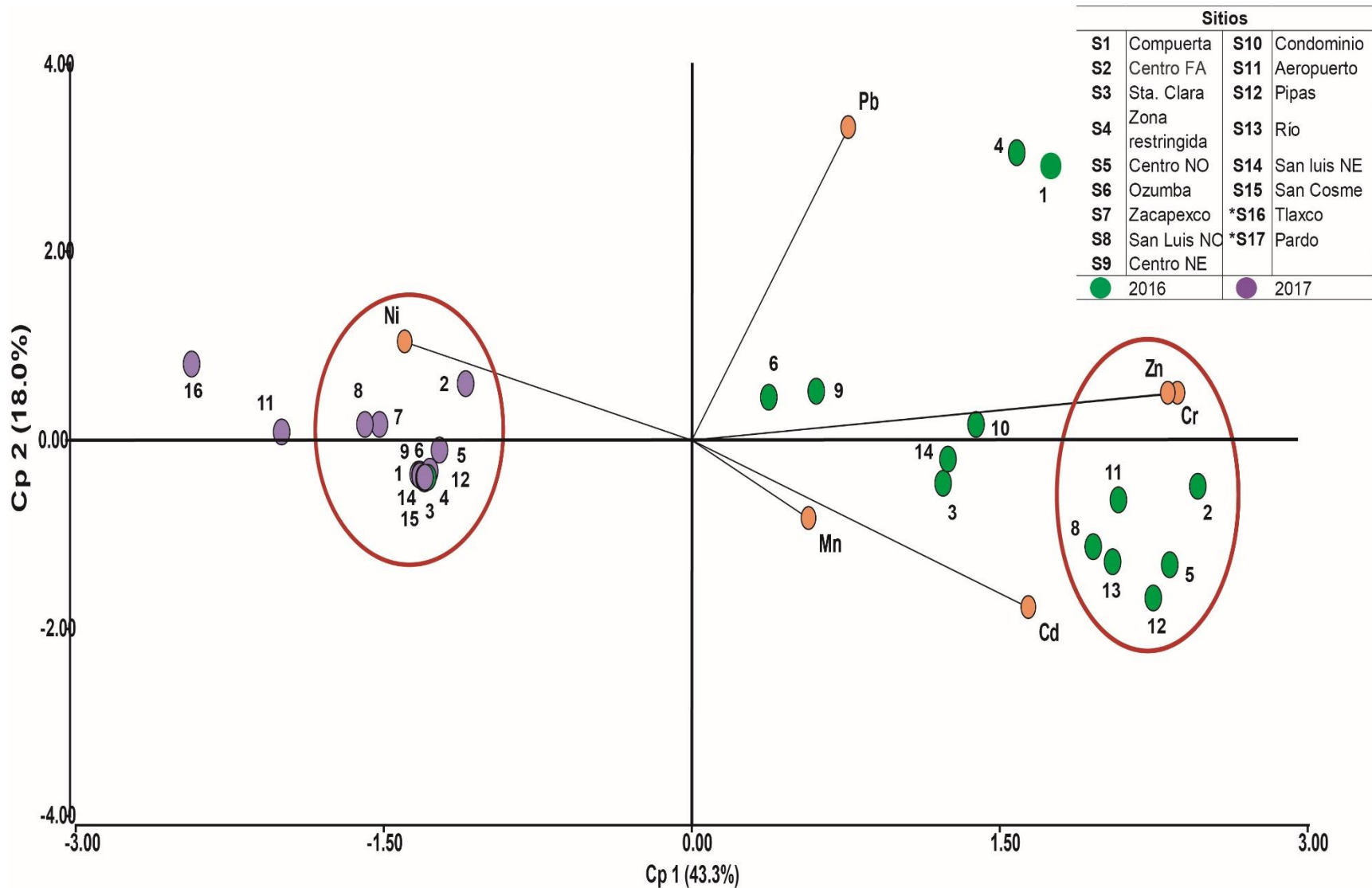


Figura 8. Análisis de componentes principales de los metales pesados del agua por punto y periodo de muestreo de la presa de Atlangatepec. Los valores porcentuales de cada eje indican la proporción de la variación total.

7.5. Parámetros físicos y químicos del sedimento

Se realizó un MANOVA, el cual indicó que existe diferencia significativa entre los periodos y puntos de muestreo (Wilks = $p < 0.001$), sin embargo, no indica los parámetros que presentan esta diferencia, por lo que se llevó a cabo un análisis de comparación de Tukey, con el propósito de observar que parámetros presenta mayor variación entre los periodos (cuadro 11), donde se observa que todos los parámetros presentan diferencia significativa.

Cuadro 11. Valores medios de los parámetros físicos y químicos del sedimento para ambos periodos de estudio (2016 y 2017).

Estadístico	dS/m		%			
	CE	pH	MO	Arena	Arcilla	Limo
2016 \bar{x}	0.09 ^a	6.72 ^a	3.47 ^a	44.20 ^a	20.65 ^a	35.16 ^a
\pm	0.05	0.21	2.11	16.17	11.88	11.44
2017 \bar{x}	0.07 ^b	7.10 ^b	3.70 ^b	43.58 ^b	19.41 ^b	37.01 ^b
SD \pm	0.03	0.45	1.54	17.54	11.73	15.12
ISQG	2	6 - 8	----	----	----	----
García-Nieto <i>et al.</i> (2011)	2	7.52	1.35	----	----	----
Herrera <i>et al.</i> (2013)	----	----	2.71	84.1	12.9	3.0

Letras en distintas por columna indican diferencia significativa ($P < 0.05$).

Para el caso de la conductividad eléctrica (CE) y del pH se observó que en ambos periodos de estudio los valores se encuentran dentro de los rangos establecidos por la normatividad canadiense para protección de vida acuática (ISQG, CCME 2001). Respecto al contenido de materia orgánica (MO) y el tamaño de partícula (textura) de los sedimentos se observó que para el otoño de 2017 aumentó el porcentaje de MO y de limo.

Asimismo, se presentan los valores medios para cada uno de los puntos de muestreo del 2016 y 2017 en los cuadros 12 y 13 respectivamente.

Cuadro 12. Comparación de las variables físicas y químicas del agua de otoño de 2016 y los establecidos por la norma canadiense (ISQG, CCME 2001).

2016		CE	pH	MO	Arena	Arcilla	Limo	Clase Textural
		dS/m		%		%		
S1	\bar{x}	0.086	6.610	3.765	31.31	41.18	27.51	arcilla
	SD	0.003	0.03	0.538				
S2	\bar{x}	0.052	6.845	2.657	13.53	38.96	47.51	arcillo-limoso
	SD	0.002	0.005	0.529				
S3	\bar{x}	0.114	6.315	3.217	57.20	17.18	25.61	franco-arenoso
	SD	0.004	0.045	0				
S4	\bar{x}	0.205	7.090	4.285	39.20	25.37	35.43	franco
	SD	0.026	0.01	1.068				
S6	\bar{x}	0.043	6.525	2.177	53.04	22.36	24.59	franco-arcillo-arenoso
	SD	0.004	0.035	1.087				
S7	\bar{x}	0.056	6.910	3.824	47.64	22.04	30.32	franco
	SD	0.002	0.01	0.549				
S8	\bar{x}	0.133	6.640	9.121	33.90	21.38	44.71	franco
	SD	0.001	0.02	0.544				
S10	\bar{x}	0.082	6.705	2.178	37.53	4.31	58.16	franco-limoso
	SD	0.008	0.095	0.002				
S11	\bar{x}	0.118	6.700	3.720	39.64	17.99	42.37	franco
	SD	0.006	0.06	0.528				
S12	\bar{x}	0.040	6.745	1.089	61.64	12.04	26.32	franco-arenos
	SD	0.001	0.025	0.001				
S13	\bar{x}	0.092	6.87	2.177	71.53	4.31	24.16	franco-arenoso
	SD	0.001	0.090	1.087				
ISQG	2	6 - 8	---	---	---	---	---	

Cuadro 13. Comparación de las variables físicas y químicas del agua de otoño de 2017 y los establecidos por la norma canadiense (ISQG, CCME 2001).

2017		CE	pH	MO	Arena	Arcilla	Limo	Clase Textural
		dS/m		%		%		
S1	\bar{x}	0.06	7.63	4.80	38.248	21.656	40.096	franco
	SD	0.01	0.05	0.54				
S2	\bar{x}	0.06	7.03	2.70	18.2	27.944	53.856	franco-limo-arcilloso
	SD	0	0.1	0.54				
S3	\bar{x}	0.03	7.68	2.70	48.2	15.32	36.48	franco
	SD	0	0.04	0.54				
S6	\bar{x}	0.08	7.34	7.45a	56.584	13.272	30.144	franco-arenoso
	SD	0	0.37	0				
S7	\bar{x}	0.07	6.13	3.75	28.152	27.56	44.288	franco
	SD	0	0.03	0.55				
S8	\bar{x}	0.11	7.00	4.28	36.104	23.464	40.432	franco
	SD	0.01	0.02	1.08				
S10	\bar{x}	0.07e	7.48	3.77	42.152	49.848	8	arcilla
	SD	0	0.1	0.54				
S13	\bar{x}	0.06	6.79	4.83	49.366	9.242	41.392	franco
	SD	0	0.02	0.53				
S15	\bar{x}	0.10	7.43	1.60	80.152	3.896	15.952	arena-franca
	SD	0.01	0.01	0.53				
S16	\bar{x}	0.05	6.75	3.18	28.152	11.752	60.096	franco-limoso
	SD	0.02	0.04	1.07				
S17	\bar{x}	0.03	7.49	3.21	71.15	9.426	19.424	franco-arenoso
	SD	0	0.02	0.01				
ISQG	2	6 - 8	---	---	---	---	---	

De acuerdo con los valores obtenidos de CE para cada uno de los puntos muestreados, se puede observar una gran heterogeneidad para todos los casos. En 2016 el valor más alto para este parámetro se presentó en el punto de Zona Restringida (0.21 dS/m), mientras que el más bajo fue de 0.04 dS/m para el punto de Pipas (cuadro 12). Las concentraciones obtenidas para el muestreo de 2017, oscilan entre un mínimo de 0.03 dS/m Pardo y Sta. Clara (cuadro 13) y un máximo de 0.16 dS/m (Río) de acuerdo a los límites establecidos por la normatividad Canadiense (ISQG, CCCME 2001). Los valores de pH son relativamente homogéneos en ambos periodos de estudio. En 2016 los valores de pH presentaron un mínimo de 6.2 y un máximo de 7.0, que corresponden a los puntos de Sta. Clara y Zona restringida respectivamente (cuadro 12). En cuanto al muestreo de 2017 los puntos de Sta. Clara y Zacapexco presentaron un pH de 7.7 y 6.1 respectivamente (cuadro 13), los cuales se encuentran dentro del rango de pH de 6 a 8, que indica la normatividad Canadiense (ISQG, CCME 2001).

Respecto al porcentaje de MO presente en los sedimentos se observa gran heterogeneidad entre puntos y periodos estudiados. Los valores de MO en el muestreo de 2016, oscilaron entre 1.09 y 9.12 %, los cuales se encontraron en los puntos de Pipas y San Luis, respectivamente (cuadro 12). Para 2017 un valor máximo de 7.45 se registró en el punto de Ozumba, mientras que el porcentaje más bajo de 1.07 % se encontró en San Cosme (cuadro 13). Cabe mencionar que este parámetro no está regulado a nivel nacional o internacional, no obstante, en el estudio realizado por García-Nieto *et al.*, (2011) en un punto de la presa de Atlangatepec reportaron un valor inferior al del presente estudio; mientras que Herrera *et al.*, (2003) obtuvieron, para un lago tropical en Colombia, concentraciones similares a las de esta investigación.

La textura es un parámetro que no se encuentra normado nacional o internacionalmente. Se puede observar los porcentajes de partículas para el periodo de 2016; la mayor cantidad de arena se presenta en el punto del río con el 71 %, mientras que el porcentaje mínimo (13.5) se registró en la Isla. Los valores del contenido de arcilla oscilaron entre 4.3 y 41.1 % para los puntos de Condominio

y Compuerta, para el caso del limo, un valor mínimo (24.1 %) se obtuvo en el Río, mientras que el porcentaje máximo fue de 58.1 % en los Condominio (cuadro 12). Para el caso del porcentaje de partículas para otoño de 2017, los contenidos más altos de arena, arcilla y limo, se encontraron en los puntos de San Cosme (80.1 %), Condominio (49.8 %) y Tlaxco (60.1 %) respectivamente, mientras que los valores mínimos para arena, arcilla y limo fueron de 18.2 % en la Compuerta, 3.9 % en San Cosme y 8 % en Condominio respectivamente (cuadro 12).

En la figura 9 se presenta la clase textural a la que pertenece el sedimento de cada punto de estudio. Se observa que, para el muestreo de 2016 las clases texturales que predominaron en los puntos de estudio son la franca y la franco-arenosa, con un 36 y 27 % respectivamente. Los valores obtenidos en 2017, clasifican la textura del 46 % de los puntos como franca, seguida de la franco-arenosa y franca-limosa con 15 % de los puntos cada uno. Estas porciones les confieren a los sedimentos mayor homogeneidad para este periodo de muestreo.

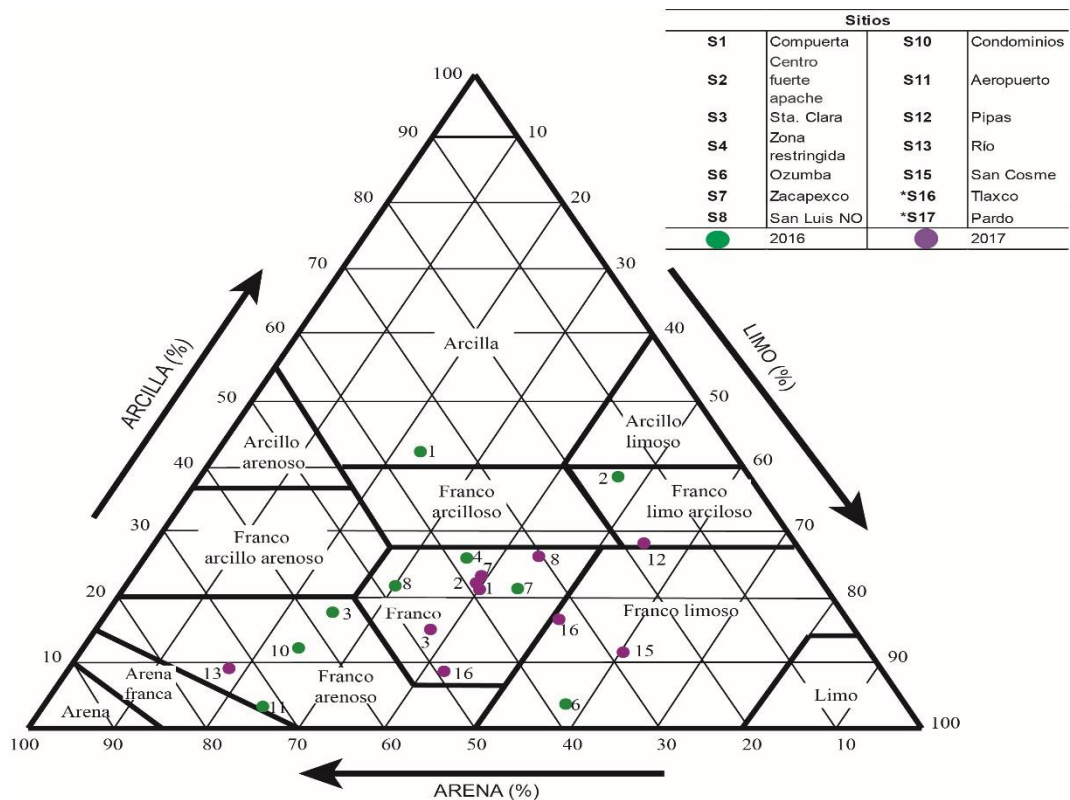


Figura 9. Clase textural de los puntos de estudio en ambos periodos de muestreo de la presa de Atlangatepec, Tlaxcala.

Se realizó un análisis de componentes principales (ACP), el cual arrojó una matriz de 2 componentes que se observa en el cuadro 14 (CP1 y CP2), los cuales explicaron el 91 % de la varianza, en el cual se identificó que los parámetros físicos y químicos que determinan la mayor influencia sobre los sedimentos son el pH y la MO en el primer componente, y la CE en el segundo componente.

Cuadro 14. Matriz de componentes principales de los parámetros FQ del sedimento

Variables	CP 1	CP 2
MO	-0.85	0.41
CE	0.37	0.92
pH	0.93	0.01
% de varianza Acumulada	57	91

En la figura 10 se observa la agrupación de los puntos de muestreo de acuerdo al periodo de estudio. Se encontró que, para el muestreo de 2016, el pH fue el parámetro que tuvo la mayor influencia en los sedimentos, mientras que en el muestreo de 2017 la materia orgánica fue la variable más relevante en el cuerpo acuático.

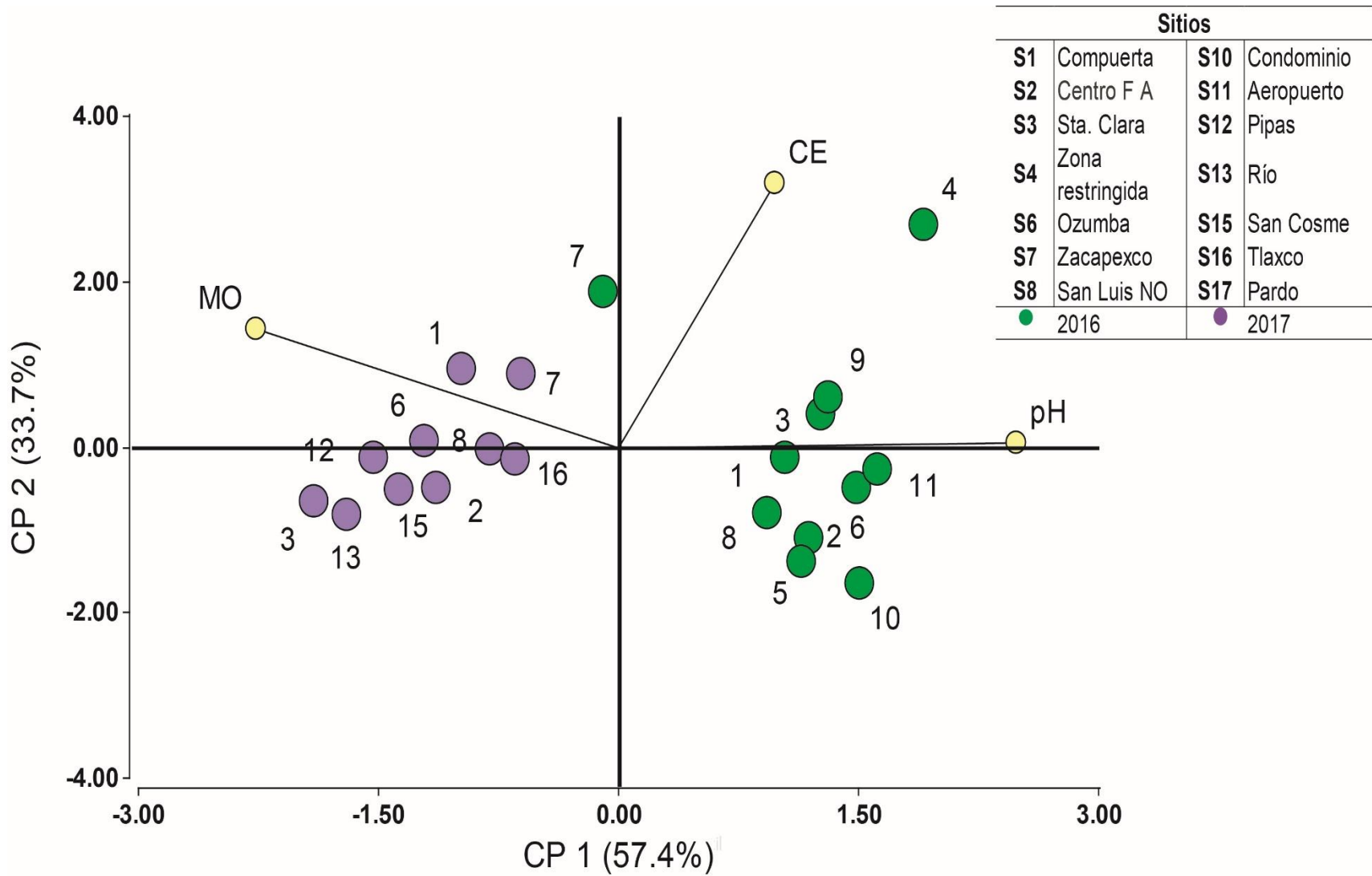


Figura 10. Análisis de componentes principales de los parámetros físicos y químicos del sedimento por punto y periodo de muestreo de la presa de Atlangatepec. Los valores porcentuales de cada eje indican la proporción de la variación.

7.6. Metales pesados en sedimento

En el cuadro 15 se presentan los valores medios obtenidos en ambos periodos de muestreo y de acuerdo a la normatividad internacional las concentraciones de los metales no rebasaron el valor de referencia, a excepción del Cr que está muy cercano a las concentraciones máximas establecidas por la ISQG (CCME, 2001). Además se realizó un análisis multivariado de varianza, el cual mostró que existe diferencias entre sí (Wilks = $P < 0.0001$). La prueba de Tukey, indicó que existen diferencias entre los periodos de muestreo para el Cr, Pb y Zn (cuadro 15).

Cuadro 15. Comparación de las concentraciones de metales pesados en sedimentos, de los periodos de muestreo de la presa de Atlangatepec.

	mg/L					
	Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn
2016						
\bar{x}	0.568	3.811a	165.771a	15.460a	10.221a	16.328a
\pm	0.225	5.565	101.251	8.087	7.958	10.079
2017						
\bar{x}	< LD	19.32b	184.224a	18.302a	3.578b	37.165b
\pm	< LD	4.73	86.563	8.677	3.920	14.403
ISQG	3.5	8.87	-----	-----	91.3	315
PSWA	12	380	-----	44	530	620

Letras distintas por columna indican diferencias significativas en la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

ISQG = Canadian Council of Ministers of the Environmental (CCME, 2001).

PSWA= Pollution of Surface Waters Act (RIZA, 2002).

De manera general se observó que en el 2016 el punto de muestreo con mayor concentración de Cd (0.91 mg/kg), Cr 15.21 (mg/kg) y Pb (18.32 mg/kg) fue Ozumba (cuadro 16), mientras que en el punto de la Compuerta se encontraron los valores más altos de Mn (316 .67 mg/kg), Ni (27.41 mg/kg) y Zn (38.03 mg/kg). Por otra parte, las concentraciones de metales registradas en 2017 indicaron que, el punto con mayor concentración de Pb (14.98 mg/kg) y Zn (72.44 mg/kg) es el Río, mientras que en Zacapexco se obtuvieron los valores más altos de Ni (30.74 mg/kg), en Condominio registró una concentración de 25.97 mg/kg de Cr y en Tlaxco se encontraron 312.23 mg/kg de Mn (cuadro17).

Cuadro 16. Comparación de las concentraciones de metales pesados en sedimentos de los puntos de muestreo de 2016.

2016	mg/kg						
		Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn
S1	\bar{x}	0.858	5.993	316.679	27.414	18.015	38.032
	\pm	0.142	0.995	6.116	2.687	0.035	16.267
S2	\bar{x}	0.699	0.378	283.092	20.520	3.391	17.502
	\pm	0.083	0.002	11.711	0.801	2.991	0.591
S3	\bar{x}	0.568	2.242	149.641	13.314	17.26	8.540
	\pm	0.518	1.928	0.902	0.703	2.9	6.712
S4	\bar{x}	0.614	0.379	203.711	19.868	0.398	18.807
	\pm	0.221	0.001	0.263	1.022	0.002	1.398
S6	\bar{x}	0.911	15.251	310.403	22.126	18.324	13.840
	\pm	0.844	5.084	1.516	0.761	1.723	5.831
S10	\bar{x}	0.384	0.380	78.775	8.045	13.974	12.093
	\pm	0.067	0.001	1.005	1.367	5.738	0.029
S8	\bar{x}	0.458	0.379	139.908	5.971	0.390	15.184
	\pm	0.015	0.002	4.015	0.712	0.01	0.72
S7	\bar{x}	0.381	2.406	88.335	14.824	0.393	12.390
	\pm	0.083	1.743	0.175	0.8	0.007	0.267
S11	\bar{x}	0.468	13.755	161.721	25.104	17.816	31.232
	\pm	0.205	5.079	3.082	2.801	17.483	0.286
S12	\bar{x}	0.165	0.376	34.757	3.636	6.376	5.950c
	\pm	0.152	0.007	0.624	0.004	0.076	0.865
S13	\bar{x}	0.747	0.377	56.463	9.239	16.094	6.038
	\pm	0.119	0.002	0.157	0.671	5.365	0.26
ISQG		3.5	8.87	-----	-----	91.3	315
PSWA		12	380	-----	44	530	620

ISQG = Canadian Council of Ministers of the Environmental (CCME, 2001).

PSWA= Pollution of Surface Waters Act (RIZA, 2002).

De acuerdo a los valores establecidos por las normas PSWA (RIZA, 2002) y la ISQG (CCME, 2001), ningún punto en ambos periodos rebasa los límites máximos permisibles, a excepción del Cr que se encuentra arriba de los LMP protección de vida acuática 8.87mg/kg de la ISQG (CCME, 2001).

Cuadro 17. Comparación de las concentraciones de metales pesados en sedimentos de los puntos de muestreo de 2017.

2017	mg/kg						
		Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn
S1	\bar{x}	< LD	10.989	110.015	15.235	1.748	19.606
	\pm		0.755	0.43	0.492	0.499	1.383
S2	\bar{x}	< LD	21.522	239.862	11.195	1.743	26.011
	\pm		0.336	0.667	0.976	0.501	5.395
S3	\bar{x}	< LD	23.090	246.879	5.741	2.247	21.219
	\pm		0.613	0.376	0.746	0.249	2.008
S4	\bar{x}	< LD	11.242	209.848	10.617	1.124	30.976
	\pm		0.508	7.652	0.617	0.374	0.976
S6	\bar{x}	< LD	15.871	99.600	28.368	2.874	43.365
	\pm		0.629	0.85	0.868	0.374	3.135
S7	\bar{x}	< LD	25.144	184.093	30.745	1.058	38.583
	\pm		1.027	0.354	0.91	0.061	2.69
S8	\bar{x}		21.870	141.589	19.746	2.624	34.499
	\pm	< LD	0.652	0.698	0.525	0.372	6.042
S10	\bar{x}	< LD	25.975	259.870	23.476	1.124	30.104
	\pm		1.025	4.88	0.976	0.376	9.396
S11	\bar{x}	< LD	19.111	166.126	24.981	14.989	72.445
	\pm		0.879	0.541	1.992	0.496	3.979
S13	\bar{x}	< LD	19.120	142.340	5.999	1.375	31.113
	\pm		0.361	0.732	0.504	0.126	6.1
S15	\bar{x}	< LD	21.984	282.413	28.603	5.871	55.958
	\pm		0.505	0.445	0.368	0.373	1.013
S16	\bar{x}	< LD	15.980	312.232	20.724	7.364	42.797
	\pm		0.222	1.327	0.036	0.861	13.783
S17	\bar{x}	< LD	< LD	0.042	12.494	2.373	36.472
	\pm			0.002	0.019	0.371	6.692
ISQG		3.5	8.87	-----	-----	91.3	315
PSWA		12	380	-----	44	530	620

ISQG = Canadian Council of Ministers of the Environmental (CCME, 2001).

PSWA= Pollution of Surface Waters Act (RIZA, 2002).

Se realizó un ACP, del cual se obtuvieron tres componentes que explicaron el 86 % de la varianza (cuadro 18). En el CP 1 los metales que presentan una mayor influencia sobre los puntos son el Zn y Cr, mientras que en el CP 2 fueron el Cd y el Pb y en el CP 3 el Mn.

Cuadro 18. Matriz de los valores del ACP de MP en sedimentos.

Variables	CP1	CP2	CP3
Cd	-0.39	0.53	0.17
Cr	0.52	0.02	0.26
Mn	0.28	0.5	0.64
Ni	0.38	0.43	-0.39
Pb	-0.24	0.53	-0.44
Zn	0.54	0.03	-0.37
% acumulado	45	74	86

En la figura 11 se puede observar que en el periodo de 2016 el Pb y el Cd se relacionaron estrechamente con los sitios Ozumba e Isla, mientras que en los puntos de Condominios, Tlaxco y Zacapexco la correlación más importante fue con el Cr y el Zn durante el segundo muestreo (2017).

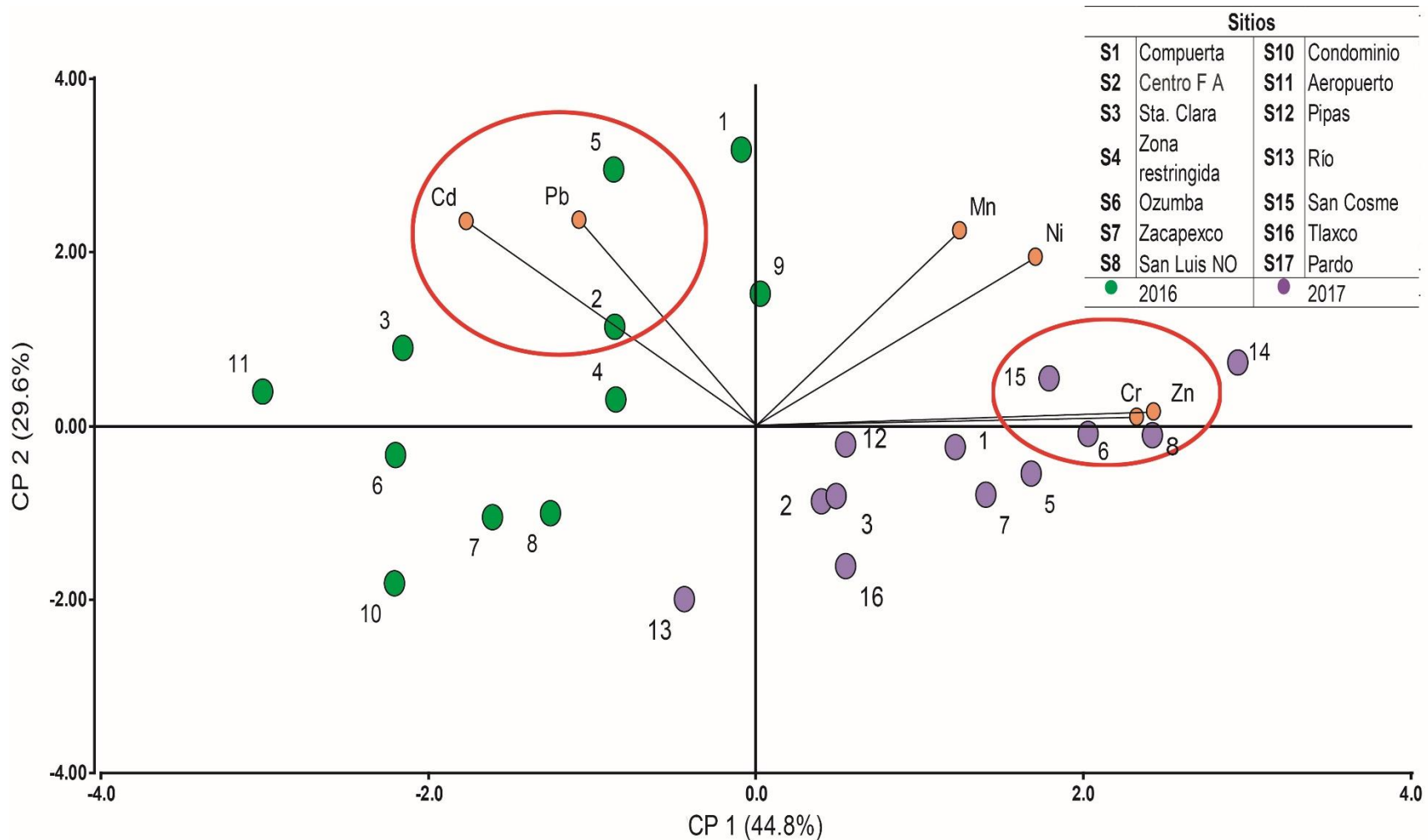


Figura 11. Análisis de componentes principales de los metales pesados del sedimento por punto y periodo de muestreo de la presa de Atlangatepec. Los valores porcentuales de cada eje indican la proporción de la variación total.

7.7. Calidad de los sedimentos

Índice de Geoacumulación

En 2016 los valores del Cr, Ni, Pb y Zn fueron de cero, mientras que para el Cd se encontró un valor máximo de 0.715 (Ozumba) y un mínimo de 0.033 en Sta. Clara (cuadro 19). Para 2017 los resultados obtenidos del I_{geo} para los metales analizados fueron de cero y de acuerdo a la clasificación de Loska *et al.* (1997), los sedimentos de ambos periodos no se encuentran contaminados. El I_{geo} del Mn no se calculó debido a que no se cuentan con valores de referencia (cuadro 20).

Factor de contaminación

El factor de contaminación indica la relación de abundancia de un metal de manera natural o debido a las actividades antrópicas. En el cuadro 19 se puede observar que los valores de Fc en 2016 para Cd oscilaron entre 4.1 en el punto Pipas y 22.8 en Ozumba, lo que va de considerable ($3 \leq Fc < 6$) a muy alta ($Fc > 6$), esto de acuerdo a la clasificación de Huang *et al.* (2013). En 2017 se observó una disminución significativa en los valores obtenidos (cuadro 20); así como una mayor heterogeneidad, ya que el punto Fuerte Apache presentó el valor más alto (9.34), mientras que en la Cortina se obtuvo un valor de 0.93, por lo que se clasifican con alta y baja contaminación, respectivamente (Huang *et al.*, 2013).

Para el caso del Cr, se observa que el $Fc > 6$, lo ubica como un punto con alta contaminación de antrópica (Huang *et al.*, 2013), en 2016 el valor mínimo fue de 9.2 (Isla), mientras que se registró un máximo de 372 en Ozumba. En 2017 se obtuvo para el punto Cortina un valor de 268.03, mientras que el punto de Condominios presentó el mayor valor (623.28). Los resultados para Mn en ambos periodos de muestreo presentaron un alto factor de contaminación antrópica. En 2016 se registraron valores entre 837.5 (Pipas) y 7630 (Compuerta); mientras que para 2017 el Fc osciló entre 2400 y 7523.67, valores que corresponden a los puntos de Ozumba y Tlaxco, respectivamente.

En 2016 se observaron valores muy heterogéneos para el factor de contaminación del Ni, que van de contaminación baja ($F_c = 0.3$) en el punto Pipas a moderada ($F_c = 2.2$), en el punto Compuerta (cuadro 19). Para 2017 los valores son relativamente más altos, ya que el valor mínimo se registró en Sta. Clara con 0.46 y el más alto se encontró en Zacapexco (2.46), de acuerdo a la clasificación empleada (Huang 2013), son sedimentos que presentan principios de contaminación por éste metal. Los valores del F_c que se obtuvieron para Pb en 2016 indican la presencia de contaminación antrópica en el 45 % de los puntos (Ozumba, 7.7; Compuerta, 7.6; Aeropuerto, 7.5; Sta. Clara, 7.3 y Río Z, 6.8), mientras que el resto de los puntos se clasifica con baja contaminación ($F_c < 1$). Los sedimentos del periodo de 2017, presentan un valor mínimo en Zacapexco (0.45) el cual se clasifica con baja contaminación, mientras que los valores de 6.32 presentes en el punto Río Unión están en el rango de contaminación alta (cuadros 19 y 20).

El Zn es el único metal que presentó un $F_c < 1$ (baja contaminación) en el 99 % de los puntos muestreados en 2016, el valor máximo se ubicó en el punto Compuerta con un $F_c = 1$, mientras que el valor mínimo (0.2) se obtuvo en tres puntos Sta. Clara, Pipas y Río. En el periodo de 2017 los valores del F_c aumentaron hasta un máximo de 1.53 en San Cosme, en tanto que el valor mínimo registrado fue 0.54 en el punto Cortina, valores que se clasifican como moderados y bajos, respectivamente.

Grado de contaminación

El grado de contaminación es la suma de los factores de contaminación individuales, el cual Håkanson (1980) clasifica en cuatro grupos: baja, moderada, considerable y muy alta contaminación. En los cuadros 19 y 20 se observan los valores obtenidos del G_c para los puntos en ambos periodos de estudio. En 2016 se registraron valores que oscilaron entre 1395.45 (Río) y 7882.5 (Ozumba). De manera general el G_c que presenta la presa en 2016 es de 5286.78 y se clasifica como altamente contaminado ($G_c > 24$) de acuerdo a Håkanson (1980), además se

notó un incremento en el año de 2017, donde se obtuvo un valor máximo de 7348.73 en San Cosme y un mínimo de 2792.82 en Ozumba.

Índice Integrado de Contaminación

De acuerdo al índice integrado de contaminación (IIC) se confirma que existe un deterioro en los sedimentos de la presa de Atlangatepec, pues de acuerdo a la clasificación de Tomilson (1980) valores mayores a 1 indican un progresivo grado de contaminación. En 2016 el punto Compuerta presenta el IIC más alto (27.1), seguido de Ozumba (26.57) y de la zona del Aeropuerto (24.31), mientras que en 2017 el valor máximo se encontró en Río Unión con 23.53 y el mínimo se registró en el punto Cortina con 8.27 (cuadros 19 y 20).

Cuadro 19. Estimación del impacto antropogénico en los sedimentos de la presa de Atlangatepec en 2016, basado en el índice de geoacumulación (I_{geo}); factor de contaminación (Fc); grado de contaminación (Gc) e índice integrado de contaminación (ICC).

2016	Cd		Cr		Mn		Ni		Pb		Zn		Gd	ICC
	I_{geo}	Fc	I_{geo}	Fc	I_{geo}	Fc	I_{geo}	Fc	I_{geo}	Fc	I_{geo}	Fc		
\bar{x}	0.21	14.2	< 0	92.95	---	3994.49	< 0	1.24	< 0	4.32	< 0	0.45	4106.41	12.65
\pm	0.27	5.65	< 0	135.73	---	2439.79	< 0	0.65	< 0	3.35	< 0	0.27	2514.31	8.92
S1	0.628	21.4	< 0	146.2	---	7630.8	< 0	2.2	---	7.6	< 0	1	7807	27.14
S2	0.333	17.5	< 0	9.2	---	6821.5	< 0	1.6	< 0	1.4	< 0	0.5	6850.1	10.35
S3	0.033	14.2	< 0	54.7	---	3605.81	< 0	1.1	< 0	7.3	< 0	0.2	3682.21	12.85
S4	0.146	15.4	< 0	9.3	---	4908.7	< 0	1.6	< 0	0.2	< 0	0.5	4934.1	6.95
S6	0.715	22.8	< 0	372	---	7479.6	< 0	1.8	< 0	7.7	< 0	0.4	7882.5	26.57
S7	< 0	9.4	< 0	58.7	---	2128.56	< 0	1.2	< 0	0.2	< 0	0.3	2197.16	6.63
S8	< 0	11.4	< 0	9.2	---	3371.28	< 0	0.5	< 0	0.2	< 0	0.4	3392.48	4.92
S10	< 0	9.6	< 0	9.3	---	1898.2	< 0	0.6	< 0	5.9	< 0	0.3	1923.3	7.51
S11	< 0	11.7	< 0	335.5	---	3896.89	< 0	2	< 0	7.5	< 0	0.9	4252.49	24.31
S12	< 0	4.1	< 0	9.2	---	837.51	< 0	0.3	< 0	2.7	< 0	0.2	853.71	4.15
S13	0.428	18.7	< 0	9.2	---	1360.55	< 0	0.7	< 0	6.8	< 0	0.2	1395.45	7.79

I_{geo} = 0, No contaminado (Nc); 0-1, No contaminado a moderadamente contaminado (Mc); 1-2, Moderadamente contaminado (MC*); 2-3, De moderado a fuertemente contaminado (FC); 3-4, Fuertemente contaminado (FC*); 4-5, De fuertemente contaminado a extremadamente contaminado (Ex); 5-6, Extremadamente contaminado (Ex*).

Fc= <1, Baja (B); 1-3, Moderada (M); 3-6, Considerable (C); >6, Alta (A)

Gc= <6, Bajo grado de contaminación (B); 6 -12, Moderado grado de contaminación (M); 12 -24, grado considerable de contaminación (C); y > 24 es un alto grado de contaminación (A)..

ICC= >1, Presente (P); <1, Ausente (A)

Cuadro 20. Estimación del impacto antropogénico en los sedimentos de la presa de Atlangatepec en 2017, basado en el índice de geoacumulación (I_{geo}); factor de contaminación (Fc); grado de contaminación (Gc) e índice integrado de contaminación (ICC).

2017	Cd		Cr		Mn		Ni		Pb		Zn		Gc	ICC
	I_{geo}	Fc	I_{geo}	Fc	I_{geo}	Fc	I_{geo}	Fc	I_{geo}	Fc	I_{geo}	Fc		
\bar{x}	0.0011	2.4	< 0	471.34	---	4808.97	< 0	1.5	0.026	1.55	0.022	1.02	5286.78	13.46
\pm	0.0039	2.5	< 0	120.54	---	1675.26	< 0	0.71	0.09	1.72	0.078	0.41	1721.26	4.26
S1	< 0	0.93	< 0	268.03	---	2650.97	< 0	1.22	< 0	0.74	< 0	0.54	2922.43	8.27
S2	0.013	9.34	< 0	524.93	---	5779.8	< 0	0.9	< 0	0.73	< 0	0.71	6316.41	15.39
S3	< 0	3.94	< 0	563.17	---	5948.9	< 0	0.46	< 0	0.95	< 0	0.58	6518.01	12.23
S6	< 0	1.05	< 0	387.1	---	2400	< 0	2.27	< 0	1.21	< 0	1.19	2792.82	12.13
S7	< 0	0.99	< 0	613.28	---	4435.98	< 0	2.46	< 0	0.45	< 0	1.06	5054.21	12.1
S8	< 0	1.06	< 0	533.42	---	3411.78	< 0	1.58	< 0	1.11	< 0	0.95	3949.89	12.13
S10	< 0	1.08	< 0	633.54	---	6261.93	< 0	1.88	< 0	0.47	< 0	0.83	6899.72	12.1
S11	< 0	3.62	< 0	466.12	---	4003.03	< 0	2	0.312	6.32	0.271	1.99	4483.07	23.53
S13	< 0	1.03	< 0	466.34	---	3429.88	< 0	0.48	< 0	0.58	< 0	0.85	3899.16	8.56
S15	< 0	1.11	< 0	536.19	---	6805.14	< 0	2.29	< 0	2.47	< 0	1.53	7348.73	18.1
S16	< 0	0.97	< 0	389.75	---	7523.67	< 0	1.66	< 0	3.1	< 0	1.17	7920.32	16.05

I_{geo} = 0, No contaminado (Nc); 0-1, No contaminado a moderadamente contaminado (Mc); 1-2, Moderadamente contaminado (MC*); 2-3, De moderado a fuertemente contaminado (FC); 3-4, Fuertemente contaminado (FC*); 4-5, De fuertemente contaminado a extremadamente contaminado (Ex); 5-6, Extremadamente contaminado (Ex*).

Fc= <1, Baja (B); 1-3, Moderada (M); 3-6, Considerable (C); >6, Alta (A)

Gc= <6, Bajo grado de contaminación (B); 6 -12, Moderado grado de contaminación (M); 12 -24, grado considerable de contaminación (C); y > 24 es un alto grado de contaminación (A)..

ICC= >1, Presente (P); <1, Ausente (A)

8. DISCUSIÓN

8.1. Calidad de agua

De acuerdo a los resultados obtenidos, se identificó que las principales fuentes de contaminación del cuerpo acuático provienen de las descargas de aguas residuales domésticas del municipio de Tlaxco y de las poblaciones aledañas a la presa (Sta. Clara, San Luis entre otras). La descargas de estas tienen una mayor incidencia en la contaminación del agua, ya que se mezclan productos orgánicos así como sustancias químicas (limpieza del hogar), que alteran la condición de la presa, lo que coincide con el estudio de Díaz-Vargas *et al.* (2005). Además la escorrentía de las zonas agrícolas, así como, las actividades pecuarias que utilizan a la presa como abrevadero también influyen de forma negativa en la calidad del cuerpo acuático (cuadros 4 y 5). Razón por la que se evaluaron individual y grupalmente las propiedades del agua, observándose que en ambos casos los factores ambientales, tanto como las actividades antrópicas influyen en la calidad del agua de la presa, pues se reportaron variaciones de un periodo a otro y entre puntos de muestreo (figura 4).

De manera individual se observó que el color, turbidez, ST, SST, No y N_T (figura 5), tienen una mayor asociación con condiciones ambientales como: la evaporación del agua, intensidad pluvial (escorrentía) y vientos arrastran diversos materiales (polvo, hojas, ramas, entre otros) que perturban la dinámica del sistema acuático (Marcó *et al.*, 2004; Huey y Meyer 2010, Suárez *et al.*, 2011). En este sentido los parámetros antes mencionados se relacionan con los puntos de entrada y salida del agua de la presa (San Luis NO, Compuerta, Pipas, Río), cuyos valores disminuyeron hasta un 30 % en 2017, fenómeno que se atribuye a la acción del óxido de calcio o cal (CaO), pues, en este periodo de estudio se reportó que personas del municipio de Tlaxco, agregaron cal a la presa, lo que ocasionó la floculación de partículas arcillosas que posteriormente sedimentaron en el fondo de la presa, además el CaO acelera la descomposición de la materia orgánica cambiando las condiciones ambientales del sistema acuático, que se reflejaron en los parámetros mencionados anteriormente (cuadros 4 y 5).

Suárez *et al.* (2011) reportaron concentraciones relativamente más bajas (392.9 mg/L) de ST, mientras que Muñoz-Nava *et al.* (2012) obtuvieron valores muy semejantes (248 mg/L) a las del presente estudio. Para el caso de los SST, la presa se encontró en un rango de contaminada ($150 \leq 400$ mg/L) a excelente calidad (≤ 25 mg/L) de acuerdo a la Red Nacional de Monitoreo de Agua, valores similares (126.8 - 147 mg/L) reportaron Castilla-Hernández *et al.* (2014). Las aportaciones de nitrógeno al cuerpo de agua estudiado provienen de la descarga de aguas residuales urbanas (urea), industriales alimenticias (Tlaxco) y agrícolas (fertilizantes y heces fecales) que concuerdan con lo concluido por los estudios de Blancas y Hervás, 2001; Suárez *et al.*, 2011 y Wal, 2013; sin embargo, a pesar de que hay una entrada constante de aguas residuales con contenidos de nitrógeno, los valores bajos del No se puede deber a la degradación de éste a N-NH₃, el cual pasa a N-NO₃ por acción bacteriana, además Barrenechea *et al.* (2004) señala que concentraciones mayores a 0.1 mg/L de nitrógeno amoniacal indican contaminación por aguas residuales municipales e industriales.

Asimismo se observó (figura 5) que los puntos cercanos a zonas urbanas y del centro de la presa poseen una mayor relación con los SDT, DQO y DBO₅. Los valores de los SDT indicaron que existen pocas cantidades de sales inorgánicas (calcio, magnesio, potasio y sodio) en suspensión, y de acuerdo a la clasificación de Rusydi, 2015, el agua de la presa es dulce. Por otra parte, la presencia de compuestos orgánicos y sales minerales oxidables (sulfuros) con más de 20mg/L clasificaron a la presa como contaminada de acuerdo a la Red de Monitoreo de Calidad de Agua, Suárez *et al.* (2011) y Muñoz-Nava *et al.* (2012) reportaron concentraciones de 27 mg/L y 27.06 mg/L respectivamente, que son más bajas a las del presente estudio para 2016 y semejantes en 2017. En cuanto a las concentraciones de la DBO₅ que se registraron fueron relativamente bajas, posiblemente debido a que los valores de OD que presentó la presa eran altos, condición que se le atribuye a las bajas temperaturas, el pH alcalino y a los fuertes vientos presentes en la presa durante el muestreo, permitiendo así la degradación de la materia orgánica (MO). Mena *et al.* (2017) reportaron concentraciones de 170 mg/L de DBO₅ y 1.7 mg/L en el río Zahuapan, mientras que Muñoz- Nava *et al.*

(2012) para un punto cercano a la presa obtuvieron valores de 5.8 - 19.6 mg/L de DBO₅ y .6.18 mg/L para OD.

Para el caso de los SAAMs (detergentes) y del N-NO₃ se correlacionan de forma más homogénea con los puntos del periodo de 2017. Los SAAM's son sustancias orgánicas sintéticas que interfieren en la oxidación química y biológica, ya que las bacterias encargadas de esta acción son rodeadas por una película que impide la degradación aumentando la DBO₅ (Castro, 1987). Muñoz-Nava *et al.*, en 2012 reportaron valores semejantes a los del presente estudio (0.62 - 1.9 mg/L) para un punto de la presa de Atlangatepec.

Por otro lado la temperatura, OD, pH, CE, N - NH₃, G y A fueron parámetros que se mantuvieron relativamente homogéneos en los puntos de estudio, sin embargo las temperaturas que se registraron en la presa estuvieron por debajo del ideal de la producción de carpa (20 - 30 °C), lo que puede alterar su metabolismo y por ende su demanda de alimentos. Las bajas temperaturas se asociaron al fuerte viento durante la toma de muestra, lo que concuerda con lo descrito por De la Mora *et al.* (2013). Mena *et al.*, en 2017 registraron valores de 14.1 °C en el río Zahuapan, mientras que Castilla-Hernández *et al.* (2014) obtuvieron temperaturas ligeramente más altas (19.1 – 20.6 °C). Respecto al pH los datos muestran una clara tendencia hacia la neutralidad (cuadros 4 y 5), condición que permite regular algunos procesos biológicos, así como de la disponibilidad de nutrientes y la movilidad de los metales pesados. García Nieto *et al.* (2011) y Castilla - Hernández *et al.* (2014) en la presa de Atlangatepec encontraron valores de pH entre 7.5 a 8.1, que se hallan levemente más alcalinos que los reportados en el presente estudio.

Con relación a las grasas y aceites éstas son sustancias altamente estables, inmiscibles e inducen la formación de natas y espumas en los cuerpos acuáticos, alterando su composición estética ya que alteran el intercambio de gas entre el agua y la atmósfera (Vidales *et al.*, 2010), sin embargo estas características no las presentó la presa de Atlangatepec, posiblemente debido a que los valores reportados fueron relativamente bajos, cuyas concentraciones son muy similares al estudio realizado por Muñoz - Nava *et al.* (2012) de 10.8 mg/L.

Por otra parte se observó de manera general que el WQI en ambos periodos de estudio se clasifica como pobre, para sustentar la vida acuática de acuerdo a la clasificación de la CCME, (2001; figura 5). Dicho resultado se atribuye a las variaciones tanto de los factores ambientales, como de la intensidad en las actividades humanas de un periodo a otro. Además, se observó que aproximadamente el 88 % de los puntos muestreados presentan valores por debajo de 45 (WQI = pobre) para ambos periodos de estudio, a pesar de que en 2017 se utilizó en Tlaxco para mejorar la calidad del agua, se observó que solo cuatro puntos (Compuerta, San Luis NO y NE) mejoraron su calidad de pobre a marginal (figuras 5 y 6). Por el contrario, se reportó en el estudio de Castilla - Hernández *et al.* (2014), donde obtuvieron un WQI de buena calidad (72.1–76.6) para la presa de Atlangatepec, la diferencia entre ambos estudios probablemente se debe a que estos autores evaluaron la calidad de la presa en un periodo de tiempo más largo donde las propiedades físicas y químicas del agua se ven influenciadas por los fenómenos ambientales.

El estudio realizado por Ewaid *et al.* (2017) en el río Al - Gharraf, mostró resultados similares al de presente estudio, cabe señalar que este río tiene entrada constante de aguas residuales agrícolas, domésticas e industriales (provenientes de una refinería) a lo largo de éste, lo que le confieren una pobre calidad, a diferencia de la presa de Atlangatepec que al ser un cuerpo de agua léntico, la dilución de los contaminantes dependerá principalmente de las condiciones ambientales.

El índice de estado trófico (IET) obtenido en la presa de Atlangatepec indica diferencia entre los dos periodos de estudio (cuadro 7), pues los valores obtenidos en la presente investigación entran en el rango de eutrófico. En 2016 la presa mostró un estado de hipertrofia, condición que impide la penetración de luz dentro del sistema, así como el intercambio de gases, mismos que limitan el desarrollo de las especie acuáticas (Li *et al.*, 2010; Cheng - xiu y Jie-min 2011; Kenderov *et al.*, 2014). En éste estudio se reportó que los puntos cercanos a zonas urbanas presentan IET mayores, lo cual concuerda con los valores obtenidos tanto de, los parámetros del agua como con el WQI, mismo patrón reportaron López y

Madroñero (2015) en su estudio en la laguna de Cocha, Colombia. En 2017 el nivel de estado trófico disminuyó a eutrófico en todos los puntos analizados, esto se puede deber a que en este periodo la concentración de fósforo disminuyó ya que su solubilidad estuvo influenciada por el CaO, sin embargo de acuerdo al estudio de Cheng - Xiu y Jie-Min (2011), un cuerpo acuático con concentraciones mayores a 2 mg/L de fósforo, presenta contaminación, lo cual, coincide con los valores obtenidos en el presente estudio. Además, la transparencia también se vio afectada, ya que aumentó la profundidad de la entrada de luz y en el desarrollo de la biomasa del fitoplancton, disminuyendo la concentración de la clorofila-a (Bao - Zhu *et al.*, 2009; Pan *et al.*, 2009; Moreira - Romero, 2016).

8.2. Metales pesados en agua y sedimentos

De manera general, las mayores concentraciones de metales pesados (MP) se encontraron en el sedimento, mismo patrón fue descrito en las investigaciones realizadas por: Vukovic *et al.*, 2011 en el río Sava en Belgrado; el de Djonlagic, 2016 en un lago de Bosnia - Herzegovina y el de Bhuyan *et al.*, 2017, del río Meghna en Bangladesh. Las diferencias en concentraciones de los MP analizados entre las matrices (cuadros 9 y 16), se deben principalmente a las condiciones físicas y químicas que presenta la presa, ya que influyen en la especie química, distribución, movilidad, biodisponibilidad y adsorción de éstos, por lo que en el presente estudio el pH, SST, SDT, OD, contenido de MO y el porcentaje de limo y arcilla juegan un papel importante en la disponibilidad y distribución de los metales pesados, condiciones que coinciden con los estudios de Fu *et al.*, 2014; Lin *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2014; Londoño - Franco *et al.*, 2016, por lo que es de suma importancia identificar otras fuentes de entrada, para evitar su aumento y el daño al ecosistema.

Dentro de la presa los puntos de estudio con mayor concentración de cadmio en agua fueron Aeropuerto, Pipas y Río (figura 8), posiblemente a que se encuentran cerca de donde converge el río Zahuapan con la presa, el cual contiene aguas industriales y domésticas del poblado de Tlaxco, por lo que se infiere que los valores obtenidos se deben a la descarga de aguas sin tratamiento, al uso de

soldaduras y pinturas que se emplean en la zona, así como a la poca circulación del agua que existe en estos puntos; esta misma condición la reportaron Shanbehzadeh *et al.* (2014) en el río Tembi, Irán. Para el caso de Cd en sedimentos los puntos de Ozumba, Compuerta y Río presenta las mayores concentraciones debido a la precipitación de éste por la presencia alta de sulfatos (figura 11), al contenido de arcilla y limo y al valor de pH. La dinámica de este metal en la presa representa un problema potencial para los organismos que habitan en el cuerpo acuático, ya que un cambio en las propiedades físicas y químicas, permitirá su disponibilidad en el agua o su aumento en los sedimentos que es un indicador del deterioro que ocurre en la presa.

En cuanto a las concentraciones de Cr en agua, solo se obtuvieron valores para 2016, observándose una distribución homogénea, además que las concentraciones reportadas indican que existe contaminación en la presa por este metal (cuadro 9). El ingreso de este metal a la presa, se puede atribuir a desechos de pinturas de cerámica, de aguas residuales industriales, productos de limpieza, fertilizantes, fungicidas y pesticidas que se utilizan en las zonas agrícolas aledañas a la presa, lo que concuerda con lo concluido por Soto *et al.* (2011) en el río Zahuapan y por Benzer *et al.* (2013), en su investigación del lago Mogan en Turquía. Por otra parte, las concentraciones promedio en los sedimentos son más altas, esto se debe a que los valores de pH propician la precipitación del Cr, además el contenido de arcilla, limo y MO favorecen la adsorción de este MP, observándose que los puntos cercanos a los asentamientos urbanos presentaron las concentraciones más altas (cuadro 16). Kaushik *et al.* 2009 calcularon que poco más del 32% de la contaminación por Cr en cuerpos acuáticos es aportada por efluentes de aguas residuales, que posteriormente se depositan en los sedimentos.

Si bien el Mn se encuentra de forma natural en concentraciones de 5 µg/L (Prasad y Hagemeyer, 2013), los valores reportados para el estudio (cuadros 9 y 6) se pueden atribuir a las actividades antrópicas, como la agricultura, ya que se emplean fertilizantes los cuales contienen sales de Mn (Medina, 2008; Nordberg, 2001; Kumar y Mukta, 2012). Para el periodo de 2017 las concentraciones de Mn

disminuyeron, hasta el punto de estar por debajo del límite de detección del equipo (< LD), posiblemente esto se deba a que en este año las concentraciones de OD fueron más altas, lo que pudo ocasionar la precipitación de este metal hacia los sedimentos (Valencia, 2011). Las concentraciones de Mn en sedimento fueron mayores que en agua, esto se debe a que los valores de SST, SDT, pH, así como el porcentaje alto de partículas finas favorecieron la adsorción y precipitación del Mn, patrón que coincide con el estudio realizado por Benzer *et al.* (2013), para un lago en Turquía. A pesar de que las concentraciones del presente estudio son altas, éstas no rebasaron los límites establecidos por la norma PSWA (RIZA, 2002) y CCME (IWQGa ,1999), sin embargo, el aumento en las concentraciones de este metal puede resultar en el deterioro progresivo de la presa ya que favorece el desarrollo de bacterias que forman una capa de lama, evitando el intercambio de gases y perjudicando así, la apariencia del agua (Valencia, 2011).

Los resultados de Ni en agua indicaron una baja presencia de este metal, de acuerdo a Prasad y Hagemeyer (2013) las concentraciones naturales en agua son bajas (0.01 - 300 µg/L), además, el Ni tiende a precipitar rápidamente hacia los sedimentos en forma de Ni(OH)₂ en a un pH ≤ 6, asimismo los altos contenidos de MO, arcilla y limo influyen en la adsorción del metal, lo que se refleja en las concentraciones obtenidas de Ni en esta matriz; sin embargo, los valores de referencia establecidos por la norma PSWA (RIZA, 2002) no fueron excedidos. Con los datos obtenidos se puede concluir que los sedimentos están acumulando Ni, mismo patrón fue reportado en el estudio de Alomá-Vicente *et al* (2013) y el de Kaushik *et al.* (2009) en el río Yamuna de India, concentraciones que se le atribuyen a los altos contenidos de MO y a los valores de pH, los cuales influyen en la adsorción del metal.

De manera natural, las concentraciones de Pb en sistemas acuáticos son de 0.2 µg/L (Prasad y Hagemeyer, 2013), por lo que concentraciones superiores indican la adición de este metal por actividades antrópicas (cuadros 9 y 16) cabe destacar que varios de los puntos reportaron valores < LD probablemente se deba a su precipitación, ya que a pH superiores a 5.4 se forman carbonatos, hidróxidos,

sulfatos y fosfatos de plomo limitando su presencia en el agua y aumentando su concentración en los sedimentos. En el estudio realizado por García-Nieto *et al.* (2011) en el alto Atoyac, se reportaron para un punto de la presa de Atlangatepec valores de 0.90 mg/L, esta diferencia en las concentraciones de Pb se pueden atribuir a las condiciones fisicoquímicas del agua ya que en el presente estudio los valores de sulfato son altos, lo que limita su disponibilidad en el agua, por lo que las concentraciones en los sedimentos fueron mayores, principalmente en los puntos cercanos a centros urbanos (figura 11) lo cual concuerda con Molina *et al.* (2010) y Ramos y Salas (2015); sin embargo, no rebasan los valores de referencia de la PSWA (RIZA, 2002) y de la CCME (ISQG, 2001) para ambos periodos de estudio.

En el estudio de Gómez - Álvarez *et al.* (2004) en el río San Pedro que se encuentra cercano a una zona minera, las concentraciones de Zn son semejantes a las de esta investigación (0.01 - 2.62 mg/L), esto se debe a que en la región de la presa, en los suelos se encontraron valores de 78.1 mg/kg de zinc (Calzada, 2007), además del uso de fertilizantes con compuestos de zinc, así como a las descargas de aguas residuales y valores de pH que favorecen la disponibilidad de este elemento. Para el caso de los sedimentos los valores no rebasaron los LMP de PSWA (RIZA, 2002) y de la CCME (ISQG, 2001). Las diferencias entre los dos periodos, se pueden deber a que en el periodo de 2017 las condiciones físicas y químicas de los sedimentos favorecieron la retención del metal, lo anterior debido a la adición de cal, lo que propició la precipitación del Zn en los sedimentos.

8.3. Calidad de los sedimentos

Las variaciones de los parámetros físicos y químicos de los sedimentos entre ambos periodos de estudio (cuadro 11) se deben a los cambios en el caudal, en la precipitación, el viento y la escorrentía, afectando drásticamente las propiedades de los sedimentos e influyendo en la dinámica del sistema acuático lo cual coincide con los estudios de Lana *et al.*, 2014; Valdés y Castillo, 2014 y Zhang *et al.*, 2014. Respecto a los valores de la conductividad eléctrica, fueron más altos en el periodo de 2016, debido a que hay una interacción constante de las partículas suspendidas en la interface agua-sedimento, adsorbiendo sustancias orgánicas que modifican

las condiciones del sedimento (Agudelo *et al.*, 2013). Para el caso de la materia orgánica (MO) los valores más altos se encuentran cerca de los centros urbanos donde el movimiento de las aguas es mayor, esto se puede deber a que existen cortinas de vegetación las cuales actúan como barrera y al mismo tiempo aportan MO. De acuerdo a Vargas-Acosta y Linero-Cueto (2017), es preferible que los porcentajes de MO en los cuerpos acuáticos se encuentren entre 1 y 11.14 %, ya que valores más altos ocasionan problemas de mortandad en los peces; los resultados obtenidos se encontraron dentro del rango mencionado. García-Nieto *et al.* (2011), en un punto de la presa de Atlangatepec, reportaron valores de 0.54 % de MO, lo que se atribuye a los niveles altos de arena que encontraron durante su investigación, ya que a menor tamaño de partícula mayor acumulación de MO.

Los valores de pH para ambos periodos de muestreo tienden a la neutralidad (cuadros 12 y 13), condición que facilita la adsorción, precipitación y disponibilidad de los metales pesados, así como mayor contenido de MO (Bravo *et al.*, 2012 y Zhang *et al.*, 2014), además se puede apreciar, que en los sitios cercanos a la descarga de aguas municipales (asentamientos urbanos) los valores de pH son más ácidos. Arías y Ramíres (2009) obtuvieron valores ligeramente más ácidos al del presente estudio (5.98). Por otra parte, la materia orgánica tiene una fuerte relación con la textura ya que se observa que los porcentajes más altos de arena, limo y MO se obtuvieron en 2017 (cuadro 13), así mismo, se observa que los porcentajes de, limo y arcilla que se encontraron en la presa de Atlangatepec, influyeron en la adsorción de los metales pesados, condición que Arias y Ramírez (2009), Bravo *et al.* (2012), y Zhang *et al.* (2014) reportan en sus estudios.

Los valores de la conductividad eléctrica, resultaron más altos en el periodo de 2016 (cuadro11), lo que se puede atribuir a que hay una interacción constante de las partículas suspendidas en la interface agua-sedimento, adsorbiendo, de esta manera, sustancias orgánicas que modifican las condiciones del sedimento (Agudelo *et al.*, 2013). De manera general se observó que las condiciones físicas y químicas del sedimento en ambos periodos de estudio se mantienen relativamente constantes, lo que propicia la retención de los metales pesados presentes en la

presa, evitando su disponibilidad en el agua, sin embargo, un posible cambio en las condiciones físicas del agua o del sedimento, traerán cambios de forma positiva o negativa en la dinámica del cuerpo acuático.

La presencia de metales pesados en los sedimentos de la presa de Atlangatepec, puede deberse a las descargas de aguas residuales municipales e industriales, de corrientes de aguas de la zona agrícola y a la deposición atmosférica (Soto *et al.*, 2011).

Hasta el momento no se han reportado estudios que evalúen la calidad de los sedimentos de esta presa por lo que se determinó el grado de contaminación de éstos; se utilizaron valores de un entorno preindustrial. Cabe destacar que los valores de fondo utilizados son del municipio de Tlaxco, una zona cercana a la presa da Atlangatepec que no presenta perturbación antrópica de acuerdo al estudio de Calzada en 2007, esto debido a que los suelos que se encuentran alrededor de la presa ya han sido modificados por las actividades humanas (agrícolas). Los resultados obtenidos indican que no existe contaminación de Cd, Cr, Ni, Pb y Zn de acuerdo a la clasificación propuesta por Loska *et al.* (1997). Partiendo de esto, se puede decir que las altas concentraciones de los metales, provienen de la erosión de rocas.

El factor de contaminación (Fc) indica si las concentraciones actuales de MP en los sedimentos, son resultado de las actividades antrópicas o no, ya que se comparan con sedimentos no contaminados. De acuerdo a los valores obtenidos y a la clasificación se observa que en los dos periodos de muestreo los sedimentos presentan un incremento de MP, debido a las actividades humanas. Valores que se comprueban al obtener el grado de contaminación, ya que es la sumatoria del factor de contaminación de todos los elementos, clasificando a los sedimentos de la presa con altamente contaminados.

Al realizar el Índice integrado de contaminación los valores indicaron que los metales analizados en los sedimentos de la presa, están aumentando constantemente debido a las diferentes actividades antrópicas que se llevan

alrededor de la presa, por lo que el deterioro progresivo de los sedimentos puede llegar a afectar la dinámica del sistema acuático.

9. CONCLUSIONES

La presa de Atlangatepec presento un WQI pobre, el cual, está influenciado por la transparencia, temperatura, SST, SAAM, N-NH₃, N-NO₃, DQO y SO₄²⁻, que evidencian la descarga de aguas residuales, así como la escorrentía de las actividades agrícolas. Asimismo, el IET evidenció la variación que existe de un periodo a otro en las concentraciones de biomasa (Clorf-a), transparencia y contenido de ortofosfatos (P_{RS}), además reflejó una mala calidad del agua.

La concentración de metales pesados en el agua de la presa, a excepción del Cr se encuentran dentro de los límites máximos permisibles establecidos por la normatividad mexicana, sin embargo, las actividades antrópicas incrementan sus concentraciones, además al reaccionar con otras sustancias presentes en el agua o a una modificación en las variables fisicoquímicas, como el pH, tienden a solubilizarse o a precipitarse según sea el caso.

Los valores encontrados de pH, MO, y partículas finas influyen en las concentraciones de MP en los sedimentos, si bien dichas concentraciones, de acuerdo a la normatividad internacional no representan un peligro, se deben tomar medidas para evitar el aumento de estos y afectar a los organismos que habitan en la presa.

El índice de geoacumulación, factor de contaminación, grado de contaminación y el índice integral de contaminación, revelaron que el aumento de metales pesados en sedimentos se debe a las actividades antrópicas.

El progresivo aumento de metales pesados en agua y sedimento en la presa, indican que la cría de carpa (*Ciprinus Carpio*, Linnaeus, 1758) está expuesta a estos metales, por lo que deberá ser monitoreada para observar si presenta algún efecto derivado por la exposición a los MP.

El análisis de conglomerados permitió diferenciar y agrupar los puntos que poseen similitud entre su ubicación geográfica y los parámetros del agua analizados,

mientras que, el ACP permitió identificar los parámetros y metales pesados que influyen en la calidad del agua y sedimento en los puntos de muestreo.

10.RECOMENDACIONES

La recuperación de la presa de Atlangatepec debe ser prioridad del Estado de Tlaxcala, ya que el agua de este cuerpo acuático se utiliza para el riego de cultivos que se encuentran alrededor de la presa, además es una fuente de empleo para la comunidad y juega un rol importante en el mantenimiento de la diversidad de especies nativas y migratorias, por lo que su recuperación y mantenimiento debería ser primordial.

Partiendo de lo anterior se recomienda realizar un monitoreo mensual a lo largo de la columna de agua, en la interfaz agua - sedimento y en el sedimento a mayor profundidad, además, de realizar una evaluación del riesgo a partir de la exposición de la población de *Ciprinus Carpio* (Linnaeus, 1758) a dichos contaminantes.

Asimismo, es necesario crear un programa ambiental para concientizar a la población local sobre la contaminación que producen y como se puede prevenir.

11. LITERATURA CITADA

- Abdel - Satar, A., Ali, M. y Goher, M. 2017. Indices of water quality pollution of Nile. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 43: 21-29.
- Aboites, L., Birrichaga, D. y Garay, J. 2010. El manejo de las aguas mexicanas en el siglo XX. En: Jiménez, B., Torregrosa, Ma. y Aboites, L. (Comp.) *El agua en México: cauces y encauses*. Academia Mexicana de Ciencias. 1 ed., México, pp. 21-49.
- Ærtebjerg, G y Hansen, O. 2014. Nutrients and eutrophication in danish marine waters a challenge for science and management. Ministry of the Environment Danish Environmental Protection Agency & National Environmental Research Institute. Disponible en: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_Ovrige/rapporter/_ospar_0-23.pdf (acceso 12 de junio de 2018)
- Albert, P. L. A. 1997. Contaminación ambiental. Origen, clases, fuentes y efectos. En: ECO. *Introducción a la toxicología*. ECO. Metepec, pp. 37-52.
- Álvarez-Sánchez M. E., Marín-Campos A. 2011. Manual de procedimientos analíticos de suelo y planta Laboratorio de Química, Departamento de Suelos. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México, 65 pp.
- Agudelo, D., Flores, Ma., López, C. y Palacio, J. 2013. Influencia de las condiciones fisicoquímicas del sedimento y la interfase agua sedimento en la transferencia experimental del O,O - Dietil O - 3,5,6 tricloro - 2 - piridinil fosforotiato (clorpirifos) y el 3,5,6 tricloro-2-piridinol (TCP), en el embalse Rio Grande II. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 12(23): 13-22.
- Aguilar, A. y Durán, N. 2010. Conceptos de calidad del agua: un enfoque multidisciplinario. En: Aguilar, A. (Comp.) *Calidad del agua: un enfoque multidisciplinario*. 1 ed. México, D.F. pp. 247-180.
- Andrews, J., Jickells, T., Liss, P. y Reid, B. 2004. *An Introduction to Environmental Chemistry*, 2nd ed., Blackwell Science Ltd, USA, 296 p.
- Arias, J. y Ramírez J. 2009. Caracterización preliminar de los sedimentos de un embalse tropical: represa La Fe (El Retiro, Antioquia, Colombia). *Limnetica*, 28(1): 65-78.
- Audesirk, T., Audesirk, G. y Byers, B. 2008. *Biología: la vida en la Tierra*. Pearson Education, México, 1024 pág.
- Avino, P., Capannesi, G. y Rosada, A. 2011. Ultra-trace nutritional and toxicological elements in Rome and Florence drinking waters determined by Instrumental Neutron Activation Analysis. *Microchemical Journal*, 97: 144-153.
- Aznar, A. 2000. Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las agua. *Gestión Ambiental*, 2(23): 12-19.
- Bamidele, A. y Minasu, P. 2016. Bioaccumulation of heavy metals and parasitic fauna in *Synodontis clarias* (Linnaeus, 1758) and *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacepede, 1803) from Lekki Lagoon, Lagos, Nigeria. *Asian Pacific Journal of Tropical Disease*, 6 (8): 615-621.

- Bancas, C. y Hervás, Ma. E. 2001. Contaminación de las agua por nitratos y efectos sobre la salud. Consejo de salud, Egondi Artes Grpaficas, S.A., Sevilla 87pp.
- Barclay, J., Trio, H., Bellucci, C., Warner, G. y Helton, A. 2016. Do waterbody classifications predict water quality? *Journal of Enviromental Management*, 183: 1-12.
- Bartram, J. y Ballance, R. 1996. Water Quality Monitoring. A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes, publicado en: On behalf of united nations environment programme and the world health organization. FAO, Roma, Italia; pp.198.
- Baudo, R., Giesy, J. y Muntau, H. 1990. Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants. CRC Press, Lewis Publishers, INC. USA, 424 pp.
- Barrenechea, A. 2004. Aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua. En: Vargas, L. Tratamiento para consumo humano: Plantas de filtración rápida. CEPIS/OPS, Lima, Perú; pp.597.
- Becerril, J. 2009. Contaminantes emergentes en el agua. Revista digital universitaria, 10(8). Disponible en línea <http://www.revista.unam.mx/vol.10/num8/art54/int54.htm> (acceso 16 de enero de 2018).
- Benzer, S., Arslan, H., Uzel, N. y Yilmaz, M. 2013. Concentrations of metals in water, sediment and tissues of *Cyprinus carpio* L., 1758 from Mogan Lake (Turkey). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 12(1): 45-55.
- Bhuyan, S., Abu, M., Akhtar, A., Belal, M., Ali, M. e Islam, S. 2017. Heavy metal contamination in Surface water and sediment of the Maghna River, *Bangladesh. Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 8: 273-279.
- Bonasea, M., Ledesma, C., Rodríguez y Sánchez, A. 2012. Concentración de clorofila-a y límite de zona fótica en el embalse Río Tercero(Argentina) utilizando imágenes del satélite CBERS-2B. *Ambiente y Agua*, 7 (3): 61-71.
- Bouwman, A., Bierkens, M., Griffioen, J., Hefting, M., Middelkoop, H. y Slomp, C. 2013. Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: towards integration of ecological and biogeochemical models. *Biogeosciences*, 10: 1–23.
- Bravo, F., Piedra, G. y Piedra. L. Evaluación físico-química de los sedimentos en el estero tamarindo y sus tributarios, Guanacaste, Costa Rica. *Uniciencia*, 26 (1-2): 41-50.
- Cabello, C. y Hervás Ma. 2001. Contaminación de las aguas por nitratos y efectos sobre la salud. Consejería de salud. Egondi Artes Gróaficas, S.A. Andalucía, España, 87 pp. Disponible en línea https://www.repositoriosalud.es/bitstream/10668/506/5/MSA_ContaminacionAguasNitratos_2001.pdf (acceso 23 de febrero de 2018).
- Carlson, R. E.1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- Castilla - Hernández, P., Torres - Alvarado, Ma., Herrera - San Luis, J. y Cruz - López, N. 2014. Water quality of a reservoir and its major tributary located in east-central Mexico. *International Journal of Environmental research and Public Health*, 11: 6119-6135.

- Castro, Ma. 1987. Parámetros Físico-químicos que influyen en la calidad y en el tratamiento del agua. GEMS: Sistema Mundial de Monitoreo Ambiental, CEPI, Lima, Peru; pp. 73.
- Centro Nacional del Medio Ambiente. 2010. Análisis de la composición físico química de los sedimentos fluviales y su relación con la disponibilidad de metales en agua. Gobierno de Chile, Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Agua, Dpto. de Conservación y Protección de Recursos Hídricos, Santiago, Chile; pp.69.
- Cervantes, Mauricio. 2007. Conceptos fundamentales sobre ecosistemas acuáticos y su estado en México. En: Sánchez, O. Herzig, M., Peters, E., Márquez, R. y Zambrano, L. (Comp.) Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. Instituto Nacional de Ecología, 1 ed. México, D.F. pp. 37-67.
- Chapa, C. y Guerrero, R. 2010. Eutrofización: abundancia que mata. ¿Cómo vez?, 134: 22-25.
- Chen - Xiu, L. y Jie - Min, C. 2011. Speciation of Heavy Metals in the Sediments from Different Eutrophic Lakes of China. *Procedia Engineering*, 18: 318-323.
- Cotler, H. y Gonzales, D. 2010. Sedimentación potencial de presas En: las cuencas hidrográficas de México, INE; pp. 231.
- CONANP. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Humedales de México. Humedales de Importancia Internacional (Sitios RAMSAR). Disponible en línea: <http://ramsar.conanp.gob.mx/sitios.php> (acceso 06 de septiembre de 2016).
- CONAGUA. 2015. Situación del Subsector Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, SEMARNAT, México, pp.162 .
- Conley, D., Paerl, H., Howarth, R., Boesch, D., Seitzinger, S., Havens, K., Lancelot, C. y Likens, G. 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, 323: 1014-1015.
- Cony, N., Ferrer N. y Cáceres E., 2014. Evolución del estado trófico y estructura del Fitoplancton de un lago somero de la región Pampeana: Laguna Sauce Grande (PCIA. de Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 30: 79-91.
- De la Mora, C., Flores, H. y Chávez A. 2013. Calidad del agua del embalse de la presa la vega y su impacto en las tierras agrícola bajo riego. Libro Técnico Núm.6. Campo experimental Centro-Altos de Jalisco, México 168 p.
- De la Peña, Ma., Ducci, J. y Zamora, V. 2013. Tratamiento de aguas residuales. Nota técnica. Banco Interamericano de Desarrollo (recuperado el 20 de febrero de 2018).
- Delgadillo, Angélica. 2012. Determinación de parámetros fisicoquímicos, estado eutrófico y metales pesados de la laguna de Tecocomulco, Hidalgo; Identificación de compuestos quelantes de *Hydrocotyle ranunculoides* L. f: Tesis de doctorado en Ciencias ambientales. Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Diario Oficial de la Federación. Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. 28 de enero de 1988.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-004-SCFI-2013. Medición de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. 13 de noviembre de 2013.

- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-005-SCFI-2000. Determinación de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-007-SCFI-2013. Medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-008-SCFI-2011. Determinación del pH.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-012-SCFI-2001. Determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-14-1988. Cuerpos receptores-Muestreo. 6 de Noviembre de 1992.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-026-SCFI-2010. Medición de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales tratadas. 3 de marzo de 2011.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-028-SCFI-2001. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-029-SCFI-2001. Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-030-SCFI-2012. Medición de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-034-SCFI-2001. Determinación de sólidos y sales Disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-039-SCFI-2001. Determinación de sustancias activas al azul de metileno (SAAM) en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-042-SCFI-2015. Enumeración de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli*. Método del número más probable en tubos múltiples
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-045-SCFI-2001. Determinación de color platino Cobalto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-079-SCFI-2001. Determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas..
- Diario Oficial de la Federación. NMX-AA-093-SCFI-2000. Determinación de la Conductividad electrolítica.
- Diario Oficial de la Federación. NOM-001-semarnat-1996. Que estable los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. 23 de abril de 2003.
- Djonlagic, N. 2016. Application of pollution indices for evaluation of long-term accumulation of heavy metals in Lake Modrac in Bosnia and Hercegovina. *Quality of Life*, 7(3-4): 66-76.

- Dimberg Peter. 2011. Determining Chlorophyll-a concentrations in Aquatic Systems with New Statistical Methods and Models. Institutionen för geovetenskaper. Uppsala. 25pp.
- Doménech, X. 2000. Química Ambiental, el impacto ambiental de los residuos, 5ta edición, Fareso S.A., Madrid, 256 pp.
- Echarri, Luis. 2007. Población, ecología y ambiente. Universidad de Navarra, España. (recuperado el 1 de octubre de 2016).
- Elosegi, A., Sabater, S. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Primera edición. ED Rubes España.
- Environmental Protection Agency (EPA). 2001. Parameters of water quality: Interpretation and standards. Published by the Environmental Protection Agency, Ireland; pp. 132.
- Erlandsson, E. y Nordin, E. 2017. Comparison of P, N and C in catchments sediments around Lake Victoria. Bachelor of Science Thesis, Environmental Science Programme. Disponible en línea: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1154213/FULLTEXT01.pdf> (acceso 12 de junio de 2018).
- FCEA. Fondo para la Comunicación y la educación ambiental A. C. 2006. El agua en México: lo que todas y todos debemos saber. Disponible en línea: <https://agua.org.mx/biblioteca/el-agua-en-mexico-lo-que-todas-y-todos-debemos-saber/> (recuperado el 18 de octubre de 2016).
- FCEA. Fondo para la Comunicación y la educación ambiental A. C. 2017. Agua en México: un prontuario para la correcta toma de decisiones. Disponible en línea: <https://agua.org.mx/biblioteca/el-agua-en-mexico-lo-que-todas-y-todos-debemos-saber/> (recuperado 14 de febrero de 2018).
- Flores - López, H., Carrillo - González, N., Francisco - Nicolás, N., Hidalgo - Moreno, C., Ruíz-Corral, J., Castañeda - Villanueva, A. y Velazco - Nuño, R. 2009. Aportes de nitrógeno y fósforo de tres sistemas agrícolas de la cuenca hidrográfica "El Jihuite", en Jalisco, México. *Agrociencia*, 43(7): 659-669.
- Fontúrbel, R. 2005. Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del Lago Titikaka (Bolivia). *Ecología Aplicada*, 4 (1-2): 134-141.
- Fu, J., Zhao, C., Luo, Y., Liu, C., Kyzas, G. Z., Luo, Y, Zhao, D., An, S., y Zhu, H., 2014. Heavy metals in surface sediments of the Jialu River, China: Their relations to environmental factors. En *Journal of Hazardous Materials*, 270: 102–109.
- García - Nieto, E., Carrizales - Yañez, L., Juárez - Santacruz, L., García - Gallegos, E., Hernández - Acosta, E., Briones - Corona, E. y Vázquez - Cuecuecha, O. G. 2011. Plomo y arsénico en la subcuenca del alto Atoyac en Tlaxcala, México. En *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1): 7-17.
- Gil, M., Soto, Ma., Usma, J. y Gutiérrez, O. 2012. Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción + Limpia*, 7(2): 52-73.
- Giraldo, G. 1995. Manual de análisis de aguas. Universidad nacional de Colombia. 166 pp.

- Gómez - Álvarez, A., Villalba - Atondo, A., Acosta - Ruíz, G., Castañeda - Olivares, M. y Kam, D. 2004. Metales pesados en el agua superficial del río San Pedro durante 1997 y 1999. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20(1): 5-12.
- Gómez, R., Tovilla, C., Barba, E., Castañeda, O., Valle, F., Romero, E y Ramos, E. 2014. Índices tróficos de importancia ecológica y su relación con algunas variables físico-químicas en el sistema lagunar estuarino Chantuto - Panzacola, Chiapas, México. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras*, 31(2): 47-57.
- González, M., Meseguer, S. y Mateos, C. 2009. Elementos ultratrazas ¿Nutrientes o tóxicos? *Revista de Toxicología*, 26 (2-3): 93-103.
- Guo, W., Huo, S., Xi, B., Zhang, J., Wu, F. 2015. Heavy metal contamination in sediments from typical lakes in the five geographic regions of China: Distribution, bioavailability, and risk. *Ecological Engineering*, 81: 243-255.
- Gupta, N., Pandey, P. y Hussain, J. 2017. Effect of physicochemical and biological parameters on the quality of river water of Narmada, Madhya Pradesh, India. *Water Science*, 31: 11-23.
- Håkanson, L., 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Research*, 14: 975–1001.
- Herrera, J.; Rodríguez, J.; Coto, J.; Salgado, V.; Borbón, H. 2013. Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro *Tecnología en Marcha*, 26: 27-36.
- Hua, Z., Yinghui, J., Tao, Y., Min, W., Guangxun, S. y Mingjun, D. 2016. Heavy Metal Concentrations and Risk Assessment of Sediments and Surface Water of the Gan River, China. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(4):1529-1540.
- Huang, L., Pu, X., Pam, J-F. y Wang, B. 2013. Heavy metal pollution status in surface sediments of Swan Lake lagoon and Rongcheng Bay in the northern Yellow Sea. *Chemosphere*, 93, 1957–1964.
- Huey, G. y Meyer, M. 2010. Turbidity as an indicator of water quality in diverse watersheds of the upper pecos River Basin. *Water*, 2: 273-284.
- Hussein, S. y Ali, S. 2017. Water quality index for Al-Gharraf River, southern Iraq. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 43 (2): 117-122.
- Ignatavičius, G., Valskys, V., Bulskaya, I., Paliulis, Zigmontienė, A. y Satkūnas, J. 2017. Heavy metal contamination in surface runoff sediments of the urban area of Vilnius, Lithuania. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 66 (1): 13–20.
- INE, 2006. Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados, Instituto nacional de Ecología, D. F., México.
- ISQG. Canadian Council of Ministers of the Environment. 2001. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life.
- IWQGa. Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life.

- IWQGb. Canadian Council of Ministers of the Environmental. 2001. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. CCME Water Quality Index 1.0, User's Manual
- Jackson, M. L. 1982. Análisis Químico de Suelos. Omega. 4ª edición. Barcelona, España; pp.662.
- Jaya, F. 2017. Estudio de los sólidos suspendidos en el agua del río Tabacay y su vinculación con la cobertura vegetal y usos del suelo en la microcuenca. Tesis de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad de Cuenca, Ecuador.
- Jiménez, B., Durán, J. y Méndez J. 2010. Calidad. En: Jiménez, B., Torregrosa, Ma. y Aboites, L. (Comp.) El agua en México: cauces y encauses. Academia Mexicana de Ciencias. 1 ed., México, pp. 265-290
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. 2000. Trace elements in soil and plants. CRC Press 3ra ed. Estados Unidos de América.
- Kenderov, L., Pavlova, M., Trichkova, T., Tyufekchieva, V., Vidinova, Y., Kozuharov, D., Botev, I., Hubenov, Z., Uzunov, Y., Stoichev, S., Beshkova, M., Kalcheva, H. y Kalchev, R. 2014. Trophic State and Trophic structure in three Bulgarian Reservoirs. *Acta Zoologica Bulgarica*, 66(2): 247-254.
- Kaushik, A., Kansal, A., Santosh, Meena, Kumari, S. y Kaushik, C. 2009. Heavy metal contamination of river Yamuna, Haryana, India: assessment by metal enrichment factor of the sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1): 265-270.
- Kumar, T. y Mukta, V. 2012. Trace elements. *Medicine update*, 22: 353-357
- Laino- Guanes, R., Bello - Mendoza, R., González - Espinosa, M., Ramírez - Marcial, N., Jiménez - Otárola, F. y Musálem - Castillejos, K. 2015. Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(4): 61-74.
- Lana, N. Koch, E. D'Angelo, J., Ciocco, N. y Altamirano, J. 2014. Sediment physicochemical properties condition pollutant association: a multivariate study of polybrominated diphenyl ethers on the Mendoza River irrigation areas. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 46(2): 57-71.
- Latif, U. y Dickert, F. 2015. Biochemical Oxygen Demand (BOD). En: Moretto, L. y Kalcher, K. Environmental Analysis by Electrochemical Sensors and Biosensors. Vol 2: Aplicaciones, Springer, New York. 729-734.
- Li, Y., Liu, H., Zheng, N. y Cao X. 2010. Analysis of trophic status and its influence factors of different eater body types in Xixi National Wetland Park, China. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 768-880.
- Lin, Q., Liua, E., Zhang a, E., Li, K., y Shen, J. 2016. Spatial distribution, contamination and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of Erhai Lake, a large eutrophic plateau lake in southwest China. *Catena* 145: 193-203.
- Londoño - Franco, L., Londoño - Muñoz, P. y Muñoz - García, F. 2016. Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Bioteconología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2): 145-153.

- López, Ma., Monks, S., Serrano, A., Pulido, G., Gaytan, J. y López, M. 2012. Dinámica de las variables fisicoquímicas del sedimento de la laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Revista Científica Agrícola*, 12(4): 965-972.
- López, M. y Flores B. 2010. Industria. En: Jiménez, B., Torregrosa, Ma. y Aboites, L. (Comp.) El agua en México: cauces y encauses. Academia Mexicana de Ciencias. 1 ed., México, pp. 179-202.
- López, M. y Madroñero, S. 2015. Estado trófico de un lago tropical e alta montaña: caso laguna de la Coacha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25 (2), pp. 21-42.
- Loska, K., Cebula, J., Pelczar, J.m Wiechula, D. y Kwapilinski, J. 1997. Use of Enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu y Ni in the Ryhnikwater reservoir in Poland. *Water, Air and soil Pollution*, 93: 347-365.
- Maanan, M., Saddik, M., Maanan, M., Chaibi, M., Assobhei, O. y Zourarah, B. 2015. Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators*, 48: 616-626.
- Manahan, S. (2011). Introducción a la Química Ambiental. Editorial Reverté, España, 725 pp.
- Manahan, S. (2000). Environmental Chemistry, CRC Press LLC, 743 pp.
- Mancilla-Villa, O., Ortega-Escobar, H., Ramírez-Ayala, C., Uscanga-Mortera, E., Ramos-Bello, R. y Reyes-Ortigoza, A. 2012. Metales pesados totales y arsénico en el agua para riego de Puebla y Veracruz, México. *Revista Intercontinental de Contaminación Ambiental*, 28(1): 39-48.
- Marcó, L., Azario, R., Metzler, C. y Garcia, Ma del C. 2004. La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadas a partir de fuentes superficiales. Propuestas a propósito del estudio del sistema de potabilización y distribución en la ciudad de Concepción del Uruguay (Entre Ríos, Argentina). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 4: 72-82.
- Marrugo, J. 2011. Evaluación de la contaminación por metales pesados en la Ciénega La soledad y Bahía de Cispatá, cuenca del bajo Sinú, departamento de Córdoba. Universidad de Córdoba; pp. 78.
- Mazzeo, N., Clemente, J., García - Rodríguez, F., Gorga, J. Kruk, C., Larrea, D., Meerhoff, M., Quintans, F., Rodríguez - Gallego, L. y Scasso, F. 2002. Eutrofización: causas, consecuencias y manejo. En: A, y R.G Prieto (eds). Perfil Ambiental, Nordan-Comunidad, Montevideo; pp. 39-55.
- Mena, I., Bustamante, A., Vargas, S., Olvera, J. y Méndez, J. 2017. Evaluación de la condición del río Zahuapan. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(1): 7-19.
- Merino, M., Valdespino, P., Monroy, E. y Ramírez, J. 2014. Eutrofización. En: Geografía ambiental de México. Universidad nacional de México, primera edición, México, 281-289.
- Minnesota Pollution Control Agency. 2008. Turbidity: Description, impact in water quality, sources, measures. Disponible en línea: www.pca.state.mn.us (acceso 14 de mayo de 2018).

- Moreira - Romero. 2016. Consideraciones actuales sobre ablandamiento del agua. *Revista Científica Dominio de las Ciencias*, 2(4): 334-345.
- Moreno - Arbeláez, D. y Ramírez - Restrepo, J. 2010 Variación temporal de la condición trófica del lago del parque norte, Medellín (Antioquía), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 32(92): 75-87.
- Moreno, P. Quintero, J. y López, A. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*, 78: 25–33. Demanda bioquímica de oxígeno y población en la subcuenca del río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(1): 27-38.
- Muñoz - Nava, H., Suárez - Sánchez, J., Vera - Reyes, A., Orozco - Flores, S., Batles - Sales, J., Oriz - Zamora, A. y Mendiola - Argüelles. 2012. Demanda bioquímica de oxígeno y población en la subcuenca del Río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(1): 27-38.
- Muñoz - Nava, H., Suárez - Sánchez, J., Vera - Reyes, A., Carreón - Coca, M., Montealegre - Muñoz, r. y Baumann, J. 2013. Relación entre el nitrógeno y las microcuencas del río Zahuapan, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(4): 47-61.
- Navarro, B. S. y Navarro G. G. 2003. Química Agrícola. El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Segunda edición, ediciones Mundi-Prensa, España.
- Nordberg, G. 2001. Productos químicos. Metales: propiedades químicas y toxicidad. In: Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo. Ginebra: vol 2; pte 63: 15-8.
- Ortega. L. 2015. La hidrosfera: dinámica. IES Santiago Grisolia; pp. 10.
- Pacheco, J. y Cabrera, A. 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería*, 7(2): 47-54.
- Pal, M., Samal, N., Kumar, P. y Roy, M. 2015. Electrical Conductivity of lake Water as Environmental Monitoring – A casestudy of Rudrasagar Lake. *Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 9(3): 66-71.
- Palerm, J., Collado, J. y Rodríguez, B. 2010. Retos para la administración y gestión del agua de riego. En: Jiménez, B., Torregrosa, Ma. y Aboites, L. (Comp.) El agua en México: cauces y encauses. Academia Mexicana de Ciencias. 1 ed., México, pp. 141-178.
- Pan, B., Wang, H., Liang, X., y Wang, H. 2009. Factors influencing chlorophyll a concentration in the Yangtze-connected lakes. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18 (10): 1894–1900.
- Pan, K y Wang, W. 2012. Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. *Science of the Total Environment*, 421-422: 3-16.
- Pérez Espejo, R. 2012. La contaminación agrícola del agua: aspectos generales y teoría. En: Pérez, R. y Aguilar, A. (Comp.) Agricultura y contaminación del agua. 1 ed. UNAM, Instituto de Investigaciones Económicas, pp. 23- 44.
- Pérez - Osorio, G., Arriola - Morales, J., García - Lucero, T., Saldaña - Blanco, Ma. y Mendoza - Hernández, J. 2016. Evaluación de la calidad del agua de cuatro jagüeyes del parque estatal “Flor del Bosque”, Puebla, México. *Ra Ximhai*, 12 (4): 153-168.

- Pérez, P., Cruz, L., Bermúdez, E., Cabrera, E., Gutiérrez, R. 2002. Pesquerías en tres cuerpos de aguas continentales de México. Instituto Nacional de la Pesca. SAGARPA. México, 94-128
- Prasad M. N. V y Hagemeyer, J. 2013. Heavy metals stress in plants, from molecules to ecosystems. Springer Science & Business Media, Berlín, Alemania; pp. 401.
- Prasad, A. y Siddaraju. 2012. Carlson's Trophic State Index for the assessment of trophic status of two Lakes in Mandya district. *Advances in Applied Science Research*, 3(5): 2992-2996
- Prokop, Z., Vangheluwe, M., Van Sprang, P., Janssen, C. y Holoubek, I. 2003. Mobility and toxicity of metals in sandy sediments deposited on land. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54: 65-73.
- Pulido - López, P. y Pinilla - Agudelo, G. 2017. Evaluación del estado trófico de El Salitre, último humedal urbano de referencia en Bogotá. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 41(148): 41-50.
- Redwan, M y Elhaddad, E. 2017. Heavy metals seasonal variability and distribution in Lake Qaroun sediments, El-Fayoum, *Egypt. Journal of African Earth Sciences*, 134: 48-55.
- RIZA. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment. Water pollution control in the Netherlands. 2001.
- Rhoades, JD. 1992a. Instrumental field methods of salinity appraisal. In:Topp, GC; Reynolds, WD& RE Green ed. *Advances in measurement of soil physical properties: theory into practice*. SSSA, Madison, WI. SSSA Spec. Publ. 30. pp. 231-248
- Rivera, C., Zapata, A., Pinilla, G., Donato, J., Chaparro, B. y Jiménez, P. 2005. Comparación de la estimación de la clorofila-a mediante los métodos espectrofotométrico y fluorométrico. *Acta Biológica Colombiana*, 10(2): 95-103.
- Rodríguez, C., Duque, C., Lulsa, Ma. y López, M. 2010. Causas de las variaciones de la conductividad eléctrica del agua subterránea en el acuífero Motril-Salobreña, España. *Geogaceta*, 49: 107-110.
- Rodríguez, H. y Rodríguez, J. 2002. Métodos de análisis de suelos y plantas: criterios de interpretación, 1ra ed.; Trillas: UANL, México, pp. 123-130.
- Rubio, H., Ortiz, R., Quintan, R., Saucedo, R., Ochoa, J. y Rey, N. 2014. Índice de calidad de agua (ICA) en la presa la Boquilla en Chihuahua, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 1(2): 139-150.
- Ruelas, L., Cháves, M., Barradas, V., Octaviano, A. y García, L. 2010. Uso ecológico. En: Jiménez, B., Torregrosa, Ma. y Aboites, L. (Comp.) *El agua en México: cauces y encauses*. Academia Mexicana de Ciencias. 1 ed., México, pp. 237-264.
- Rusdy, A. 2017. Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. *Global Colloquium on GeoSciences and Engineering*,
- Salgado - Bernal, I., Cárcamo - Ramírez, H., Martínez, A., Carballo - Valdés, Ma., Cruz - Arias, M. y Durán-Domínguez de Bazúa, Ma. 2011. Efectos ambientales de contaminantes

- químicos en las aguas: una propuesta biotecnológica para su eliminación. *Revista Cubana de química*, 23 (3): 87-95.
- Salomón - Serna, A., Pérez - Rodríguez, R. y García - Zúñiga, O. 2003. Contaminación por bacterias coliformes en la presa de Atlangatepec, Tlaxcala. *Revista de la sociedad Mexicana de Historia Natural*, 1: 125-134.
- Samboni, E., Carvajal, Y. y Escobar, J. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27 (3): 172-181.
- Sánchez, G. 2016. Ecotoxicología del cadmio. Riesgo para la salud de la utilización de suelos ricos en cadmio. Facultad de farmacia, Universidad Complutense, pp. 21.
- Sánchez, D. 2017. Contaminantes biológicos en el agua y riesgo a la salud pública. Boletín Científico, Escuela Superior Atotonilco de Tula, vol 4 no, 2. Disponible en línea <https://repository.uaeh.edu.mx/revistas/index.php/atotonilco/issue/view/135> (Acceso 6 de febrero de 2018).
- Sánchez, O. 2007. Ecosistemas acuáticos: Diversidad, procesos, problemática y conservación. En: Sánchez, O. Herzig, M., Peters, E., Márquez, R. y Zambrano, L. (Comp.) *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología, 1 ed. México, D.F. pp.11- 36.
- Santos-Baca, A. 2012. Uso del agua en la agricultura. En: Pérez, R. y Aguilar, A. *Agricultura y contaminación del agua*. 1 ed. UNAM, Instituto de Investigaciones Económicas, pp. 151-172.
- SEMARNAT-CONAGUA a. 2016. Atlas del agua en México. Disponible en línea <https://agua.org.mx/biblioteca/estadisticas-del-agua-en-mexico-edicion-2016/> (acceso 18 de abril de 2018).
- SEMARNAT-CONAGUA b. 2016. Estadísticas del agua en México. Disponible en línea <https://agua.org.mx/biblioteca/estadisticas-del-agua-en-mexico-edicion-2016/> (acceso 4 de octubre de 2017).
- Sedeño - Díaz, J. y López - López, E. 2007. Water quality in the river Lerma, México: An overview of the quarter of the twentieth century. *Water Resour Manage*, 21: 1797-1812.
- Shapiro J, Lundquist JB, Carlson RE. 1975. Involving the public in Limnology: an approach to communication. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte. Limnologie Verhandlungen*, 19: 866-874.
- Shanbehzadeh, S., Dastjerdi, M., Hassanzadeh, A. y Kiyanzadeh, T. 2014. Heavy metals in water and sediment: A case study of Tembi River. *Journal of Environmental and Public Health*, 2: 1-5.
- Sheinbaum, C., Chávez, C. y Ruíz J. 2010 Producción de energía. En: Jiménez, B., Torregrosa, Ma. y Aboites, L. (Comp.) *El agua en México: cauces y encauses*. Academia Mexicana de Ciencias. 1 ed., México, pp. 203-234.
- Silva, J., Moncayo, R., Ochoa, S., Estrada, F., Cárdenas, G., Escalera, C., Villalpando, F. y Nava, J. 2013. Calidad química del agua subterránea y superficial en la cuenca del río Duero, Michoacán. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(5): 127-146.

- Singare, P., Trivedi, M. y Mishra, R. 2011. Assessing the physio-chemical parameters of sediment ecosystem of Vasai Creek at Mumbai, India. *Marine Science*, 1(1): 22-29.
- Smith, Thomas y Smith R. (2007). Ecología, 6ta edición, Perason Education, Madrid 2007, pp. 776.
- Snorheim, C., Hanson, P., McMahon, K., Read, J., Carey, C y Dugan, H. 2017. Meteorological drivers of hypolimnetic anoxia in a eutrophic, north temperate lake. *Ecological Modelling*, 343: 39-53.
- Soto, O., Carrillo - Chávez, J. y Suárez, J. 2011. Concentración de metales y metaloides en sedimentos del río Zahuapan, Tlaxcala, México. En: Jiménez, R. y Hernández, Ma. (Coords.) Zahuapan: río-región-contaminación, Colegio de Tlaxcala; pp. 471.
- Søndergaard. M. 2007. Nutrient dynamics in lakes - with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration. Doctor's dissertation (DSc). National Environmental Research Institute, University of Aarhus, Denmark; pp.276.
- Streit, N., Pedrolo, L., Weber, M. y Hycheki, L: 2005. As Clorofilas. *Ciência Rural*, 35 (3): 748-755.
- Suárez, J., Carreón, M., Chamizo, S. y Orozco, S. 2011. Disponibilidad y contaminación de agua en la cuenca del río Zahuapan, Tlaxcala, México. En: Jiménez, R. y Hernández, Ma. (Coords.) Zahuapna: río-región-contaminación, Colegio de Tlaxcala; pp. 471.
- Tao, W., Chen, G., Zeng, G., Yan, M., Chen, A., Guo, Z., Huang, Z., He, K., Hu, L., y Wang, L. 2016. Influence of silver nanoparticles on heavy metals of pore water in contaminated river sediments. *Chemosphere*, 162: 117-124.
- Teixeira - Correia, G., Sánchez - Ortiz, I. A., Gebara, D., Dall'Aglio - Sobrinho, M. y Matsumoto, T. 2013. Remoción de fósforo de diferentes aguas residuales en reactores aerobios de lecho fluidizado trofásico con circulación interna. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 67: 172 - 182.
- Tomlinson, D., Wilson, J., Harris, C. y Jeffery, D. 1980. Problems in the assessment of heavy metals levels in estuaries and the formation of a pollution Index. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuch*, 33: 566-575.
- Uluturhan, E., Kontas, A. y Can E. 2011. Sediment concentrations of heavy metals in the Homan Lagoon (Eastern Aegean Sea): Assessment of contamination and ecological risks. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1989-1997.
- USEPA. 2007. Method 3015a: Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts. Revisión 1.US: Gov. Print. Office, Washington, DC.
- USEPA. 2007. Method 3051a: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Revisión 1.US: Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Valdés, J. y Castillo, A. 2014. Evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos marinos en el sistema de bahías de caldera (e27°S), Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(3): 497-513.
- Vargas - Acosta, B. y Linero - Cueto, J. 2017. Caracterización de sólidos suspendidos y sedimentos superficiales en humedales del departamento del Magdalena (Zapayán,

- Pijñño y Chilloa). Memorias III Seminario Internacional de Ciencias Ambientales SUE-Caribe, 212-216.
- Vásquez, G., Herrera, L., Cantera, J., Galvis, A., Cardona, D y Hurtado. 2012. Metodología para determinar niveles de eutrofización en ecosistemas acuáticos. *Revista de la Asociación colombiana de Ciencias Biológicas*, 24: 112-128.
- Vega - Villasante, F., Espinosa - Chaurand, L., Yamasaki, S., Cortés, E., García - Guerrero, M., Cupul - Magaña, A., Nolasco - Soria, H. y Guzmán - Arroyo, M. 2011. Acuicultura del langostino *Macrobrachium tenellum* Engorda de estanques semirrústicos. Universidad de Guadalajara, Jalisco, pp. 87.
- Vidales, A., Leos, M. y Campos, Ma. 2010. Extracción de grasa y aceites en los efluentes de una industria automotriz. *Conciencia Tecnológica* 40: 29-34.
- Vollenweider, R. y Janus, L. L. 1981. Statistical models for predicting hypolimnetic oxygen Research Institute. Canada Centre for Inland Waters. Ontario; pp. 38.
- Von Bertrab, A. y Matus, J. 2010. Aspectos sociales sobre la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos: un análisis de conflictos y controversias en torno al agua. En: Aguilar, A. (Comp.) *Calidad del agua: un enfoque multidisciplinario*. 1 ed. México, D.F. pp. 247-180.
- Voković, Z., Radenković, M., Stanković, S. y Vuković, D. 2010 Distribution and accumulation of heavy metals in the water and sediment of the River Sava. *Journal the Serbian Chemical Society*, 76(5):795-803.
- Wild, A. 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, España; pp. 1045.
- WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas). 2016. Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo 2016: Agua y Empleo. París, UNESCO.
- Yang, X., Wu, X., Hao, H. y He, Z. 2008. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, 9(3): 197-209
- Zhao, G., Ye, S., Yuan, H., Ding, X. y Wang, J. 2016. Distribution and contamination of heavy metals in surface sediments of the Daya Bay and adjacent shelf, China. *Marine Pollution Bulletin*, 112: 420–426.
- Zhang, C., Yu, Z., Zeng, G., Jianj, M., Yang, Z., Cui, F., Zhu, M., Shen, L. y Hu L. 2014. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, 73:270-281.