



Universidad Autónoma Metropolitana

Unidad Iztapalapa

DIVISIÓN DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

Posgrado en Energía y Medio Ambiente

Laboratorio de Ecotoxicología

“Evaluación de la contaminación en la Presa Atlangatepec, Tlaxcala y su posible efecto en la condición biológica de *Chiostoma sp.*”

T E S I S

Que para obtener el Título de

Maestro en Ciencias (Energía y Medio Ambiente)

P r e s e n t a:

Granados Sánchez Rubén Rafael

Director: Dra. Guadalupe Barrera Escorcía UAM-I

Asesor: Dra. Martha Rodríguez Gutiérrez UAM-X

COMITÉ TUTORAL

Director: Dra. Guadalupe Barrera Escorcia. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Laboratorio de Ecotoxicología.

Asesor: Dra. Martha Rodríguez Gutiérrez. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, Laboratorio de Reproducción, Genética y Sanidad Acuícola.

JURADO

Dra. Patricia Ramírez Romero, Departamento de Hidrobiología, UAM-I, Presidente

Dra. Guadalupe Barrera Escorcia, Departamento de Hidrobiología, UAM-I, Secretaria

Dr. Mario Alejandro Muñoz Nájera, Centro Universitario Nezahualcóyotl, Universidad,
Vocal

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma Metropolitana, al Posgrado en Energía y Medio Ambiente, y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo administrativo, económico y de instalaciones para la realización y conclusión del presente trabajo de investigación.

A mis asesoras,

La Dra. Guadalupe Barrera Escorcía por su apoyo incondicional y sus valiosos consejos académicos para concretar satisfactoriamente la investigación.

La Dra. Martha Rodríguez Gutiérrez por sus observaciones siempre tan acertadas para mejorar el proyecto, así como también, por el apoyo brindando en el trabajo de campo.

A mis sinodales,

La Dra. Patricia Ramírez Romero por las sugerencias y observaciones que aportó para mejorar la investigación. Además, por facilitarnos diversos equipos y materiales de laboratorio indispensables para el proyecto.

Al Dr. Mario Alejandro Muñoz Nájera por todas las observaciones hechas desde el inicio del proyecto y por compartir su conocimiento y experiencia en las diversas técnicas de laboratorio.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mi mamá, Lilia Sánchez

Por brindarme su amor y apoyo incondicional en todo momento, así como por sus enseñanzas y motivación para cumplir siempre mis metas. Gracias mamá, por ti soy lo que soy.

A mis abuelitos, Aarón Sánchez y Luisa Soto

Por cuidar mis pasos y darme todo su cariño, además de compartirme su conocimiento con base a su experiencia para ser un hombre bueno y exitoso.

A Yeye Salas,

Por estar a mi lado en todo momento y alentarme siempre a conseguir mis sueños, así como también, por brindarme todo su apoyo para culminar esta etapa en particular. Y&R&C.

A mis hermanos, Luis Granados y Lizeth Granados

Por demostrarme su apoyo y cariño, además de considerarme un buen hermano.

A Iván Martínez,

Por siempre brindarme buenos consejos y mostrarme el camino para alcanzar mis metas personales y profesionales.

ÍNDICE

RESUMEN	i
SUMMARY	iii
1.- Introducción	2
2.- Marco teórico	5
2.1.- Aguas continentales superficiales	5
2.1.1.- Importancia de ecosistemas dulceacuícolas	6
2.1.2.- Características de las presas	7
2.1.3.- Estrategias de conservación y manejo	8
2.1.4.- Contaminación e impactos negativos	9
2.1.4.1.- Metales como contaminantes prioritarios	11
2.2.- Estudio y evaluación de los ecosistemas acuáticos dulceacuícolas	15
2.2.1.- Aspectos socioeconómicos	16
2.2.2.- Calidad del ambiente acuático	16
2.2.2.1.- Índices de calidad y de contaminación del agua	17
2.2.3.- Especies bioindicadoras	18
2.2.4.- Biomarcadores	19
2.2.5.- El riesgo a la salud humana y al ambiente	21
2.3.- Presa Atlangatepec, Tlaxcala	22
2.3.1.- Biodiversidad y especies prioritarias	23
2.3.2.- Características de <i>Chirostoma sp.</i>	24
3.- Justificación	27
4.- Pregunta de investigación	27
5.- Hipótesis	27
6.- Objetivo general	29
6.1.- Objetivos particulares	29
7.- Material y métodos	31
7.1.- Salida prospectiva y metodología general de colecta	31
7.2.-Análisis de muestras de agua	34
7.2.1.-Trabajo en campo	34
7.2.2.-Trabajo en laboratorio	34
7.2.3.-Índices de contaminación	38
7.2.4.- Índice de calidad del agua	39
7.2.5.- Metales en agua	41
7.3.- Análisis de tejido de <i>Chirostoma sp.</i>	42

7.3.1.- Metales en tejido de <i>Chirostoma sp.</i>	42
7.3.2.- Metalotioneínas en tejido de <i>Chirostoma sp.</i>	43
7.4.- Análisis de los datos	45
7.4.1.- Estadística	45
7.4.2.- Sistema de información geográfica	45
7.4.3.- Caracterización del riesgo	46
8.- Resultados	49
8.1.- Condición del agua de la Presa Atlangatepec.....	49
8.1.1.- Parámetros físicos, químicos y biológicos.....	49
8.1.2.-Índices de contaminación (ICOs)	58
8.1.3.-Índice de calidad del agua (ICA)	61
8.1.4.- Representación geoespacial de los ICOs e ICA.....	65
8.1.5.- Análisis de componentes principales (ACP).....	73
8.1.6.- Metales en agua	74
8.2.-Condición biológica de <i>Chirostoma sp.</i>	78
8.2.1.-Características físicas.....	78
8.2.2.-Concentración de metales	79
8.2.3.-Concentración de metalotioneínas (Mt)	82
8.2.4.-Factor de bioconcentración (FBC) de metales	82
8.2.5.-Cociente de peligrosidad (Q)	83
9.-Discusión	86
9.1.- Parámetros físicos, químicos y biológicos en agua.....	86
9.2.- Contaminación por materia orgánica	89
9.3.- Contaminación por mineralización	90
9.4.- Contaminación por nutrientes	90
9.5.- Calidad del agua.....	91
9.6.-Metales en agua	94
9.7.- Metales y metalotioneínas en <i>Chirostoma sp.</i>	96
9.8.-Coeficiente de peligrosidad.....	99
10.-Conclusiones.....	102
11.- Bibliografía	104

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.- Caracterización de los lagos; se muestran las zonas litoral y zona limnética. Tomado de SEMARNAT, 2018.....	5
Figura 2.- Distribución del agua en el mundo. Tomado de SEMARNAT 2016.	6
Figura 3.- Distribución porcentual de calidad del agua a nivel nacional determinada con los indicadores: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅), Coliformes Fecales (CF), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST. Elaborado a partir de información obtenida de CONAGUA, 2020.....	11
Figura 4. Protocolo para la evaluación integral de los ecosistemas acuáticos. Modificado de Sedeño y López, 2009.....	15
Figura 5. Representación secuencial de la respuesta biológica ante la exposición a un contaminante. Modificado de Van der Oost et al., 2003.....	20
Figura 6. Características generales de las metalotioneínas. Elaborado a partir de información obtenida de Vergani et al., 2005; Lacorn et al., 2001; Lemus et al., 2016.....	21
Figura 7.- Morfología general de <i>Chirostoma sp.</i> (Charal): BLP, banda lateral plateada; AA, aleta anal; AC, aleta caudal; AP, aleta pectoral; AD, aletas dorsales. Elaboración propia.....	25
Figura 8.- Área de estudio. Se presenta la ubicación de la Presa Atlangatepec y las estaciones para la colecta de muestras.	32
Figura 9. –Diagrama de Flujo.	33
Figura 10.- Diagrama de la secuencia de siembra en el medio de enriquecimiento para la determinación de bacterias coliformes. Técnica de tubos múltiples por quintuplicado.....	36
Figura 11.- Procedimiento general para la cuantificación de nutrientes en agua con de espectrofotómetro HACH DR 2500.....	37
Figura 12.- Procedimiento general para la cuantificación de metales en tejido de pescado.....	43
Figura 13.- Ganadería y agricultura en la periferia de la presa Atlangatepec.....	49
Figura 14.- Temperatura y pH. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; Límite, intervalo de pH de acuerdo con la Ley Federal de Derechos del 2019.....	51
Figura 15.- Transparencia. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; ET, estado trófico del agua de acuerdo con la OCDE, 1982 (anaranjado, estado eutrófico; rojo, estado hipereutrófico).....	52
Figura 16.- Oxígeno Disuelto. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; Límite mínimo de acuerdo con la Ley Federal de Derechos del 2019.....	53
Figura 17.- Coliformes Fecales. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; Calidad de acuerdo con CONAGUA, 2018.	54
Figura 18.- Demanda Bioquímica de Oxígeno. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; Calidad de acuerdo con CONAGUA, 2018.....	55
Figura 19.- Nitrógeno Amoniacal, Nitritos y Nitratos. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; límite máximo permisible de acuerdo con la Ley Federal de Derechos del 2019; N/D, no determinado.	56
Figura 20.- Fosfatos. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; límite máximo permisible de acuerdo con la Ley Federal de Derechos del 2019.	57
Figura 21.- Dureza. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020.	57
Figura 22.- Conductividad y Sólidos Disueltos Totales. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020.....	58

Figura 23.- Índice de Contaminación por Materia Orgánica (ICOMO). Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; GC, grado de contaminación del agua por materia orgánica categorizado por un gradiente de color (Ramírez et al., 1997).	59
Figura 24.- Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI). Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; GC, grado de contaminación del agua por mineralización categorizado por un gradiente de color (Ramírez et al., 1997).	60
Figura 25.- Índice de Contaminación por Nutrientes (ICN). Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; GC, grado de contaminación del agua por nutrientes categorizado por un gradiente de color (Brink, 1991).	61
Figura 26.- Índice de Calidad del Agua por dos modelos matemáticos. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; a, suma lineal ponderada y b, función ponderada multiplicativa (NSF, 2006).	62
Figura 27.- Aptitud del agua de la Presa Atlangatepec para diversos usos como fuente de agua potable, recreativo, pesca y protección de la vida acuática y agricultura.	64
Figura 28.- Contaminación por materia orgánica en noviembre del 2018. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	65
Figura 29.- Contaminación por materia orgánica en junio del 2019. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	66
Figura 30.- Contaminación por materia orgánica en marzo del 2020. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	66
Figura 31.- Contaminación por mineralización en noviembre del 2018. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	67
Figura 32.- Contaminación por mineralización en junio del 2019. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	68
Figura 33.- Contaminación por mineralización en marzo del 2020. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	68
Figura 34.- Contaminación por nutrientes en noviembre del 2018. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	69
Figura 35.-Contaminación por nutrientes en junio del 2019. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	70

Figura 36.-Contaminación por nutrientes en marzo del 2020. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	70
Figura 37.-Calidad del Agua en noviembre del 2018. Se muestra la aptitud del agua a partir de cinco categorías para ser usada en pesca y desarrollo de la vida acuática. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	71
Figura 38.- Calidad del agua en junio del 2019. Se muestra la aptitud del agua a partir de cinco categorías para ser usada en pesca y desarrollo de la vida acuática. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	72
Figura 39.- Calidad del agua en marzo del 2020. Se muestra la aptitud del agua a partir de cinco categorías para ser usada en pesca y desarrollo de la vida acuática. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	72
Figura 40.-Análisis de Componentes Principales. Se representa la variación espacial entre las tres temporadas de estudio, basado en los diferentes índices de contaminación y calidad del agua.	74
Figura 41.- Concentración de Pb y Cd en agua. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; L límite máximo permisible de acuerdo con la Ley Federal de Derechos del 2019.	75
Figura 42.- Concentración de Cromo en noviembre del 2018. Se muestra la representación geoespacial de la concentración de Cr dentro de la presa; tonos de color más intenso indican mayor concentración del metal. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	76
Figura 43.- Concentración de Cromo en junio del 2019. Se muestra la representación geoespacial de la concentración de Cr dentro de la presa; tonos de color más intenso indican mayor concentración del metal. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	77
Figura 44.- Concentración de Plomo en noviembre del 2018. Se muestra la representación geoespacial de la concentración de Pb dentro de la presa; tonos de color más intenso indican mayor concentración del metal. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	77
Figura 45.- Concentración de Plomo en junio del 2019. Se muestra la representación geoespacial de la concentración de Pb dentro de la presa; tonos de color más intenso indican mayor concentración del metal. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.	78
Figura 46.- Metales en pescado fresco y seco. Se muestran los gráficos con las concentraciones promedio de cobre, plomo, cadmio y cromo en tejido fresco y seco de ejemplares de <i>Chirostoma sp.</i> Nov, noviembre 2018; Jun, junio 2019; Límite máximo permisible de acuerdo con la legislación nacional e internacional.	80
Figura 47.- Concentración de metalotioneínas en músculo e hígado. a, gráfico con la concentración de Mt en peces machos (M) y hembras (H); b, gráfico con la concentración de Mt en el total de peces.	82

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.- Diferencias limnológicas entre lagos y presas. Modificado de Hernández y García, 2007.	8
Tabla 2.- Características y efectos negativos del cadmio, cromo, cobre y plomo. Elaborado a partir de información obtenida de Moore y Ramamoorthy, 1984; Londoño et al., 2016; Lenntech, 2020; ATSDR, 2020.	12
Tabla 3.- Algunos parámetros utilizados para evaluar las condiciones de los sistemas acuáticos. Elaborado a partir de información obtenida de Jiménez, 2000.	17
Tabla 4. Listado de algunas especies presentes en la Presa Atlangatepec, Tlaxcala en alguna categoría de riesgo. No determinado(N/D). NOM-059-SEMARNAT-2010: Amenazada (A); Sujeta a protección especial (Pr). IUCN Red List: Menor preocupación (LC): Casi amenazado (NT); Vulnerable (VU).....	24
Tabla 5.- Grado de contaminación de acuerdo al puntaje arrojado en los Índices de Contaminación.	39
Tabla 6.-Factores de ponderación para los parámetros utilizados para calcular el índice de Calidad del Agua.	40
Tabla 7.- Calidad del agua de acuerdo al puntaje arrojado en el ICA.	41
Tabla 8.-Calidad del Agua de acuerdo con diferentes usos del recurso. Se presentan los intervalos de puntajes para determinar la aptitud del agua para ser usada (Dinius, 1987).	41
Tabla 9.- Soluciones requeridas para llevar a cabo el proceso de cuantificación de metalotioneínas.	43
Tabla 10.- Valores promedio± desviación estándar de los parámetros analizados en el agua de la Presa Atlangatepec. Se incluyen los valores límites máximos o mínimos permisibles y/o recomendados en la legislación vigente o por instituciones nacionales e internacionales para la protección de la vida acuática. Superíndices: 1, Límite mínimo; 2, Límite máximo.	50
Tabla 11.- Valores promedio ± desviación estándar de los diferentes índices de contaminación para cada una de las temporadas de estudio.	61
Tabla 12.- Valores promedio ± desviación estándar del índice de Calidad del Agua en cada temporada de estudio. ICAa, suma lineal ponderada; ICAb, función ponderada multiplicativa. .	62
Tabla 13.- Valores promedio ± desviación estándar de las concentraciones de metales en agua. Se incluyen los límites máximos permisibles para protección de la vida acuática.....	75
Tabla 14.- Valores promedio ± desviación estándar de los parámetros morfométricos determinados en machos y hembras de <i>Chirostoma sp.</i>	79
Tabla 15.- Valores promedio ± desviación estándar de las concentraciones de metales en peces. Se incluyen los límites máximos permisibles de cobre, plomo, cadmio y cromo en pescado fresco, establecidos en México, España y Estados Unidos.	81
Tabla 16.- Valores promedio ± desviación estándar de la concentraciones de metales en machos y hembras. Se muestran los valores en tejido fresco y seco. ND, valores no detectados.	81
Tabla 17.- Valores promedio ± desviación estándar de las concentraciones de metalotioneínas en peces, correspondientes a la temporada de junio del 2019.	82
Tabla 18.- Valores promedio ± desviación estándar de Factor de Bioconcentración de metales en peces.	83
Tabla 19.- Valores del Cociente de peligrosidad (Q) de diferentes contaminantes en agua. Se incluye un color en cada valor de Q donde: Azul, no hubo efectos adversos; Amarillo, posibles efectos adversos; Rojo, probables efectos adversos.	83

Tabla 20.- Valores del Cociente de peligrosidad (Q) de metales en *Chirostoma sp.* como alimento para consumo humano. Se incluye un color en cada valor de Q donde: Azul, no hubo efectos adversos; Amarillo, posibles efectos adversos; Rojo, probables efectos adversos 84

RESUMEN

El presente estudio se realizó en la Presa Atlangatepec, ubicada en el estado de Tlaxcala, México, en la cual se realiza actividad acuícola-pesquera, así mismo alberga una gran diversidad biológica. Algunos factores como la agricultura, ganadería y vertimiento de aguas residuales, han influido durante años en la calidad del agua de la presa lo que podría comprometer la integridad de la vida acuática. Por lo anterior el objetivo que se planteó fue evaluar la condición de contaminación del agua de la presa para determinar si esta pudiera causar un daño a los peces del género *Chirostoma* y a su uso como recurso alimentario. Se analizaron tres muestreos: noviembre del 2018, junio del 2019 y marzo del 2020, y se establecieron 15 estaciones de muestreo, en las cuales se midieron en agua parámetros físicos, químicos y biológicos *in situ* y en laboratorio; también se determinaron los metales Pb, Cd, Cr y Cu en agua y ejemplares de *Chirostoma sp.*, incluyendo en estos un análisis de metalotioneínas. Con ello, se aplicaron tres índices de contaminación (ICOs) y un índice de calidad del agua (ICA), además se caracterizó el riesgo mediante el coeficiente de peligrosidad (Q). El grado de contaminación por materia orgánica (ICOMO) fue bajo en todas las temporadas, sin embargo, el grado de contaminación por mineralización y nutrientes fue alto (ICOMI e ICN). El ICA arrojó valores de entre 50 y 80, lo que indicó que la calidad del agua para uso en pesca y desarrollo de la vida acuática se mantuvo en el límite aceptable para la conservación de especies sensibles durante noviembre y junio, y dudosa para la pesca en marzo. Las diferencias observadas entre las temporadas de estudio fueron estadísticamente significativas (*ANOVA de una vía y Kruskal- Wallis; p<0.05*), siendo marzo la temporada en la que se reportaron los valores más elevados de contaminación y menor calidad del agua. El Análisis de Componentes Principales mostró un 82.96% de la variación e indicó que el ICA tuvo una correlación negativa con respecto a los ICOs, particularmente con el ICOMO, mientras que se observó una correlación positiva entre estos últimos. Se observaron concentraciones elevadas de Pb en agua de la presa durante noviembre del 2018 y junio del 2019, las cuales alcanzaron valores promedio de hasta 1 mg/L, superando los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática. También se determinó Cr pero éste no presentó niveles elevados respecto a los valores aceptables. Las concentraciones de ambos metales fueron significativamente diferentes entre temporadas (*T student y U Mann-W; p<0.05*). Se determinó bioacumulación de metales en los peces y niveles elevados de metalotioneínas, los cuales pudieron estar vinculados a los niveles de Pb. El Pb fue el metal que presentó las concentraciones más elevadas, 12.49 µg/g en pescado fresco y 32.41 µg/g en pescado seco. El riesgo asociado a los contaminantes indicó que los niveles de NH₃, NO₂, PO₄ y Pb en agua

podrían generar efectos adversos para los organismos acuáticos; en cuanto a los metales, los niveles de Pb en *Chirostoma sp.* indican un importante riesgo asociado a su consumo ($Q > 10$). Si bien, algunos índices calificaron a la Presa Atlangatepec como en condiciones aceptables, se presentó un grado de contaminación, considerando la mineralización y los nutrientes, lo que permite calificar a este cuerpo acuático como eutrófico, con base en los contenidos de NH_3 , NO_2 y PO_4 . Se determinó que las altas concentraciones de Pb representan un peligro para las especies y el ser humano, y es un parámetro que no es considerado en los diferentes índices. Las concentraciones de los contaminantes analizados y su ubicación indican que las aguas provenientes del Río Zahuapan y la actividad agrícola, son algunas de las principales fuentes de contaminación de la Presa Atlangatepec, por lo que es necesario mantener el monitoreo constante del agua y evitar el posible incremento de contaminantes, ya que de no mejorar la condición de la presa se podría comprometer a las especies más sensibles que habitan en este sistema, como el charal, y su uso como recurso alimentario.

Palabras clave: Presa Atlangatepec, Contaminación, Calidad del Agua, Metales, Charal, Metalotioneínas.

SUMMARY

This study was conducted at the Atlangatepec Dam, located in the state of Tlaxcala, México, in which aquaculture-fishing activity is carried out and it has great biological diversity. Various factors such as agriculture, stockbreeding and wastewater pouring have influenced the water quality of the dam for years which could compromise the integrity of aquatic life, so the goal was to assess the current condition in the water from the dam to determine whether it could cause harm to fish of the genus *Chirostoma* and its use as a food resource. Three study seasons were analyzed: November 2018, June 2019 and March 2020, and established 15 sampling stations, in which physical, chemical and biological parameters were measured *in situ* and in the laboratory; the metals Pb, Cd, Cr and Cu were also determined in water and specimens of *Chirostoma sp.*, and a metallothioneins analysis was performed in muscle and liver. With these data, three pollution indexes (POIs) and a water quality index (WQI) were applied, and the risk was characterized by a hazard coefficient (Q). The degree of pollution by organic matter (OMPI) was low in all seasons, however, the degree of pollution by mineralization and nutrients was high (MIPI and NPI)). The WQI presented values of between 50 and 80, which indicated that water quality for use in fishing and development of aquatic life remained in the acceptable limit for the conservation of sensitive species during November and June, and doubtful for fishing in March. The observed differences between the seasons were statistically significant (*ANOVA of one way and Kruskal- Wallis; $p < 0.05$*), with March being the season where the highest values of pollution and lower water quality were reported. The Principal Component Analysis showed 82.96% of the explained variation and indicated that the Water Quality Index (WQI) had a negative correlation with respect to the pollution indexes (POIs), particularly with OMPOI, while a positive correlation was observed between POIs. High concentrations of Pb were observed in dam water, during November 2018 and June 2019, which reached average values of up to 1 mg/L, exceeding the permissible maximum limits for the protection of aquatic life. Cr was also determined but it did not present high levels with respect to acceptable values; concentrations of both metals were significantly different between seasons (*T student y U Mann-W; $p < 0.05$*). In specimens, bioaccumulation of metals and high levels of metallothioneins were determined, which could be linked to Pb levels. Pb was the metal that showed the highest concentrations, 12.49 $\mu\text{g/g}$ in fresh fish and 32.41 $\mu\text{g/g}$ in dried fish. The risk associated with contaminants indicated that the levels of NH_3 , NO_2 , PO_4 and Pb in water could represent possible adverse effects for aquatic organisms; regarding metals, the Pb levels in *Chirostoma sp.* indicate a significant risk associated with its consumption ($Q > 10$). Although some indices qualified the Atlangatepec Dam as in acceptable conditions, a degree of contamination

was presented, considering mineralization and nutrients, which allows qualifying this aquatic body as eutrophic, based on the contents of NH_3 , NO_2 and PO_4 . The high Pb concentrations represent a risk to species and human, and it is a parameter that is not considered in the different indexes. The concentrations of the pollutants analyzed and their location indicate that the waters from the Zahuapan River and agricultural activity are some of the main sources of pollution of the Atlangatepec Dam, so it is necessary to maintain constant monitoring of the water and avoid the possible increase in pollutants, since if the condition of the dam is not improved, the most sensitive species that inhabit this system, such as the charal, and their use as a food resource could be compromised.

Keywords: Atlangatepec dam, Pollution, Water Quality, Metals, Charal, Metallothioneins

INTRODUCCIÓN

1.- Introducción

La Presa Atlangatepec se encuentra ubicada al norte del Estado de Tlaxcala, aproximadamente a 28 km de la ciudad del mismo nombre y a 10 km del poblado de Tlaxco. Es el cuerpo de agua más grande e importante de la entidad. En la presa se desarrolla actividad acuícola y pesquera de especies como carpa (*Cyprinus carpio*) y charal (*Chirostoma sp.*) y en la periferia de la misma el uso de suelo es principalmente para actividad agrícola. Este cuerpo acuático alberga una gran diversidad biológica por lo que desde 2008 es considerado como un humedal de importancia internacional por la convención Ramsar; se tienen asociadas al humedal alrededor de 125 especies de aves, entre migratorias y residentes, además de ser el hábitat de una especie de ajolote (*Ambystoma tigrinum*) la cual se encuentra enlistada bajo la categoría de “prioritaria” en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Ramsar, 2008; CONAGUA, 2009, SEMARNAT, 2010).

A pesar de la importancia de la Presa Atlangatepec, el humedal se ha visto fuertemente impactado por diversos factores, entre los que destacan la agricultura, la ganadería, la deforestación y el vertimiento de aguas residuales. Estos y otros problemas, han afectado gravemente diversos ecosistemas acuáticos mexicanos y del mundo, esto debido al incremento de los asentamientos urbanos, las prácticas de ganadería, la agricultura extensiva, y las escasas practicas limpias y sustentables en la industria. Muchos xenobioticos provenientes de estas actividades se han considerado como contaminantes prioritarios por su persistencia en el ambiente y por los daños que se derivan de ellos, tal es caso de los plaguicidas y metales, por mencionar solo algunos (Pérez y Badillo, 1996; Rapport y Whitford, 1999; Muñoz *et al.*, 2015).

Algunos problemas que se pueden presentar en los cuerpos de agua se vinculan con la eutrofización derivada del aumento desmedido de nutrientes, los cuales, cuando alcanzan concentraciones elevadas conllevan a la proliferación de fitoplancton o llegan a ser tóxicos para las especies acuáticas. El uso de fertilizantes y plaguicidas en la agricultura también se ha vuelto un grave problema, ya que muchos de los compuestos activos de estos productos son arrastrados hacia los sistemas acuáticos llegando a provocar daños y la muerte de los organismos (Rodríguez y Guzmán, 2004). La industria también contribuye fuertemente a la contaminación del agua; los metales son de los principales contaminantes asociados a esta actividad y se ha demostrado en diversos estudios su alta toxicidad en la fauna silvestre y en el hombre (Lodoño *et al.*, 2016; Covarrubias y Peña, 2017).

Actualmente se han propuesto a nivel mundial diversas estrategias encaminadas al aprovechamiento sustentable de los recursos y la conservación de la biodiversidad. Dentro de las

cuales se menciona el uso de modelos matemáticos que permiten sintetizar e interpretar la información derivada del análisis de diferentes parámetros fisicoquímicos y biológicos. Asimismo, se ha demostrado que ciertas especies pueden actuar como bioindicadores a nivel individuo, población o comunidad, porque pueden reflejar el estado y condición del ecosistema en que se desarrollan. También destaca el uso de diversas técnicas que permiten detectar la expresión de diversos biomarcadores ante la exposición a ciertos contaminantes. Sumado a lo anterior, se recomienda que se integren los aspectos socioeconómicos para involucrar tanto a los gobiernos, como a la población en el cuidado y solución de los problemas ambientales que enfrentamos (Carlson, 1977; UNEP, 2008; Heink y Kowarik, 2010; Ramírez *et al.*, 2018).

Los estudios acerca de la contaminación de los ambientes acuáticos son muy importantes debido a que estos ecosistemas no se mantienen estáticos a través del tiempo y continuamente se ven impactados por la actividad humana, por lo que mantener un monitoreo de los mismos permitirá conservarlos y aprovechar sustentablemente los bienes y servicios que brindan. En la Presa Atlangatepec se han llevado a cabo diversos trabajos de investigación científica en materia de taxonomía, acuacultura, ecología, manejo de recursos, toxicología y contaminación, estos dos últimos se han enfocado a la calidad del agua por parte de los investigadores y las dependencias de gobierno a las que compete el cuidado del humedal, sin embargo, son escasos los estudios relacionados a contaminantes prioritarios y emergentes como plaguicidas, residuos farmacológicos o metales pesados. La presente investigación, buscó generar información acerca de la condición actual del agua de la presa, así como ser un parteaguas para estudios futuros respecto a contaminantes como los metales presentes en agua y organismos de este cuerpo acuático.

MARCO TEÓRICO

2.- Marco teórico

2.1.- Aguas continentales superficiales

Son aquellos cuerpos de agua que se encuentran en tierra firme, formando parte de los continentes; en general, presentan poca profundidad y pueden mantener agua de forma temporal o permanente. Por sus características físicas se pueden dividir en sistemas lénticos y lóticos.

Los sistemas lénticos están conformados por aguas tranquilas, donde están incluidos los lagos y humedales. Pueden ser alimentados por ríos, deshielo o por acuíferos subterráneos. Algunos son de carácter temporal, llegando a quedar completamente secos en época de estiaje, y existen de carácter estacional, en los cuales el nivel del agua puede modificarse a lo largo del año y así mismo la dinámica del ecosistema (Carvalho, 2006).

En dichos sistemas se pueden distinguir tres diferentes niveles: el litoral (la orilla), la zona limnética (la parte alejada de las orillas) y la zona profunda (por debajo de la zona limnética) (Fig.1).

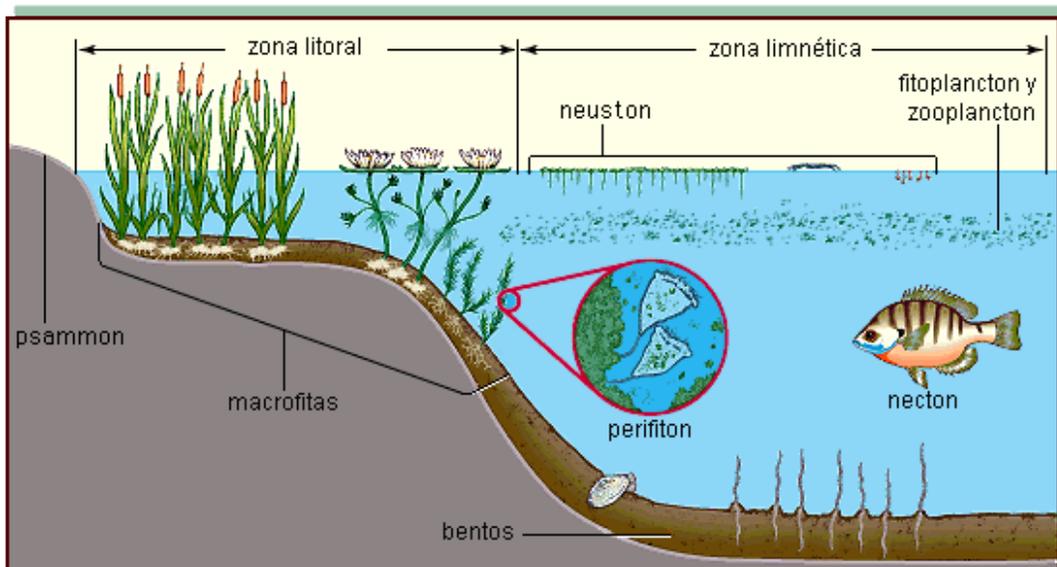


Figura 1.- Caracterización de los lagos; se muestran las zonas litoral y zona limnética. Tomado de SEMARNAT, 2018.

Los sistemas lóticos, tales como ríos y arroyos, se caracterizan por presentar una mayor fuerza de corriente. La topografía, la vegetación, la precipitación y la temperatura de cada región son los principales factores que regulan la cantidad de agua que discurre en ellos.

2.1.1.- Importancia de ecosistemas dulceacuícolas

En el planeta se calcula que existen alrededor de 1 400 millones de kilómetros cúbicos de agua, de los cuales 2.5% corresponden a agua dulce, localizada principalmente en ríos, lagos, glaciares, mantos de hielo y acuíferos (UNEP, 2007). Las aguas superficiales como lagos, embalses, ríos, arroyos y humedales retienen menos del uno por ciento del agua dulce no congelada, siendo los lagos y humedales los que almacena una mayor proporción (SEMARNAT, 2016) (Fig.2).

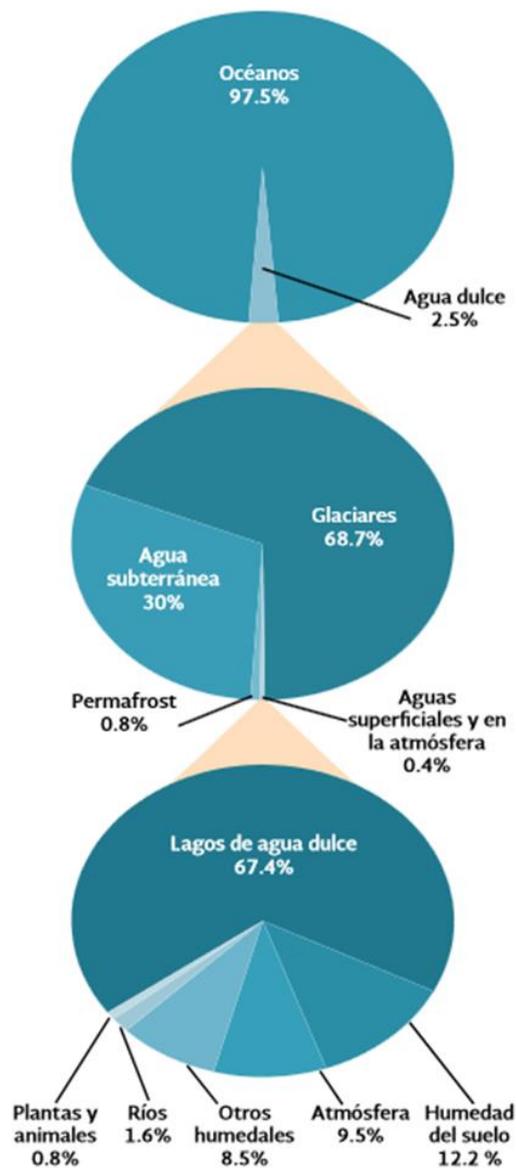


Figura 2.- Distribución del agua en el mundo. Tomado de SEMARNAT 2016.

Los ríos y lagos proporcionan hábitat para plantas y animales acuáticos e incrementan la diversidad del paisaje. En México, la ubicación topografía accidentada han favorecido el desarrollo de gran diversidad de cuerpos de agua, así como una biota variada y rica en especies nativas, lo que contribuye con la gran diversidad biológica característica del país (De la Vega, 2003).

Los cuerpos de agua dulce, además de ser hábitats fundamentales para la diversidad biológica, proporcionan a la sociedad gran variedad de bienes y servicios ambientales, definidos como “los procesos y las condiciones a través de las cuales los ecosistemas naturales, y las especies que los conforman, sostienen y colman la vida humana” (Baron *et al.*, 2003). La regulación de los flujos hidrológicos y del cambio climático, el abastecimiento de agua y alimento, las experiencias estéticas y recreación, son algunos de los bienes y servicios provistos por estos ecosistemas (Bucher *et al.*, 1997).

2.1.2.- Características de las presas

Las presas se pueden definir como aquellas estructuras hidráulicas que se construyen en la sección transversal del cauce de un río o arroyo, con los fines de elevar su nivel de forma permanente o variable y embalsar el agua para suministrarla en los periodos de escasez (ICOLD, 2003). Los usos más importantes a los que se destina el agua de las presas son: la generación de energía eléctrica, el abastecimiento de agua para riego, la regulación de caudales, control de crecientes, y usos derivados como la recreación, el deporte y la piscicultura (Santaella y Marín, 2001).

Existen diferencias entre los lagos y las presas en cuanto a sus componentes geomorfológicos, físicos, químicos y biológicos, y los cuales les confieren un dinamismo particular. Algunas de las propiedades que destacan son: origen y edad, tasas de renovación, fluctuaciones del nivel del agua, caracterización térmica, cargas de materia orgánica y nutrientes, estratificación química, distribución del oxígeno disuelto en la columna de agua y procesos de eutrofización (Hernández y García, 2007) (Tabla 1).

Tabla 1.- Diferencias limnológicas entre lagos y presas. Modificado de Hernández y García, 2007.

Propiedades	Lagos	Presas
<i>Origen</i>	Natural	Artificial
<i>Edad</i>	Miles a millones de años	Años o cientos de años
<i>Tasa de renovación del agua</i>	Uno o varios años	Días, semanas o meses
<i>Fluctuaciones del nivel del agua</i>	Pequeña, estable	Grande e irregular
<i>Comportamiento térmico en latitudes tropicales</i>	Oligomíctico, monomíctico templado o polimíctico	Monomíctico templado en presas profundas
<i>Cargas de materia orgánica y nutrimentos</i>	Depende del nivel trófico y de las características de la cuenca de drenaje	Alóctona y autóctona elevadas
<i>Estratificación química</i>	En los lagos profundos monomícticos y oligomícticos	Más pronunciada que en los lagos
<i>Oxígeno disuelto</i>	Polimícticos bien oxigenados durante la oxigenación. Hipolimnion hipóxicos o anóxicos en monimícticos u oligomícticos	Hipolimnion anóxicos independiente de su estado trófico
<i>Eutrofización</i>	De acuerdo con su estado ontogénico	Acelerada, acompañada de procesos de azolvamiento y contaminación

2.1.3.- Estrategias de conservación y manejo

Un factor de preocupación respecto a los ecosistemas acuáticos es que, una vez rotos sus períodos naturales de relativa estabilidad, el ritmo de recuperación de algunos de ellos puede ser muy lento, lo cual puede poner en riesgo a las comunidades bióticas más delicadas y puede comprometer el bienestar humano (Sánchez, 2007). Es por ello que el objetivo principal de la conservación es mantener los entornos naturales en un estado óptimo de composición de especies nativas, de estructuración de éstas y de funcionalidad homeostática, considerando las actividades humanas como componentes de sus procesos ecológicos (Cervantes, 2007).

La preservación de los ecosistemas dulceacuícolas es fundamental y debe estar encaminada bajo los objetivos del desarrollo sustentable, ya que proporcionan servicios que son necesarios para la supervivencia humana (UNEP, 2012). En 2015, la Organización de las Naciones Unidas estableció 17 objetivos de desarrollo sostenible, cada uno con metas específicas que deben alcanzarse en los próximos 15 años.

Dentro de ellos se encuentra el objetivo 6, el cual establece garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos. Algunas de sus metas buscan mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos; aumentar considerablemente el uso eficiente de los recursos hídricos en todos los sectores y asegurar la sostenibilidad de la extracción y el abastecimiento de agua dulce; proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos bosques, montañas, humedales, ríos, acuíferos y lagos (ONU, 2020).

En México la conservación del agua, cuenta con una legislación sólida, reflejada en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección del Ambiente (LGEEPA) (2018), que establece criterios para prevenir y controlar la contaminación del agua, y el Programa Nacional de Reservas de Agua para el Medio Ambiente (2018), que tiene la finalidad de lograr la conservación del medio ambiente y los ecosistemas de una cuenca, dando sustento a todas las actividades que en ella se desarrollen fortaleciendo la gestión integrada de los recursos hídricos.

2.1.4.- Contaminación e impactos negativos

A lo largo del tiempo, los ecosistemas acuáticos, en forma natural, tienen modificaciones graduales en sus características físicas y biológicas, sin embargo, en México y el mundo, estos sistemas se encuentran en riesgo en mayor o menor medida por las prácticas sistemáticas no sostenibles que incluyen: actividades pesqueras y agrícolas inadecuadas, la introducción de especies invasoras, la contaminación a través de descargas directas de agua residual o industrial, la contaminación difusa de agroquímicos y nutrientes, y por la sobreexplotación de acuíferos y agua superficial (González y Vallarino, 2014). Dichos factores afectan la composición química, física y el funcionamiento biológico de los ecosistemas acuáticos, lo que tiene a su vez impacto en la salud de las comunidades humanas y en la calidad y cantidad de bienes y servicios que reciben de ellos.

Asentamientos urbanos, agrícolas e industriales emiten continuamente al ambiente compuestos orgánicos e inorgánicos extraños, xenobióticos, siendo el agua el destino final de muchos de estos contaminantes, ya sea por descarga directa o por los diferentes procesos hidrológicos y

atmosféricos (Stegeman y Hahn, 1994). Dentro de los contaminantes prioritarios que se han detectado en agua, sedimento y organismos se encuentran los hidrocarburos fósiles, los plaguicidas y los metales, los cuales pueden ser retenidos en los sedimentos o bioacumularse (Calva y Torres, 2007).

Cuando los residuos vertidos son de naturaleza orgánica y en grandes cantidades, el principal problema que se presenta es la eutrofización de los sistemas acuáticos, ya que derivado de la actividad microbiana para su descomposición, son liberados al ambiente un exceso de nutrientes (Malacalza, 2002). Esto puede generar el desequilibrio en el funcionamiento de los ecosistemas.

Dentro de este panorama, es importante mencionar el cambio climático, ya que tiene diversos efectos tales como: tormentas intensas, derretimiento de las zonas polares, variación de los patrones climáticos y sequías prolongadas, las cuales generan un fuerte impacto negativo en los sistemas acuáticos, principalmente en sistemas lénticos; donde pueden provocar desecación, así como, intensificar los efectos de la eutrofización (SEMARNAT, 2018).

En México, para el año 2019, el 33.2% de los ríos, lagos y embalses cumplen con los límites aceptables de calidad del agua, en tanto que en el 66.8% restante, el agua tiene diferentes grados de contaminación. Los principales contaminantes son: materia orgánica, nutrientes, particularmente nitrógeno y fósforo y microorganismos caracterizados por los indicadores coliformes totales y coliformes fecales (CONAGUA, 2020). Sin embargo, hay otros como los metales y los derivados de hidrocarburos, que se presentan en áreas con actividad industrial.

Durante el año 2018 se monitorearon alrededor de 3000 sitios distribuidos en toda la República Mexicana, en los cuales se determinó la calidad del agua con cuatro parámetros: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Coliformes Fecales (CF). De acuerdo con la DBO_5 la calidad fue excelente en el 50.8 % de los sitios, pero los valores de DQO mostraron una calidad aceptable en el 30.2% y contaminada en el 28%. Los resultados de los SST indicaron una calidad excelente en el 61.8% de los sitios, mientras que los CF indicaron la misma calidad, pero en el 32.9%, seguido de una calidad como fuertemente contaminada en el 24% y contaminada en el 23% de los sitios, esto de acuerdo con el Sistema Nacional de Información del Agua (SINA, 2020) (Fig.3).

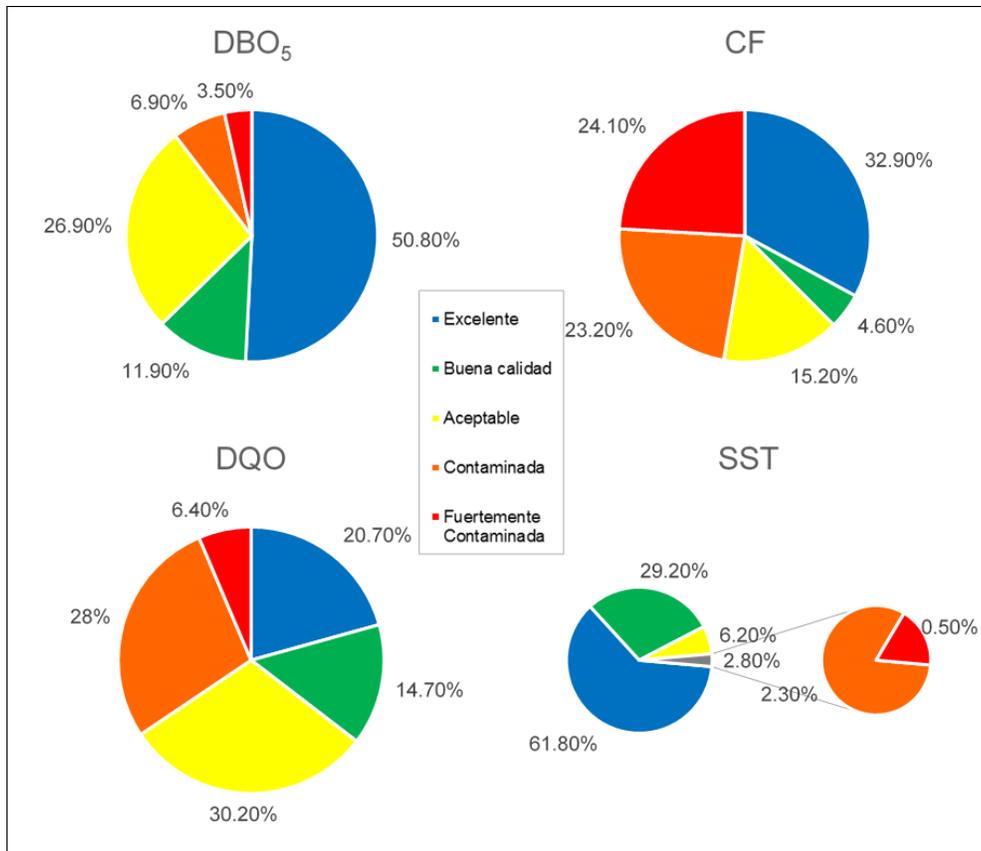


Figura 3.- Distribución porcentual de calidad del agua a nivel nacional determinada con los indicadores: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Coliformes Fecales (CF), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendedos Totales (SST). Elaborado a partir de información obtenida de CONAGUA, 2020.

2.1.4.1.- Metales como contaminantes prioritarios

El término “metales pesados” puede resultar impreciso para algunos científicos, sin embargo, es aceptado por otros; con dicho término se busca indicar que aquellos metales que, siendo elementos pesados debido a su densidad, son “tóxicos” para la célula (Navarro *et al.*, 2007). Se puede definir un metal pesado como aquel que tiene una alta densidad, es decir, mayor a 4 g/cm³, masa y peso mayor a 20 Da (Lodoño *et al.*, 2016) (Tabla 2). Algunos elementos que reúnen estas características son: aluminio (Al), bario (Ba), berilio (Be), cobalto (Co), cobre (Cu), estaño (Sn), hierro (Fe), manganeso (Mn), cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb), arsénico (As), cromo (Cr), molibdeno (Mo), níquel (Ni), plata (Ag), selenio (Se), oro (Au) y zinc (Zn).

Tabla 2.- Características y efectos negativos del cadmio, cromo, cobre y plomo. Elaborado a partir de información obtenida de Moore y Ramamoorthy, 1984; Londoño et al., 2016; Lenntech, 2020; ATSDR, 2020.

Símbolo	Nombre	Número Atómico	Peso Atómico (g/mol)	Densidad Relativa (g/cm³)	Características Generales	Usos y/o Fuentes	Efectos en la Salud	Efectos en el Medio Ambiente
Cd	Cadmio	48	112.4	8.65	No se encuentra en estado libre en la naturaleza. El sulfuro de cadmio (greenockita) es el único mineral de cadmio. En la naturaleza se encuentra asociado con el Zinc.	La mayor parte de cadmio es obtenido como subproducto de las extracciones de zinc, plomo y cobre. Estados Unidos, Canadá, México, Australia, Bélgica, Luxemburgo y República de Corea son fuentes importantes. Se puede encontrar como: reactivo químico y en pigmentos; baterías de níquel-cadmio; en barras de control y recubrimiento de reactores nucleares; soldaduras; estabilizadores de plásticos; fertilizantes fosfatados artificiales.	En exposición crónica se puede observar anemia, disfunción renal, cálculos renales, osteoporosis, osteomalacia, trastornos respiratorios, hipertensión, trastornos, pérdida de peso y apetito, cáncer de próstata y pulmón.	Alrededor de 25,000 toneladas al año son liberadas al ambiente, terminando en cuerpos de agua y suelo. El cadmio puede ser absorbido por las plantas y pasar a organismos superiores por cadena trófica. Puede provocar un desequilibrio en la estructura químico-biológica del suelo. En ecosistemas acuáticos puede bioacumularse en organismos como peces, crustáceos, bivalvos y gasterópodos.
Cr	Cromo	24	52	7.19	Metal de color blanco plateado, duro y quebradizo,	Sus principales usos son la producción de aleaciones anticorrosivas de gran	Los cuerpos de mamíferos pueden tolerar 100-200 veces su	El Cromo entra en el aire, agua y suelo en

					<p>tiende a ser relativamente más blando y dúctil en su estado más puro.</p> <p>El cromo elemental no se encuentra en la naturaleza.</p> <p>Puede encontrarse en pequeñas cantidades en RNA de algunos organismos.</p>	<p>dureza y resistentes al calor, así como recubrimiento para galvanizados.</p> <p>También puede encontrarse en procesos de curtido, pigmentos textiles, aleaciones, catalizadores, agentes anticorrosivos, baterías, fungicidas.</p>	<p>contenido corporal total de Cr sin efectos adversos. La acidez estomacal reduce el Cr (+ 6) a la forma mucho menos tóxica (+ 3) cuya absorción gastrointestinal es inferior al 1%.</p> <p>Su toxicidad depende del estado de oxidación (Cr VI) y concentración en que se encuentra.</p>	<p>forma de cromo (III) y cromo (VI).</p> <p>El cromo (VI) es tóxico para los organismos, puede generar alteraciones en el material genético y causar cáncer.</p>
Cu	Cobre	29	63.55	8.96	<p>Metal de transición, no ferroso.</p> <p>Su utilidad se debe a la combinación de sus propiedades químicas, físicas y mecánicas, así como a sus propiedades eléctricas y su abundancia.</p>	<p>Se obtiene de los sulfuros minerales como la calcocita, covelita, calcopirita, bornita y enargita.</p> <p>Se puede encontrar en equipo eléctrico, maquinaria industrial, construcción, clavos, pernos, objetos decorativos, tuberías, techos, monedas, utensilios de cocina, joyería, muebles, maquillaje, pinturas, instrumentos musicales y medios de transporte.</p> <p>Los compuestos como el sulfato de cobre son muy comunes en fungicidas, algicidas e insecticidas.</p>	<p>Una exposición crónica puede provocar irritación en la nariz, la boca y los ojos y causar dolor de cabeza, de estómago, mareos, vómitos y diarreas.</p> <p>Una exposición aguda de cobre puede causar daño al hígado y los riñones e incluso la muerte.</p>	<p>El cobre puede depositarse y contaminar aguas superficiales y el suelo mediante descargas directas, escorrentía o ser emitido al aire y ser depositado por la lluvia.</p> <p>Pocas plantas pueden desarrollarse en suelos ricos en Cu.</p>
Pb	Plomo	82	207.2	11.4	<p>El plomo es un metal flexible,</p>	<p>En la industria, los compuestos más importantes son óxidos y</p>	<p>Es uno de los cuatro metales que tienen un</p>	<p>La principal causa por la que se pueden encontrar</p>

				<p>inelástico y se funde con facilidad. Forma muchas sales, óxidos y compuestos organometálicos</p>	<p>tetraetilo de plomo, forma aleaciones con estaño, cobre, arsénico, bismuto, cadmio y sodio. Se usa como aditivo antidetonante en la gasolina, en baterías, en monitores de computadoras y pantallas de televisión, joyería, latas de conserva, tintes para el pelo, pigmentos, aceites, cosmetología, aleaciones, cerámicas, municiones, soldaduras, plomadas, armamento, radiación atómica, insecticidas, etc</p>	<p>mayor efecto dañino sobre la salud humana El plomo absorbido se distribuye en riñón, hígado, encéfalo y huesos por su semejanza con el calcio. Interfiere con la función del calcio, inhibe la síntesis de hemoglobina y causa daño neurológico. El plomo puede llegar al feto a través de la placenta y causar efectos teratogénicos</p>	<p>concentraciones altas de plomo en el ambiente es la actividad humana. General mente se deposita en agua y suelo como sales de plomo. Las funciones del suelo son perturbadas por la presencia del Plomo. Puede bioacumularse en organismos acuáticos y terrestres, así como transmitirse por cadena trófica.</p>
--	--	--	--	-----------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Los metales pesados son considerados un serio problema de contaminación debido a su letalidad, longevidad y acumulación en la cadena alimenticia. La contaminación generada por estos xenobióticos ha causado una gran preocupación a nivel global debido al incremento de emisiones en los últimos años y que está provocando daños en el ambiente (Allison *et al.*, 2015).

Los metales pesados pueden provenir de diferentes fuentes asociadas a actividades industriales, mineras y agrícolas, y depositarse en los cuerpos de agua por diferentes vías, tales como: deposición atmosférica, escorrentía superficial o descargas directas y por consiguiente causar daños ecológicos significativos en los ecosistemas acuáticos (Tang *et al.*, 2010; Villanueva *et al.*, 2016).

2.2.- Estudio y evaluación de los ecosistemas acuáticos dulceacuícolas

Sedeño y López (2009) conformaron un protocolo para evaluar de manera integral los ecosistemas dulceacuícolas, este incorpora las dimensiones económico–social, ambiental y biológica. Las primeras dos abordan la caracterización de la calidad del agua y su aptitud para los diferentes usos antropogénicos. La tercera, integra el estudio de especies centinela (bioindicadores) en diferentes niveles de organización (suborganismo, organismo y poblaciones), identificando en cada nivel las respuestas biológicas al estrés ambiental (biomarcadores) (Fig. 4).

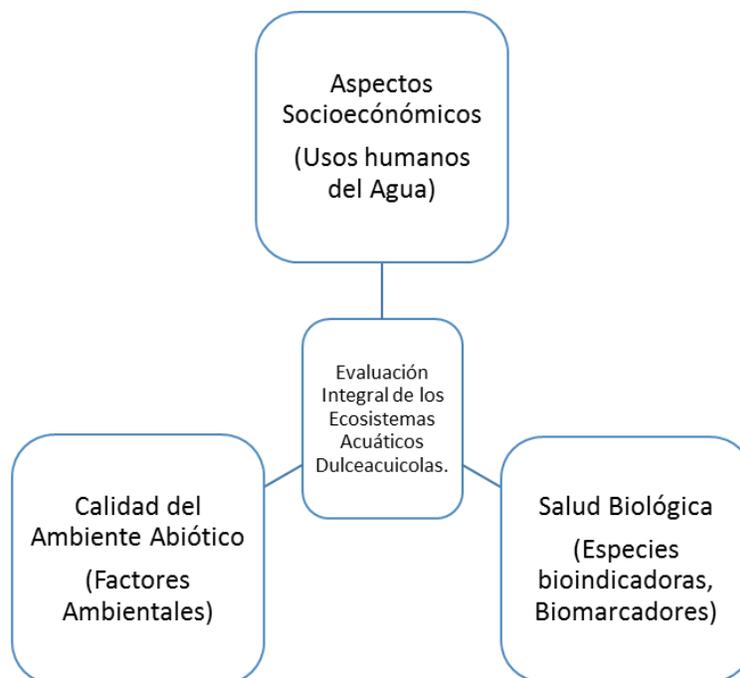


Figura 4. Protocolo para la evaluación integral de los ecosistemas acuáticos. Modificado de Sedeño y López, 2009.

2.2.1.- Aspectos socioeconómicos

De acuerdo con la Conferencia Internacional sobre Agua y el Medioambiente, celebrada en Dublín, Irlanda, en el año de 1992, dentro del marco para la gestión del recurso hídrico para lograr un aprovechamiento sustentable, se plantearon algunos principios, tales como: El agua dulce es un recurso limitado y vulnerable, esencial para la vida, el desarrollo y el medioambiente por lo que su gestión debe basarse en un enfoque participativo, que involucre a los usuarios, a los moderadores y a los políticos en todos los niveles (UNEP, 2008). En la legislación mexicana se establece que corresponde al estado y a la sociedad la protección de los ecosistemas acuáticos y que el aprovechamiento de los recursos naturales que de ellos deriven deberá ser de manera sustentable con el objetivo de mantener el equilibrio ecológico (LGEEPA, 2018).

Para hacer una adecuada gestión del recurso es necesario conocer los diferentes usos a los que se destina el agua. De acuerdo con el Registro Público de Derechos de Agua (REPDA) estos usos pueden ser: consumo humano, agricultura, industria, recreativo y acuicultura, entre otros. En México la mayor parte del recurso hídrico se destina en términos generales a cuatro usos principales: agricultura (76%), energía eléctrica (4.7%), abastecimiento público (14.4%) e industria (4.9%) (CONAGUA, 2018).

2.2.2.- Calidad del ambiente acuático

Como se ha mencionado anteriormente, los ecosistemas acuáticos son complejos, en ellos interactúan factores bióticos y abióticos, relacionándose de manera directa o indirecta. Dentro de los factores abióticos se presentan diversos compuestos los cuales son alterados en su composición natural como consecuencia del metabolismo de las especies, las actividades antropogénicas y aspectos meteorológicos, entre otros, lo que permite utilizarlos como parámetros indicadores del estado en que se encuentra el ecosistema o de la aptitud del agua para algún uso o actividad (Samboni *et al.*, 2007).

Para determinar la calidad o la aptitud de un cuerpo de agua es necesario identificar los parámetros físicos, químicos y biológicos mediante métodos estandarizados, con el objetivo de conocer si sus valores se encuentran dentro de los intervalos que marca la legislación vigente o si son los adecuados para permitir el desarrollo de los organismos (Jiménez, 2000) (Tabla 3).

Tabla 3.- Algunos parámetros utilizados para evaluar las condiciones de los sistemas acuáticos. Elaborado a partir de información obtenida de Jiménez, 2000.

Físicos	Químicos	Biológicos
Temperatura Propiedades organolépticas <ul style="list-style-type: none"> • Sabor • Olor • Color Sólidos en suspensión Turbidez/Transparencia Conductividad	pH Oxígeno disuelto Demanda química de oxígeno Demanda bioquímica de oxígeno Nitrógeno y derivados Fósforo y derivados Aceites y grasas Detergentes Hidrocarburos Metales	Patógenos <ul style="list-style-type: none"> • Bacterias • Virus • Parásitos

2.2.2.1.- Índices de calidad y de contaminación del agua

Los índices de calidad del agua (ICAs), así como los índices de contaminación del agua (ICOs), son herramientas que permiten identificar la condición del agua de un cuerpo superficial o subterráneo en un tiempo determinado, y surgen como una alternativa para la evaluación de los cuerpos hídricos con el propósito de que los procesos de formulación de políticas públicas y seguimientos de los impactos sean más eficaces (Torres *et al.*, 2009). En otras palabras, los índices son expresiones matemáticas simples de la combinación de un número de variables fisicoquímicas y microbiológicas, los cuales pueden ser representados por un número, un intervalo (valores de 0-100 o 0-1), un símbolo o un color (Fernández *et al.*, 2008).

Existen diversos ICAs propuestos por diferentes autores e instancias gubernamentales internacionales. Uno de los ICAs comúnmente utilizados a nivel mundial es el propuesto por la National Sanitation Foundation de los Estados Unidos, el cual fue desarrollado en el año de 1970 y que considera parámetros tales como: oxígeno disuelto, nitratos, fosfatos, coliformes fecales, entre otros (NSF, 2006). También destacan las escalas de calidad del agua sugeridas por Dinius (1987) las cuales, además de calificar la aptitud del recurso hídricos para ser utilizado para

consumo humano, consideran otros usos como el de recreación, riego agrícola, pesca y protección de la vida acuática. El índice NSF y las escalas de Dinius se pueden adaptar de acuerdo con las condiciones prevalecientes del medio o del ambiente acuático en particular (González *et al.*, 2013).

Los ICOs, a diferencia de los ICAs, tienen como objetivo establecer el grado de contaminación de un cuerpo acuático derivado de un determinado grupo de contaminantes y parámetros. Ramírez *et al.* en 1997 propusieron algunos de estos índices para evaluar situaciones específicas de contaminación tales como: la mineralización, la materia orgánica y el estado trófico. La estrategia AMOEBA (A General Method Of Ecological and Biological Assessment) desarrolla por los países bajos, propone una serie de índices que permiten la valoración ecológica y biológica de los sistemas acuáticos, tomando en cuenta la producción y rendimiento agrícola, la diversidad sustentable de especies y la normativa sustentable. Algunos de los índices propuestos son: el índice de contaminación por nutrientes, el índice de contaminación orgánica, el índice de contaminación bacteriana y el índice de contaminación por pesticidas (Brink, 1991; Samboni *et al.*, 2007).

2.2.3.- *Especies bioindicadoras*

Debido al incremento de la contaminación de ecosistemas, es necesario llevar a cabo estudios cada vez más complejos, sin embargo, es poco práctico llevar a cabo monitoreos en los cuales se vigilen todos los componentes biológicos y físicos de cualquier ecosistema. Es por ello que se ha optado por aprovechar la sensibilidad de algunos organismos a los estresores ambientales para ser utilizados como indicadores del estado y/o riesgos que pueden provocar los estresores en el resto de los componentes del ecosistema (Burger, 2006).

Las especies bioindicadoras se pueden definir como aquellas que, por su sensibilidad a las perturbaciones ambientales, distribución, abundancia, dispersión y éxito reproductivo, entre otras características, pueden ser usadas como estimadoras del estatus de otras especies o condiciones ambientales de interés que resultan difíciles, inconvenientes o costosas de medir directamente (Heink y Kowarik, 2010; Anze *et al.*, 2007).

De acuerdo con Heink y Kowarik (2010), por la manera en que los organismos bioindicadores responden a los cambios en su ambiente, se pueden clasificar de la siguiente forma:

Detectores: Involucra a todos aquellos organismos que, ante un estresor ambiental, incrementan su mortalidad, sufren alteraciones en su actividad reproductiva y/o disminuyen su abundancia.

Exploradores: Involucra a los organismos que tienden a incrementar su población debido a un enriquecimiento de nutrientes o la ausencia de competidores, dejando en evidencia la perturbación.

Acumuladores: Involucra a aquellos organismos que presentan cierta resistencia a algunos contaminantes y que a su vez los acumulan en sus tejidos, en concentraciones que pueden ser medidas por los investigadores.

En los ambientes acuáticos se han utilizado el plancton, macroinvertebrados (poliquetos, moluscos, crustáceos, insectos), peces, aves y reptiles como bioindicadores de la calidad del agua o del estado de salud del ecosistema (De la Lanza y Hernández, 2014). Los peces tienden a ser eficientes bioindicadores ya que presentan características como: ciclos de vida largos, hábitos alimentarios diversos, tienden a ser el último eslabón de la cadena trófica o ser parte importante de alguno de los niveles, se encuentran en la mayoría de los sistemas acuáticos, pueden reflejar los efectos de los estresores ambientales en su estado morfológico y/o fisiológico y son consumidos por el hombre (Binghui y Liu, 2010).

Diversas especies del género *Chirostoma* han sido utilizadas como biomonitores de la calidad de ambiente en que se desarrollan. *C. chapalae*, especie endémica del Lago de Chapala, fue utilizada para comprobar si había acumulación de compuestos orgánicos persistentes (COP's) como DDT, aldrin y dieldrin, entre otros, y a su vez, para identificar posibles riesgos para esta especie y otras que participan en la cadena trófica (Álvarez, 2010). *C. estor estor* fue utilizado como indicador para el manejo sanitario de las poblaciones silvestres del Lago de Pátzcuaro y el manejo nutricional en cautiverio mediante estudios de la hematología de los peces, los cuales permiten evaluar la interacción entre nutrientes y la presencia de tóxicos (Alaye-Rahy y Morales-Palacios, 2013). Por su parte, Trasande *et al.* en 2010, consideraron al charal como organismo biomonitor para evidenciar la presencia y bioacumulación de mercurio en el Lago de Chapala y con ello establecer posibles riesgos a la salud humana por su consumo.

2.2.4.- Biomarcadores

Los biomarcadores pueden ser definidos como las variaciones bioquímicas, celulares, fisiológicas, morfológicas y del desarrollo, que pueden ser medidas en muestras de fluido o tejido de los diferentes niveles de un organismo (Rendón von Osten, 2005; Van der Oost *et al.*, 2003). A su vez, los biomarcadores pueden proveer información de los efectos por la exposición a contaminantes ambientales, permitiendo a los investigadores la determinación y cuantificación de estos efectos durante sus manifestaciones (Ramírez *et al.*, 2018) (Fig. 5).

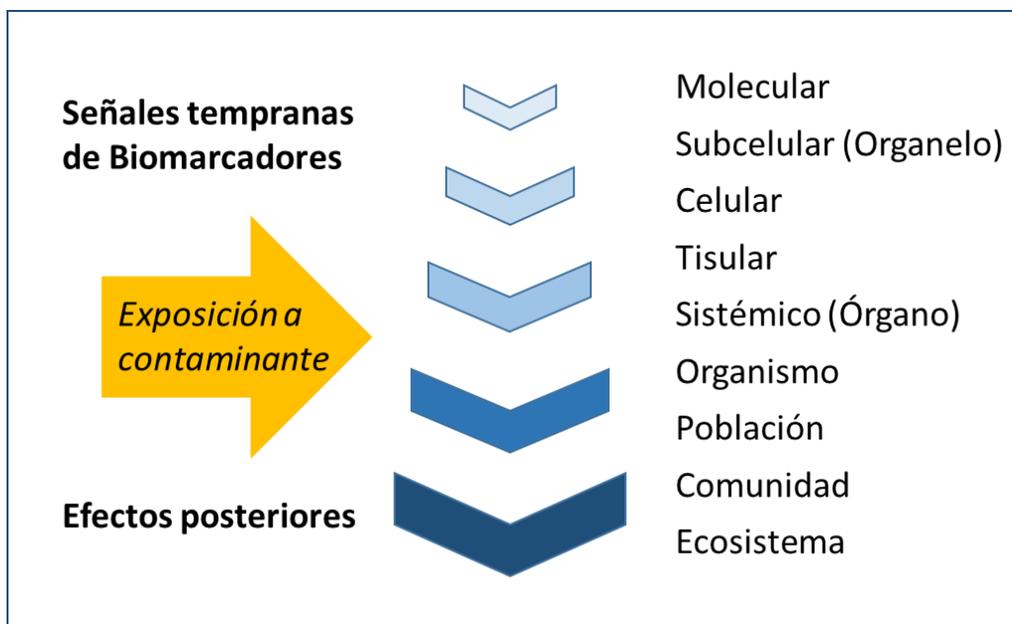


Figura 5. Representación secuencial de la respuesta biológica ante la exposición a un contaminante. Modificado de Van der Oost et al., 2003.

De acuerdo con Hook *et al.* (2014) y NRC (1987), los biomarcadores se pueden dividir en:

Biomarcadores de exposición: puede ser la identificación de una sustancia exógena dentro del sistema, el producto interactivo entre un compuesto xenobiótico y componentes endógenos (molécula o célula blanco), o cualquier otro evento en el sistema biológico relacionado con la exposición.

Biomarcadores de efecto: puede ser un componente endógeno del sistema biológico como alteraciones bioquímicas, fisiológicas u otras alteraciones medibles dentro de los tejidos o fluidos corporales de un organismo y que pueden estar asociados a un deterioro de la salud.

Biomarcadores de susceptibilidad: indican la capacidad inherente o adquirida de un organismo para responder a la exposición a un xenobiótico en específico, incluidos factores genéticos y cambios en los receptores que alteran la susceptibilidad de un organismo a esa exposición.

Ejemplos de biomarcadores de exposición son algunas isoformas del citocromo P450, los compuestos aromáticos fluorescentes biliares, la vitelogenina y las metalotioneínas, por mencionar algunos (Hook *et al.*, 2014). Las metalotioneínas son proteínas no catalíticas que están involucradas en el transporte de metales esenciales como el Zn y Cu; intervienen en la desintoxicación de metales no esenciales, como Cd y Hg; y participan en la expulsión de radicales libre (Ribas, 2010) (Fig. 6).



Figura 6. Características generales de las metalotioneínas. Elaborado a partir de información obtenida de Vergani et al., 2005; Lacorn et al., 2001; Lemus et al., 2016.

2.2.5.- El riesgo a la salud humana y al ambiente

El riesgo puede definirse como la probabilidad de que ocurra un evento con consecuencias negativas y que a su vez comprende la exposición y vulnerabilidad a un peligro (Echemendía, 2011). En el área de las ciencias biológicas y de la salud, el riesgo se identifica como la probabilidad de que un individuo o una población presenten una mayor incidencia de efectos adversos por exposición a un peligro. La evaluación del riesgo es el procedimiento mediante el cual se hace una estimación cuantitativa, e incluso en ocasiones cualitativa, de un riesgo. Esta evaluación implica técnicas e información científica de una variedad de disciplinas, incluyendo toxicología, epidemiología, ecología, física, química y matemáticas (USEPA, 2001).

El análisis del riesgo puede estar enfocado hacia la salud humana o bien, a los ecosistemas. Para la evaluación de riesgo para la salud humana se deben considerar los siguientes aspectos. La identificación del peligro, que es el proceso de determinar si un compuesto químico está vinculado con ciertos efectos a la salud, como pueden ser el desarrollo de cáncer o defectos en el desarrollo. La evaluación de la exposición, la cual implica el análisis de toxicidad de la sustancia involucrada y el grado de exposición que tiene la población de interés a esa sustancia. La evaluación de la dosis-respuesta, que tiene como objetivo obtener una relación entre la cantidad de sustancia tóxica a la cual se está expuesto y la expresión de un efecto negativo a esa dosis. Y finalmente,

la caracterización del riesgo, en la cual se integran la información sobre la toxicidad obtenida de la evaluación dosis-respuesta y los datos resultantes de la exposición a la sustancia tóxica (USEPA, 1992a; Zuk e Ize, 2010).

La evaluación de riesgo ecológico es el proceso, con un contexto de medición de riesgos, para evaluar la probabilidad de que las actividades humanas provoquen efectos indeseables en los animales, las plantas y el ambiente (USEPA, 1998). De acuerdo con la USEPA (1992b), la evaluación conlleva las siguientes etapas:

Identificación y formulación del problema: En esta etapa incluye una caracterización preliminar de los factores causantes de estrés ambiental y los efectos ecológicos potenciales, así como las características del ecosistema en riesgo.

Caracterización de la exposición y de los efectos ecológicos: La caracterización de la exposición tiene como propósito predecir o medir la distribución espacio-temporal de un estresor y su ocurrencia o contacto con los componentes ecológicos de interés, mientras que en la caracterización de los efectos ecológicos se busca identificar y cuantificar los efectos adversos provocados por un estresor así como, la relación causa-efecto.

Caracterización del riesgo: En esta etapa se integra la información sobre exposición y efectos para evaluar la probabilidad de los efectos ecológicos adversos asociados a un estresor. Incluye un resumen de los supuestos utilizados, las incertidumbres científicas, así como las fortalezas y debilidades de los análisis.

El riesgo ecológico se puede caracterizar mediante métodos empíricos, los cuales son las comparaciones de valores únicos de efecto y exposición, que se basan en la relación de una concentración de exposición y un valor toxicológico. Como ejemplo se tiene el coeficiente de peligrosidad que es el cociente de la concentración ambiental estimada (CAE) dividida entre la concentración toxicológicamente efectiva (CTE) y que permite identificar, de acuerdo con el resultado, si una sustancia es preocupante (Ramírez-Romero y Mendoza-Cantú, 2010). La caracterización del riesgo es en general, una de las primeras herramientas a través de las cuales los resultados de una evaluación de riesgo se comunican a las personas encargadas de su manejo, así como a los tomadores de decisiones, periodistas y al público en general.

2.3.- Presa Atlangatepec, Tlaxcala

El estado de Tlaxcala es el estado más pequeño del país, con una superficie de 4 060 km² que representa el 0.9% de la superficie de la República Mexicana y se ubica a más de 2,000 msnm

(Martínez, 2009). Está situado en el Altiplano Central Mexicano y cuenta con cuatro subcuencas hidrográficas, de las cuales dos son endorréicas: La Cuenca del Noroeste y la Cuenca Oriental y dos exorréicas: La Cuenca del Norte y la Cuenca Central-Sureste (Sánchez *et al.*, 2004). De los diversos cuerpos de agua en el estado, destaca la presa Atlangatepec.

La Presa Atlangatepec forma parte del distrito de riego más importante de la entidad denominado Sistema Atoyac-Zahuapan, el cual recorre el norte, centro y sureste. La capacidad de almacenamiento es de 54 000 000 de metros cúbicos, ocupando una superficie de 1200 hectáreas y su cuenca de captación abarca casi 25.5 kilómetros cuadrados (Arana *et al.*, 1998). Presenta tres efluentes de suministro, dos son de escurrimiento temporal y el tercero es el Río Zahuapan, siendo este último el más importante, tanto por su volumen, como por su carácter permanente (Pérez, 1995).

A lo largo del tiempo, la zona ha tenido diversos impactos tales como el cambio en el uso del suelo hacia actividades principalmente agrícola y pecuaria; deforestación que ha ocasionado que el humedal presente altos niveles de azolvamiento (15 millones de toneladas estimadas de 1961 al 2004); descarga de contaminantes por diferentes afluentes, principalmente el Río Zahuapan, el cual recibe aguas negras provenientes del poblado de Tlaxco sin ningún tipo de tratamiento (Pérez y Badillo, 1996; Ramsar, 2008).

2.3.1.- Biodiversidad y especies prioritarias

La Presa de Atlangatepec es catalogada como sitio Ramsar por contar con un número elevado de aves acuáticas, rapaces y migratorias que se incrementa en invierno. En el humedal se tienen registradas 125 especies de aves asociadas al humedal (Ramsar, 2008). En cuanto a la fauna acuática, se tiene registrado en el sitio la presencia de carpa barrigona (*Cyprinus carpio rubrufruscus*); carpa espejo (*Cyprinus carpio specularis*); carpa dorada (*Carassius auratus*); carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idellus*); carpa común (*Cyprinus carpio communis*); charal (*Chirostoma sp*); ajolote (*Ambystoma tigrinum*); acocil (*Cambarellus montezumae*), entre otras (Bermúdez, *et al.*, 2002).

El humedal cuenta con gran diversidad de especies, muchas de ellas de interés alimentario y comercial, así como otras de importancia ecológica, de las cuales algunas se encuentran enlistadas en alguna categoría de riesgo (Tabla 4).

Tabla 4. Listado de algunas especies presentes en la Presa Atlangatepec, Tlaxcala en alguna categoría de riesgo. No determinado(N/D). NOM-059-SEMARNAT-2010: Amenazada (A); Sujeta a protección especial (Pr). IUCN Red List: Menor preocupación (LC); Casi amenazado (NT); Vulnerable (VU).

Especie	NOM-059	IUCN Red list
<i>Anas diazi</i>	A	N/D
<i>Ardea herodias</i>	Pr	LC
<i>Tachybaptus dominicus</i>	Pr	LC
<i>Botaurus lentiginosu</i>	N/D	LC
<i>Rallus elegans</i>	A	NT
<i>Rallus limicola</i>	A	LC
<i>Ambystoma tigrinum</i>	Pr	LC
<i>Chirostoma jordani</i>	N/D	LC
<i>Chirostoma humboldtianum</i>	N/D	VU

2.3.2.- Características de *Chirostoma* sp.

El género *Chirostoma* pertenece a la familia Atherinopsidae, en el que están incluidos los charales y pescado blanco. Se tienen reportadas 19 especies endémicas de la Mesa Central de México las cuales pueden encontrarse en lagos, ríos, arroyos, riachuelos y manantiales (Miller *et al.*, 2009; Alarcón *et al.*, 2017). La principal diferencia entre el charal y pescado blanco es la talla, los individuos adultos de charal no superan los 15 cm de largo (Rojas, 2005).

Dentro de las características morfológicas de estos peces, destaca la presencia de una banda lateral plateada, boca y dientes pequeños y un cuerpo largo y comprimido (Rojas, 2013) (Fig. 7). Su alimentación se basa en zooplancton como: hemípteros, rotíferos, cladóceros, copépodos, dípteros, trichópteros y coleópteros (Navarrete, 2017). Las especies del género son ovíparas con fecundación externa y sin cuidados parentales (Ibáñez *et al.*, 2017).

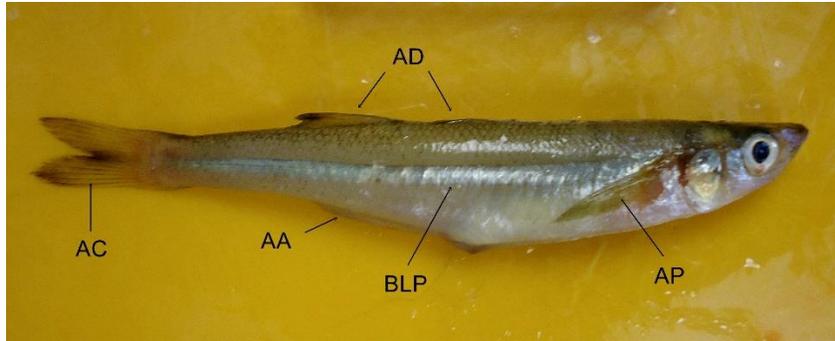


Figura 7.- Morfología general de *Chirostoma* sp. (Charal): BLP, banda lateral plateada; AA, aleta anal; AC, aleta caudal; AP, aleta pectoral; AD, aletas dorsales. Elaboración propia.

Los charales han sido fuente de alimento para los mexicanos desde épocas prehispánicas con un valor alimenticio notable, ya que poseen 74,8% de proteínas, 3,9% de grasas, además contienen aceite omega³, calcio, fósforo, hierro, tiamina, niacina, y vitaminas A, B, C y E (Reséndiz *et al.*, 2012). Sin embargo, pese a su importancia ecológica y como recurso alimentario, las poblaciones de estos peces se han visto fuertemente impactadas por degradación de sus hábitats, sobre pesca e introducción de especies exóticas.

**JUSTIFICACIÓN,
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN
E HIPÓTESIS**

3.- Justificación

El agua es un recurso indispensable para el éxito de la vida en el planeta y el desarrollo de las actividades humanas, por lo que una buena calidad y estabilidad de los sistemas acuáticos impactan de manera positiva al hombre, sin embargo, desde hace muchos años las mismas actividades humanas han emitido al ambiente diversos compuestos orgánicos e inorgánicos, muchos de los cuales tienen como destino diferentes cuerpos de agua, contaminándolos.

La Presa Atlangatepec es un ejemplo de aquellos cuerpos acuáticos que han presentado una serie de problemas derivados de actividades antrópicas que pueden comprometer la integridad del ecosistema y también los bienes y servicios que brinda. La agricultura y ganadería circundante, así como el vertimiento de aguas residuales urbanas e industriales provenientes del Río Zahuapan son algunas de las fuentes de contaminación que impactan a la presa.

A pesar de que esta presa es el cuerpo de agua más importante para estado de Tlaxcala y tiene interés internacional por la biodiversidad que alberga, no se han hecho los esfuerzos necesarios para su conservación. Aunado a ello, las dependencias gubernamentales no realizan los monitoreos correspondientes para determinar la condición física, química y biológica del ecosistema, y por ende, la gestión del recurso hídrico y sus derivados es precaria. Por lo anterior, se presentó la necesidad de generar un diagnóstico integral de la condición actual de algunos de los recursos de la Presa Atlangatepec, como lo son el agua y peces, para generar información que facilite a los tomadores de decisiones la formulación e implementación de medidas para su conservación y aprovechamiento sustentable.

4.- Pregunta de investigación

¿Las actividades antropogénicas que se desarrollan cerca de la Presa Atlangatepec modifican la calidad del agua y a su vez afectar a las especies que alberga y que son aprovechadas como recurso alimentario por el ser humano?

5.- Hipótesis

Si las concentraciones de contaminantes en agua y charal (*Chirostoma sp.*) de la Presa Atlangatepec son altas, entonces representaran un riesgo para la salud de la especie y el ser humano.

OBJETIVOS

6.- Objetivo general

Evaluar la calidad del agua de la Presa Atlangatepec para determinar si la presencia de contaminantes pudiera causar un daño a los peces del género *Chirostoma* y a las personas que los utilizan como recurso alimentario.

6.1.- Objetivos particulares

- Determinar la condición del agua de la presa, calidad y grado de contaminación, y asociarla a los diferentes usos a los que se destina.
- Determinar si en el agua hay contaminación por Pb, Cd, Cr y Cu
- Determinar si existe bioacumulación de los metales (Pb, Cd, Cr y Cu) en ejemplares de *Chirostoma sp.*
- Analizar si hay efecto de los metales en los peces a través de las concentraciones de metalotioneínas.
- Ponderar si existe riesgo para los peces (*Chirostoma sp.*) por la exposición a contaminantes y que pueda afectar su uso como recurso explotable.

MATERIAL Y MÉTODOS

7.- Material y métodos

7.1.- Salida prospectiva y metodología general de colecta

El presente proyecto se realizó en la Presa Atlangatepec, ubicada en el Estado de Tlaxcala, Municipio de Atlangatepec (19° 33' 39" N y 98° 10' 49" W) (Fig.8).

Se realizaron a campo cuatro salidas, una prospectiva (agosto 2018) y tres para la toma de muestras y parámetros *in situ* (noviembre 2018, junio 2019, marzo 2020). La salida prospectiva tuvo como objetivos, conocer las condiciones generales del sitio, tales como: identificación de las principales entradas y salidas de agua en la presa, posibles fuentes de contaminación y las principales actividades que se desarrollan dentro y a los alrededores del humedal. Para las salidas correspondientes a la toma de muestras, se establecieron quince estaciones de muestreo distribuidas de manera homogénea en el área de la presa (Fig.8). Se procuró cubrir la zona de entrada del Río Zahuapan, debido a que es el principal afluente.

El trabajo en campo consistió en la toma de parámetros fisicoquímicos en el sitio, toma de muestras de agua y de ejemplares frescos de charal. Posteriormente en laboratorio se analizaron las muestras de agua y peces, y finalmente se llevó acabo en gabinete la integración de la información en la que se interpretaron y procesaron los datos mediante diversos modelos matemáticos, representaciones espaciales y caracterización del riesgo de contaminantes (Fig. 9).

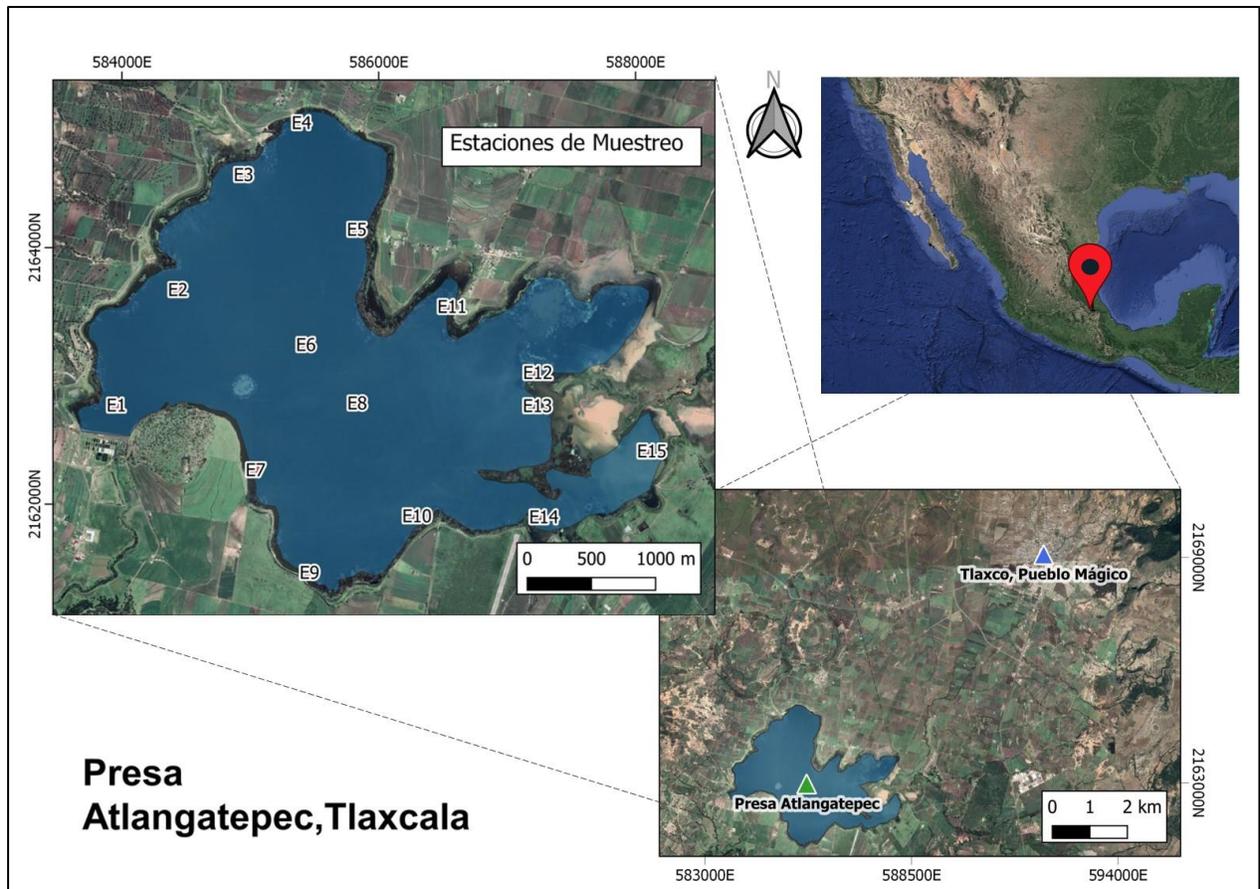


Figura 8.- Área de estudio. Se presenta la ubicación de la Presa Atlangatepec y las estaciones para la colecta de muestras.

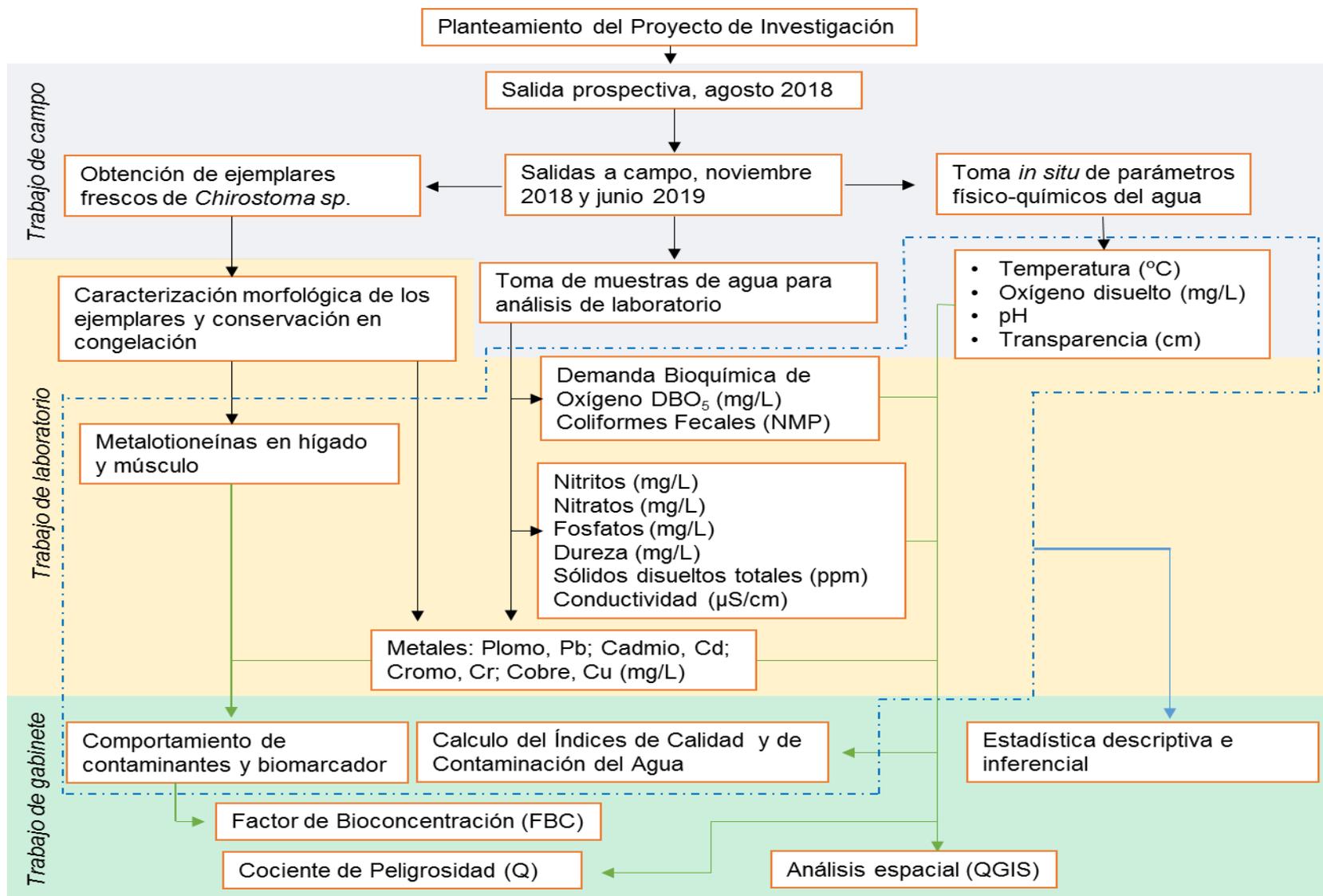


Figura 9. –Diagrama de Flujo.

7.2.-Análisis de muestras de agua

7.2.1.-Trabajo en campo

En cada una de las estaciones de muestreo se midieron *in situ* parámetros físico-químicos del agua, tales como: temperatura (± 0.1 °C) y oxígeno disuelto (± 0.01 mg/L) con un oxímetro HANNA, modelo HI9146; pH (± 0.01) mediante un multiparámetro HANNA, modelo HI991301; y transparencia (cm) con disco de Secchi. Se tomaron muestras de agua para análisis en laboratorio como se indica a continuación: 500 mL en envase de polietileno o polipropileno para el análisis de nutrientes; un litro en envase de polietileno o polipropileno para determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5); 100 mL en envase de vidrio esterilizado para determinación de coliformes fecales; 500 mL en envase de polietileno o polipropileno y fijada con ácido nítrico hasta un pH menor a 3, para la determinación de metales. Todos los envases fueron previamente lavados con Extrán libre de fosfatos, enjuagados con agua corriente y finalmente con agua destilada; a los recipientes para muestras de agua destinadas al análisis de metales se les realizó un lavado extra con ácido nítrico al 10% por 24 h (Secretaría de Economía, 2016).

7.2.2.-Trabajo en laboratorio

Previo al análisis de las muestras de agua, se estableció una fase de montaje de las diferentes técnicas de laboratorio con la finalidad de garantizar el correcto procesamiento.

Los parámetros analizados fueron los siguientes:

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5)

Con base en la técnica descrita en la Norma NMX-AA-028-SCFI-2001 Análisis de agua-medición de demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas (Secretaría de Economía, 2001) se determinó la DBO_5 para cada uno de los quince puntos establecidos. Para ello se utilizaron botellas ámbar con tapón esmerilado. Se llevaron a cabo dos diluciones por muestra, 50% y 25%, así como también se llenaron dos botellas con agua de dilución (control negativo) y dos más con solución glucosa-ácido glutámico (control positivo de consumo de oxígeno). Se adicionó oxígeno por burbujeo y se realizó la lectura del oxígeno disuelto en cada una de las botellas con un oxímetro (HANNA, modelo HI9146), posteriormente se incubaron por 5 días en condiciones de completa oscuridad y a temperatura ambiente. Al término del día cinco, se efectuó la lectura final del oxígeno disuelto y se calculó la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) con la fórmula:

$$DBO_5 \text{ (mg/L)} = \frac{ODi \left(\frac{mg}{L}\right) - ODf \left(\frac{mg}{L}\right)}{FD}$$

DBO₅ = demanda bioquímica de oxígeno

ODi = oxígeno disuelto inicial

ODf = oxígeno disuelto final

FD = factor de dilución en decimales

Coliformes Fecales

La determinación del Número Más Probable (NMP/100mL) de este tipo de bacterias se realizó mediante la técnica de tubos múltiples, tomando como referencia la Norma NMX-AA-042-SCFI-2015 Análisis de agua-enumeración de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* (Secretaría de Economía, 2015). Se hicieron cuatro diluciones (10^0 , 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3}) para cada una de las muestras. Se utilizaron tubos de ensayo con tapa de rosca y campanas Durham previamente lavados con Extrán libre de fosfatos, enjuagados con agua corriente, agua destilada. A los tubos se les colocó en el interior una campana Durham en posición invertida. Para una primera fase de la determinación, se colocó medio lactosado a cada tubo y sólo para la dilución 10^0 se consideró una concentración doble del medio y para la dilución se utilizó agua peptonada al 0.5%, posteriormente se esterizaron a 15 lbf/in² por 15 min en autoclave. Los tubos se inocularon por quintuplicado y se incubaron a 37° C por 48 h; la lectura de tubos se realizó a las 24 y 48 h, considerando como positivos los tubos con formación de gas y turbios (Fig.10). Posteriormente, en una segunda fase, se efectuó la inoculación de tubos positivos en tubos con medio EC, mediante asa bacteriológica; se incubaron por 48 h a 44°C con conteo cada 24 h. La concentración de bacterias se determinó con base en el conteo final de tubos con el apoyo de las tablas de Mc Crady o cuando se utilizaron diluciones diferentes a las establecidas en las tablas se aplicó la siguiente fórmula:

$$NMP/100mL = \frac{\text{Número de tubos positivos} * 100}{\sqrt{(\text{mL de muestra en tubos negativos})(\text{mL de muestra en el total de tubos})}}$$

NMP = Número más probable de bacterias

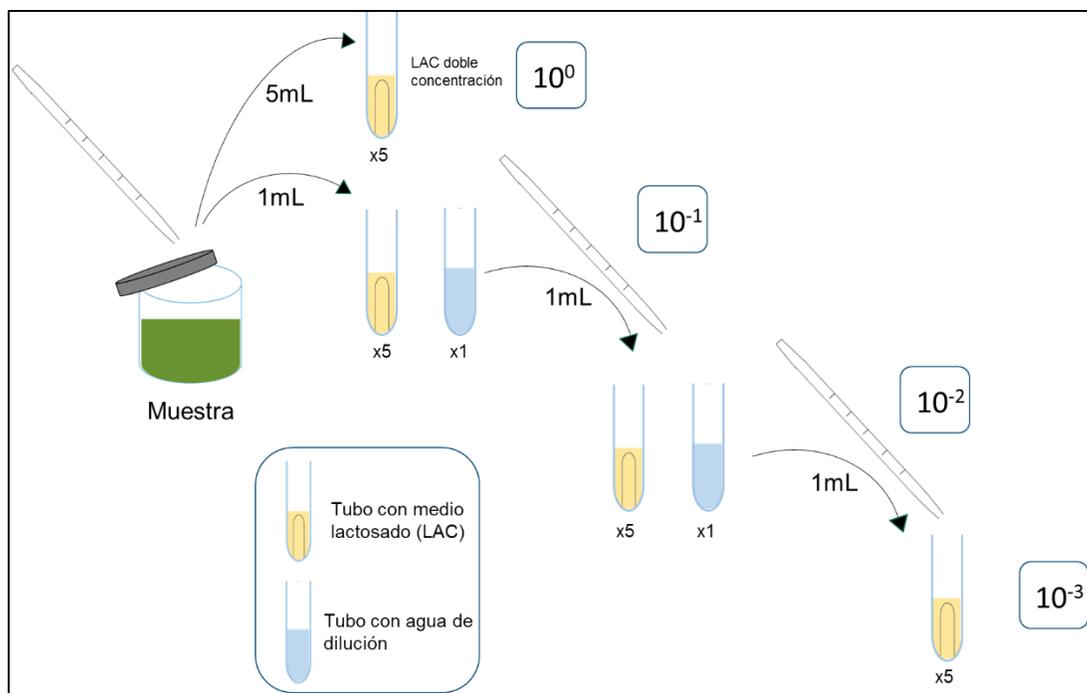


Figura 10.- Diagrama de la secuencia de siembra en el medio de enriquecimiento para la determinación de bacterias coliformes. Técnica de tubos múltiples por quintuplicado.

Nutrientes

Por espectrofotometría se determinó la concentración de los nutrientes: nitritos, nitratos y fosfatos. Para ello se utilizó el espectrofotómetro HACH, modelo DR/ 2500 y se siguieron los métodos descritos en el manual de análisis de agua (HACH Company, 2000).

Los nitritos se determinaron con base en el método 8507, programa 371 y longitud de onda de 507 nm. Se tomaron alícuotas de 25 mL de cada muestra, a las cuales se les adicionó una almohadilla de reactivo de nitrito (NitriVer3) y se homogenizaron con un Vórtex, modelo IKA-Genius 3. Se dejó reaccionar por un periodo de 20 min y posterior a ello se tomó una pequeña alícuota en una celda para la lectura de NO_2 (mg/L).

Los nitratos se determinaron con base en el método 8039, programa 355 y longitud de onda de 520 nm. Se tomaron alícuotas de 25 mL de muestra a las cuales se les adicionó una almohadilla de reactivo de nitrato (NitraVer 5) y se homogenizaron con Vórtex, modelo IKA-Genius 3. Después de un periodo de reacción de 5 min se leyó la cantidad de NO_3 (mg/L).

Los fosfatos (ortofosfatos) se determinaron con base en el método 8048, programa 490 y longitud de onda de 880 nm. Se tomaron alícuotas de 25 mL de muestra adicionando una almohadilla de

reactivo (PhosVer3) y se homogenizaron en Vórtex, modelo IKA-Genius 3. Durante 2 min se dejó reaccionar y posteriormente se hizo la lectura de PO_4 (mg/L).

La lectura de cada nutriente se hizo por duplicado para cada una de las muestras (Fig.11).

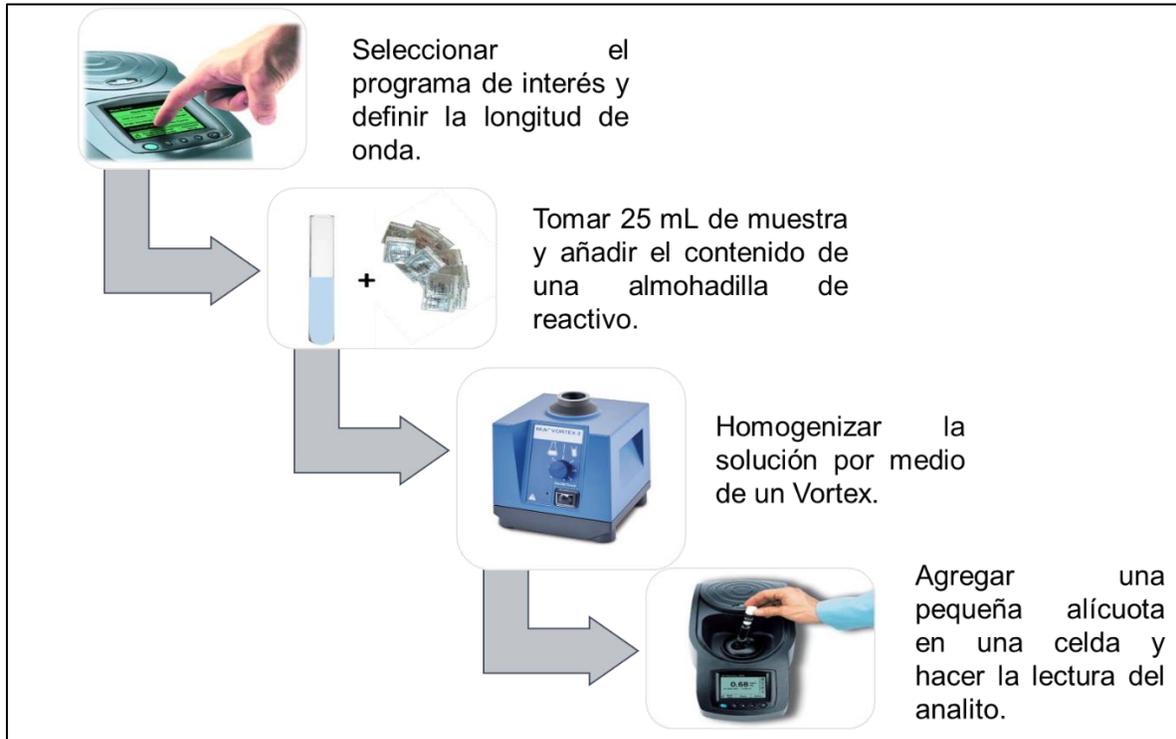


Figura 11.- Procedimiento general para la cuantificación de nutrientes en agua con de espectrofotómetro HACH DR 2500.

Nitrógeno Amoniacal

Para la determinación de este parámetro se siguió el método 8038, programa 380 y longitud de onda de 425 nm. Se tomaron alícuotas de 25 mL de muestra y se les adicionaron tres gotas de estabilizador mineral y 3 gotas del agente de dispersión de alcohol polivinílico. Las muestras se homogenizaron con un Vórtex, modelo IKA-Genius 3, se agregó 1 mL de reactivo de Nesler y se agitó nuevamente. Después de un periodo de reacción de 1 min se colocó una pequeña alícuota en una celda y se leyó la cantidad de NH_3 (mg/L) (HACH Company, 2000).

Dureza

La determinación de CaCO_3 (mg/L) se realizó por titulación con EDTA (0.800 M). Se tomó una alícuota de 25 mL de muestra a la cual se le adicionó 1 mL de la solución buffer para dureza (Hardness 1) y el contenido de una almohadilla indicadora (ManVer2); se homogenizó la muestra

hasta obtener un color rosado intenso. Posteriormente se adicionó EDTA con un titulador digital hasta inducir a un viraje de color azul (APHA, 1992; HACH Company, 2000). El gasto en dígitos de EDTA se multiplicó por un factor de corrección en función de la concentración de EDTA (factor de corrección 2), tal como se muestra en la siguiente fórmula:

$$\text{CaCO}_3 \text{ (mg/L)} = \text{Total de dígitos requeridos} * \text{Factor de multiplicación}$$

Se determinaron también, sólidos disueltos totales (ppm) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$) por medio de un conductímetro, modelo TDSandEC_hold.

7.2.3.-Índices de contaminación

Con los parámetros generados se realizó la determinación de los siguientes índices de contaminación: índice de Contaminación por Materia Orgánica (ICOMO) y el índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI), mediante el método descrito por Ramírez *et al.* (1997). El ICOMO integra los siguientes parámetros: oxígeno disuelto, coliformes fecales y DBO_5 , de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\text{ICOMO} = 1/3 (\text{I}_{\text{DBO}} + \text{I}_{\text{ColFec}} + \text{I}_{\text{O}\%})$$

$$\text{I}_{\text{DBO}} = -0.05 + 0.70 \text{Log}_{10} (\text{DBO}_{\text{mg/L}})$$

$$\text{I}_{\text{ColFec}} = -1.44 + 0.56 \text{Log}_{10} (\text{ColFec}_{\text{NMP}/100\text{m/L}})$$

$$\text{I}_{\text{O}\%} = 1 - 0.01 (\text{Oxígeno}\%)$$

Para el desarrollo de la fórmula se consideró que DBO mayor a 30 mg/L tienen un $\text{I}_{\text{DBO}} = 1$ y DBO menor a 2 mg/L tienen un $\text{I}_{\text{DBO}} = 0$; coliformes fecales mayores a 10000 NMP/100mL tienen $\text{I}_{\text{ColFec}} = 1$ y coliformes fecales menores a 200 NMP/100m/L tienen un $\text{I}_{\text{ColFec}} = 0$; porcentajes de oxígeno mayores al 100% tienen un $\text{I}_{\text{O}\%} = 0$.

El ICOMI integra los datos obtenidos de dureza y conductividad con la siguiente fórmula:

$$\text{ICOMI} = 1/2 (\text{I}_{\text{Dureza}} + \text{I}_{\text{Cond.}})$$

$$\text{I}_{\text{Dureza}} = 10^{\text{Log}_{10} \text{I}_{\text{Dureza}}}, \text{ donde:}$$

$$\text{Log}_{10} \text{I}_{\text{Dureza}} = -0.09 + 4.40 \text{Log}_{10} (\text{Dureza}_{\text{mg/L}})$$

$$\text{I}_{\text{Cond.}} = 10^{\text{Log}_{10} \text{I}_{\text{Cond.}}}, \text{ donde:}$$

$$\text{Log}_{10} \text{I}_{\text{Cond.}} = -3.26 + 1.34 \text{Log}_{10} (\text{Cond. } \mu\text{S/cm})$$

Para el desarrollo de la fórmula se consideró que durezas mayores a 110 mg/L tienen $I_{Dureza} = 1$ y durezas menores a 30 mg/L tienen $I_{Dureza} = 0$; conductividades mayores a 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ tienen un $I_{Cond} = 1$.

También se calculó el Índice de Contaminación por Nutrientes (ICN) con el método general de valoración ecológica y biológica (AMOEBAs) (Brink, 1991; De Zwart y Trivedi, 1995) que considera los parámetros: nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, fosfatos, conductividad, pH y transparencia. Para ello se utilizó la siguiente fórmula:

$$ICN = \prod_{i=1}^n (Sub_i^{W_i})$$

Sub_i = Subíndice del parámetro i

W_i = Factor de ponderación para el Subíndice i

Todos los índices se calcularon para cada uno de los puntos de muestreo por temporada y se analizó el grado de contaminación mediante una escala, donde, valores cercanos a 0 indican baja contaminación y valores cercanos a 1 ó 100 indican alta contaminación (Tabla 5).

Tabla 5.- Grado de contaminación de acuerdo al puntaje arrojado en los Índices de Contaminación.

Grado de Contaminación		Puntaje ICOMO e COMI	Puntaje ICN
Muy Alta		1	100
Alta		↑	↑
Media			
Bajo			
Muy Bajo		0	0

7.2.4.- Índice de calidad del agua

Índice de Calidad del Agua (ICA) se calculó con el método propuesto por la National Sanitation Foundation (NSF, 2006), considerándose los siguientes parámetros para su desarrollo: oxígeno disuelto, pH, temperatura, DBO_5 , coliformes fecales, nitratos, fosfatos y sólidos disueltos totales (Tabla 6).

Para el desarrollo del ICA, se emplearon dos modelos matemáticos: la suma lineal ponderada y la función ponderada multiplicativa, mediante las siguientes fórmulas:

$$ICA_a = \sum_{i=1}^n (Sub_i * Wi)$$

$$ICA_b = \prod_{i=1}^n (Sub_i^{Wi})$$

ICA_a = Suma lineal ponderada

ICA_b = Función ponderada multiplicativa

Sub_i = Subíndice del parámetro i

W_i = Factor de ponderación para el Subíndice i

Los factores de ponderación (W_i) para cada parámetro son los siguientes (Tabla 6).

Tabla 6.-Factores de ponderación para los parámetros utilizados para calcular el índice de Calidad del Agua.

Parámetro	W_i
Coliformes Fecales	0.16
pH	0.13
DBO5	0.11
Nitratos	0.11
Fosfatos	0.11
Temperatura	0.11
Solidos Disueltos Totales	0.09
Oxígeno disuelto	0.18

Los resultados se categorizaron en una escala de calidad del agua que va de 0 a 100, donde 0 representa una calidad del agua “muy mala” y 100 representa una calidad “excelente” (Tabla 7). El ICA se calculó para cada uno de los puntos de muestreo por temporada.

Tabla 7.- Calidad del agua de acuerdo al puntaje arrojado en el ICA.

Calidad	Puntaje
Excelente	91-100
Buena	71-90
Aceptable	51-60
Mala	26-50
Muy mala	0-25

Los valores obtenidos por el ICA permitieron calificar la calidad del agua según el uso (Tabla 8).

Tabla 8.-Calidad del Agua de acuerdo con diferentes usos del recurso. Se presentan los intervalos de puntajes para determinar la aptitud del agua para ser usada (Dinius, 1987).

Calidad	Agua potable	Agricultura	Pesca y vida acuática	Recreativo
Excelente	91-100	91-100	71-100	71-100
Buena	81-90	71-90	61-70	51-70
Aceptable	71-80	51-70	51-60	41-50
Mala	51-70	31-50	41-50	31-40
Muy mala	0-50	0-30	0-40	0-30

7.2.5.- Metales en agua

Las muestras de agua colectadas en campo fueron fijadas agregando ácido nítrico hasta alcanzar un pH cercano a 2 y se transportaron en refrigeración. Posteriormente se analizaron por Espectrometría de Absorción Atómica (Equipo Varian SpectrAA 220 FS, ± 0.0005 mg/L) tomando como referencia el método de la Norma NMX-AA-051-SCFI-2016 Metales en Aguas Naturales, Potables, Residuales y Residuales Tratadas (Secretaría de Economía, 2016). De las muestras se tomaron alícuotas de 50 mL en recipientes de plástico, previamente lavados con ácido nítrico por 24 h, las cuales fueron analizadas en el laboratorio del área de Ingeniería Química de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

Las curva de calibración se generó con soluciones de concentración 0.5 ppm, 1 ppm, 1.5 ppm y 3 ppm a partir de soluciones estándar (marca HYCEL, 1000 ppm) de los metales, Plomo (Pb), Cadmio (Cd), Cromo (Cr) y Cobre (Cu), y se consideraron las siguientes longitudes de onda para su lectura: Pb, 217nm; Cd, 228.8 nm; Cr, 357.9 nm; Cu, 324.7 nm.

7.3.- *Análisis de tejido de Chirostoma sp.*

7.3.1.- *Metales en tejido de Chirostoma sp.*

Los ejemplares se procesaron de manera individual tomando como referencia el método descrito en la Norma NOM-117-SSA1-1994 Bienes y Servicios-Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica (Secretaría de Salud, 1994).

Para los meses de noviembre y junio se analizaron 5 machos y 5 hembras. Los organismos fueron deshidratados a una temperatura de entre 40 y 50 °C hasta obtener un peso constante. Posteriormente, se trituro finamente cada individuo y fue dispuesto en bolsas de papel.

El tejido de cada individuo fue digerido por microondas (Digestor, CEM Mars5). Para dicho procedimiento, se pesó de 0.25 a 0.5 g de tejido triturado, y este se colocó en los recipientes específicos para la digestión (un ejemplar por vaso), agregando a cada uno 5 mL de ácido nítrico al 70% de pureza marca Fermont; finalmente, al término de la digestión se añadió 1 mL de peróxido de hidrógeno al 3% marca Meyer, y se recuperó cada muestra en recipientes “tipo gotero” de 50 mL previamente lavados con ácido nítrico por 24 h. Las muestras se conservaron en congelación hasta la lectura de metales (Fig.12).

El contenido de los metales, Plomo (Pb), Cadmio (Cd), Cromo (Cr) y Cobre (Cu) en tejido se determinó por Espectrometría de Absorción Atómica (Equipo Varian 220 FS, ± 0.0005 mg/L); para la calibración del equipo se prepararon soluciones con concentración 0.1 ppm, 0.5 ppm, 1 ppm, 1.5 ppm, 3 ppm a partir de soluciones estándar de cada metal. Para la lectura se consideraron las siguientes longitudes de onda: Pb, 217nm; Cd, 228.8 nm; Cr, 357.9 nm; Cu, 324.7 nm.

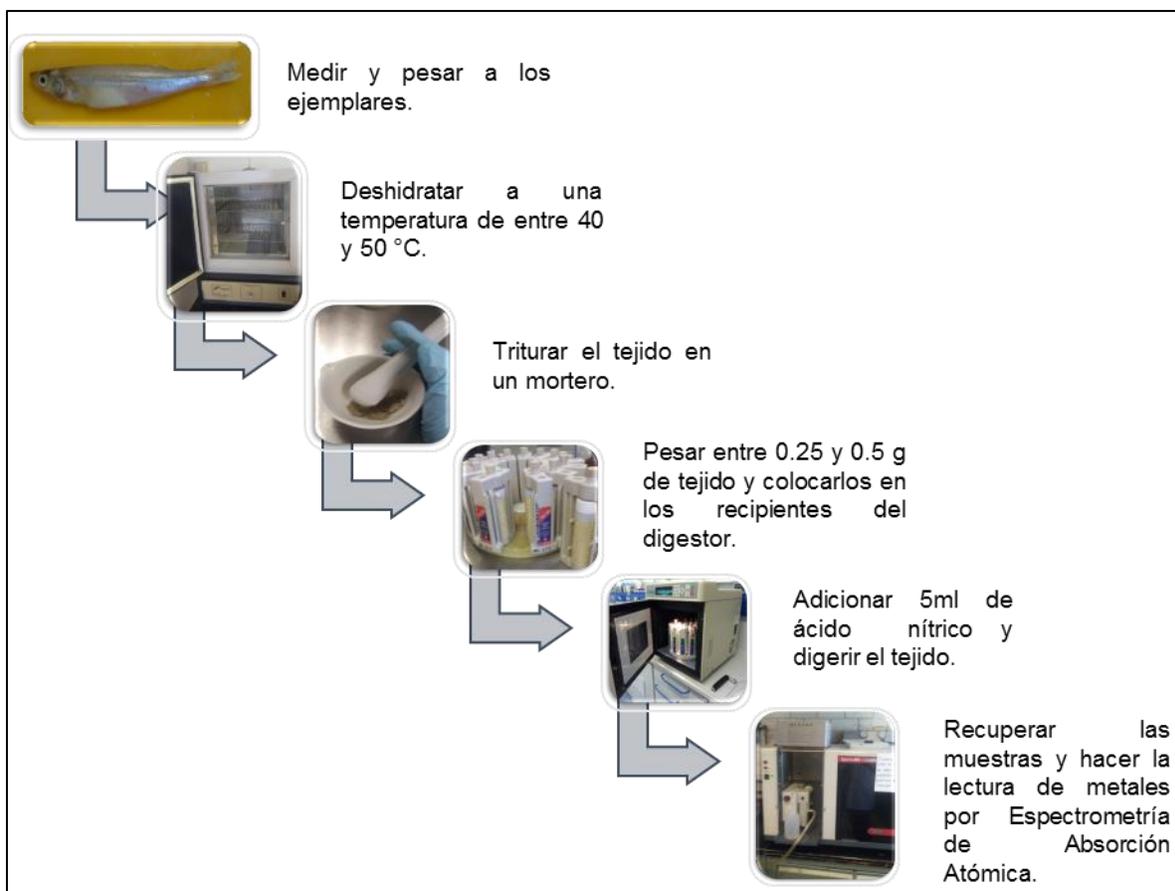


Figura 12.- Procedimiento general para la cuantificación de metales en tejido de pescado.

7.3.2.- Metalotioneínas en tejido de *Chirostoma* sp.

La determinación de metalotioneínas se realizó tomando como referencia el método de “Cuantificación de Metalotioneínas por Saturación de Plata” (Scheuhammer y Cherian, 1986), el cual se basa en la alta afinidad de Ag para ligarse a estas metaloproteínas.

Las soluciones utilizadas para el desarrollo de la técnica se describen en la Tabla 9.

Tabla 9.- Soluciones requeridas para llevar a cabo el proceso de cuantificación de metalotioneínas.

Solución	Preparación
Solución isotónica de KCl 1.15%	2.30 g de KCl en 200 mL de agua destilada
Buffer Tris 30 mM	3.63 g de reactivo Tris (trisaminometano) en 1L de agua y pH de 8.0 ajustado con HCL 6 N.

Solución de Plata	20 μ L de estándar de Ag (1000 ppm) más 980 μ L de glicina 0.5 M.
--------------------------	------------------------------------------------------------------------------

Para el procesamiento de las muestras también fue necesario preparar un hemolizado con 10 mL de sangre de mamífero (obtenida por medio de tubo Vacutainer con heparina de sodio) y 20 mL de solución isotónica de KCl 1.15% en tubos de ensaye de 50 mL, los cuales fueron centrifugados a 1500 rpm por 5 min. Se desechó el sobrenadante y se resuspendió el pellet en 30 mL de solución isotónica y se centrifugó por segunda vez. Nuevamente se desechó el sobrenadante y se añadieron de 10 a 15 mL de buffer Tris 30 mM para lisar el pellet, dejando reaccionar por 10 min. Transcurrido el periodo de reacción, se centrifugó a 5000 rpm por 10 min; el sobrenadante se recuperó en alícuotas de 2 mL en tubos Eppendorf. El hemolizado se conservó en congelación hasta su uso.

De tejido muscular e hígado de charal (*Chirostoma sp.*) en fresco se tomaron entre 0.1 y 0.2 g y se colocaron en tubos Eppendorf debidamente etiquetados. Se adicionaron cuatro volúmenes de sacarosa 0.25 M con respecto al peso de tejido de cada muestra y se homogenizaron a alta revolución por 60 segundos. Posteriormente las muestras se centrifugaron a 15000 rpm por 20 min a una temperatura de 4°C y enseguida se obtuvieron alícuotas de 400 μ L del sobrenadante en tubos Eppendorf, por duplicado. A cada tubo se le añadieron 400 μ L de glicina 0.5 M y 500 μ L de solución de plata, los cuales se incubaron a temperatura ambiente de 5-10 min. Concluido el tiempo se agregaron 100 μ L de hemolizado y se homogenizaron con Vórtex; se sometieron a baño maría por 3 min y se centrifugaron a 4000 rpm por 5 min; se recuperó el sobrenadante de cada tubo y el pellet se procesó una vez más de la misma manera. Los tubos con los sobrenadantes recuperados se centrifugaron a 13000 rpm por 5 min; para finalizar, se recuperaron nuevamente los sobrenadantes y se conservaron en congelación hasta su análisis.

La cantidad de plata se determinó por Espectrometría de Absorción Atómica y la concentración de metalotioneínas se obtuvo a partir de la siguiente ecuación:

$$\mu\text{g de metalotioneínas/ g de tejido} = \frac{(\text{CAg} - \text{Cb}) * 3.55 * \text{Vf} * \text{FMD}}{\text{Vm}}$$

CAg= Concentración de plata en la muestra

Cb= Concentración de plata en el blanco

Vf= Volumen final del ensayo

FMD= Factor de dilución de la muestra

Vm= Volumen de la muestra empleado

7.4.- Análisis de los datos

7.4.1.- Estadística

Se realizó un análisis exploratorio de los datos, los cuales fueron examinados usando las pruebas de Shapiro-Wilks y de Levene para verificar su ajuste a una distribución normal y homocedasticidad, respectivamente. Cuando se cumplieron estos supuestos, se aplicó una prueba de ANOVA de una vía para determinar las diferencias significativas existentes entre las temporadas, así como entre puntos de muestreo durante el periodo de estudio, de acuerdo con los parámetros analizados, los índices de Contaminación y el índice de Calidad del Agua; cuando no se cumplieron, se utilizó la prueba de Kruskal- Wallis. Para los casos en que sólo se tuvieron dos grupos de datos, como los de metales pesados, se utilizaron las pruebas de t-Student o U de Mann-Whitney; en todas las pruebas se consideró una significancia $p < 0.05$. Graficas de caja y bigotes fueron aplicadas para cada parámetro considerando como medida de tendencia central la mediana. Se aplicó también un análisis de componentes principales para visualizar el comportamiento e influencia de los puntajes obtenidos de los ICOs e el ICA en cada una de las temporadas de estudio (Milton, 2001; Palacio *et al.*, 2020).

7.4.2.- Sistema de información geográfica

Para representar geoespacialmente el grado de contaminación (ICOs) y el estado de la calidad del agua (ICA) se elaboraron mapas en QGIS para cada una de las estaciones de muestreo en las diferentes temporadas de estudio. Se aplicó el método de interpolación de "Distancia Inversa Ponderada" (IDW) a partir de una capa vectorial de puntos correspondiente a las estaciones de muestreo (Villatoro *et al.*, 2008). Se utilizó un gradiente de color de blanco a rojo intenso para representar el grado de contaminación de acuerdo con los valores de los ICOs, donde, el color blanco representó el valor más bajo del índice y a su vez, el menor grado de contaminación y el

color rojo representó el mayor puntaje del mismo y un grado muy alto de contaminación. Para la representación del ICA, se utilizó la gama de colores de acuerdo con su uso en pesca y desarrollo de la vida acuática.

Para el caso de los metales en agua, se aplicó también el método de interpolación y se crearon los mapas correspondientes, tomando como referencia las concentraciones máximas permisibles de cada metal en la legislación mexicana vigente. Para la representación de las concentraciones se consideraron dos gradientes de colores, rojo y azul. Los valores por debajo del límite se tomaron azules y los valores por encima se tornaron rojos; para ambos casos a mayores concentraciones los tonos se intensificaron.

7.4.3.- Caracterización del riesgo

Factor de bioconcentración (FBC)

Para la caracterización del riesgo asociado a las concentraciones de contaminantes, se calculó el FBC a partir de las concentraciones de metales en agua con respecto a las concentraciones detectadas en peces. Valores de $FBC \leq 1$, consideran que el contaminante no es bioacumulable; sí el FBC es >1 pero ≤ 100 , el contaminante es potencialmente bioacumulable; cuando el FBC es > 100 , el contaminante es altamente bioacumulable (Badii *et al.*, 2005). Para esto se hizo uso de la siguiente formula:

$$FBC = \frac{\text{Concentración del contaminante en tejido (ppm)}}{\text{Concentración del contaminante en agua (ppm)}}$$

Cociente de Peligrosidad (Q)

Para la caracterización del riesgo asociado a los contaminantes, se determinó el cociente de peligrosidad (Q), el cual fue calculado al dividir la concentración ambiental estimada (CAE) con respecto al límite máximo permisible (LMP). Los límites considerados en el presente análisis fueron los establecidos para protección de la vida acuática en Ley Federal de Derechos (CONAGUA, 2019), así como las concentraciones permisibles en pescado para consumo humano establecidas en la Norma NOM-242-SSA1-2009 Productos y Servicios - Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados (Secretaría de Salud, 2009). Cuando el valor de Q es ≤ 1 , se considera que no hay efectos adversos; sí Q se mantiene entre 1 y ≤ 10 , existen posibles efectos adversos; sí Q es > 10 , hay probables efectos adversos (Ramírez-

Romero y Mendoza-Cantú, 2010). El cociente de peligrosidad se obtuvo a partir de la siguiente fórmula:

$$Q = \frac{CAE}{LMP}$$

CAE= Concentración ambiental estimada (ppm)

LMP= Límite máximo permisible (ppm)

RESULTADOS

8.- Resultados

La salida prospectiva permitió observar diferentes actividades que se desarrollan en el sitio de estudio, tales como: ecoturismo en la zona oeste; ganadería y agricultura extensiva alrededor de toda la rivera y pesca dentro del humedal. También se observó la presencia de invernaderos y una pista de aterrizaje en la zona nor-sureste (Fig.13). El Río Zahuapan fue identificado como la principal fuente de abastecimiento de agua a la presa.



Figura 13.- Ganadería y agricultura en la periferia de la presa Atlangatepec.

8.1.- Condición del agua de la Presa Atlangatepec

8.1.1.- Parámetros físicos, químicos y biológicos

Los valores promedio de los parámetros determinados en la presa a lo largo del estudio parecen indicar que las condiciones de la presa cumplen con la mayoría de los límites recomendados para la protección de la vida acuática (Tabla 10), si bien algunos parámetros no se encuentran incluidos en alguna legislación (temperatura, conductividad y sólidos disueltos). Sin embargo, el comportamiento de estos parámetros permitió elaborar un diagnóstico más preciso.

Tabla 10.- Valores promedio \pm desviación estándar de los parámetros analizados en el agua de la Presa Atlangatepec. Se incluyen los valores límites máximos o mínimos permisibles y/o recomendados en la legislación vigente o por instituciones nacionales e internacionales para la protección de la vida acuática. Superíndices: 1, Límite mínimo; 2, Límite máximo.

Parámetro	Noviembre 2018	Junio 2019	Marzo 2020	Limite	Fuente
Temperatura (°C)	20.3 \pm 1.1	20.0 \pm 0.5	15.8 \pm 2.8	-	-
Transparencia (cm)	90.5 \pm 10.9	52.1 \pm 13.5	59.1 \pm 10.31	300 ¹	OCDE 1982
pH	7.6 \pm 0.3	7.45 \pm 0.17	6.93 \pm 0.16	6.5 ¹ -8.5 ²	Ley Federal de Derechos 2019
Oxígeno Disuelto (mg/L)	5.8 \pm 1.6	4.4 \pm 1.07	2.8 \pm 0.2	5 ¹	Ley Federal de Derechos 2019
Coliformes fecales (NMP/100mL)	105 \pm 152	163 \pm 129	241 \pm 231	1000 ²	Ley Federal de Derechos 2019 CONAGUA 2018
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)	7.0 \pm 1.8	6.06 \pm 2.03	4.66 \pm 2.17	30 ²	CONAGUA 2018
Nitrógeno Amoniaco (mg/L de NH₃)	N/D	0.21 \pm 0.17	0.29 \pm 0.06	0.06 ²	Ley Federal de Derechos 2019
Nitritos (mg/L de NO₂⁻)	0.009 \pm 0.016	0.124 \pm 0.102	0.014 \pm 0.003	0.05 ²	Ley Federal de Derechos 2019
Nitratos (mg/L de NO₃⁻)	0.85 \pm 0.22	0.68 \pm 0.29	1.27 \pm 0.25	5 ²	Ley Federal de Derechos 2019
Fosforo (mg/L de PO₄³⁻)	0.09 \pm 0.04	0.098 \pm 0.06	0.086 \pm 0.059	0.05 ²	Ley Federal de Derechos 2019
Dureza (mg/L de CaCO₃)	72.6 \pm 4.3	89.7 \pm 4.3	108.67 \pm 27.8	Variación no mayor a 20	Ley Federal de Derechos 2019
Conductividad (µS/cm)	278.3 \pm 9.0	312.7 \pm 18.7	365.4 \pm 12.3	-	-
Solidos Disueltos Totales (mg/L)	131 \pm 4.07	151.2 \pm 5.07	172.86 \pm 3.23	-	-

Temperatura y pH

Durante los monitoreos de noviembre del 2018 y junio del 2019 la temperatura del agua mostró valores alrededor de los 20°C, sin embargo, en el monitoreo de marzo del 2020 la temperatura fue significativamente inferior, cuyo promedio fue de 15°C ($H=17.74$, $p<0.05$) (Fig.19). Los valores de pH se mantuvieron dentro del intervalo propuesto en la Ley Federal de Derechos del 2019 para la protección de la vida acuática (entre 6.5 y 8.5). Debido a la poca dispersión de los datos de este parámetro, los valores observados entre las temporadas fueron estadísticamente diferentes ($H=27.19$, $p\leq 0.001$) (Fig.14).

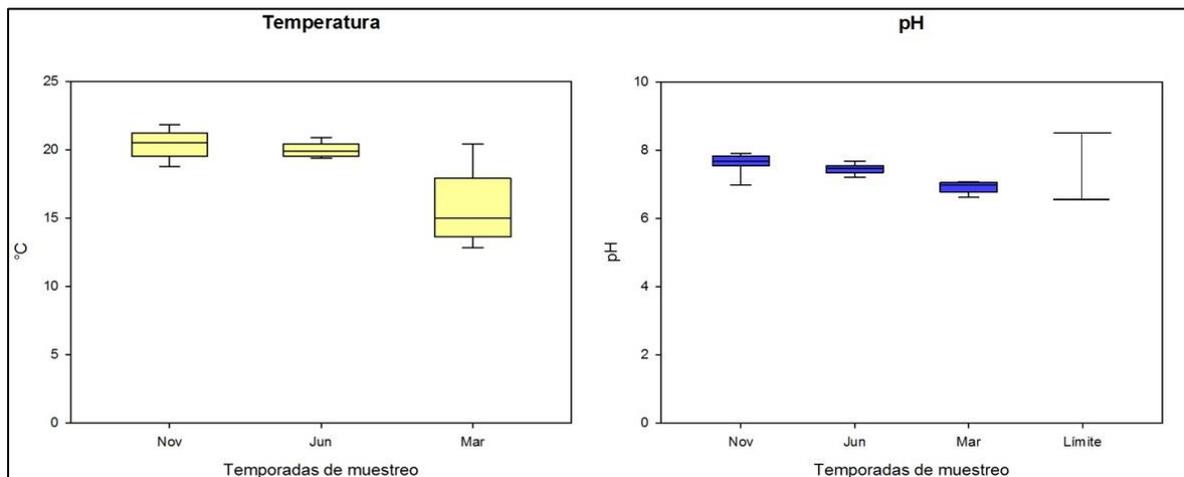


Figura 14.- Temperatura y pH. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; Límite, intervalo de pH de acuerdo con la Ley Federal de Derechos del 2019.

Transparencia

La transparencia del agua presentó cambios significativos entre las temporadas de estudio. Los valores registrados en noviembre indican una transparencia cercana a los 90 cm, mayor con respecto a los valores de junio y marzo ($F=46.30$, $p<0.05$) que fueron inferiores a los 70 cm. La escala de estado trófico propuesta por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) en 1982, permitió determinar que la presa tuvo un estado eutrófico en la temporada de noviembre y un estado hipereutrófico en junio y marzo (Fig.15).

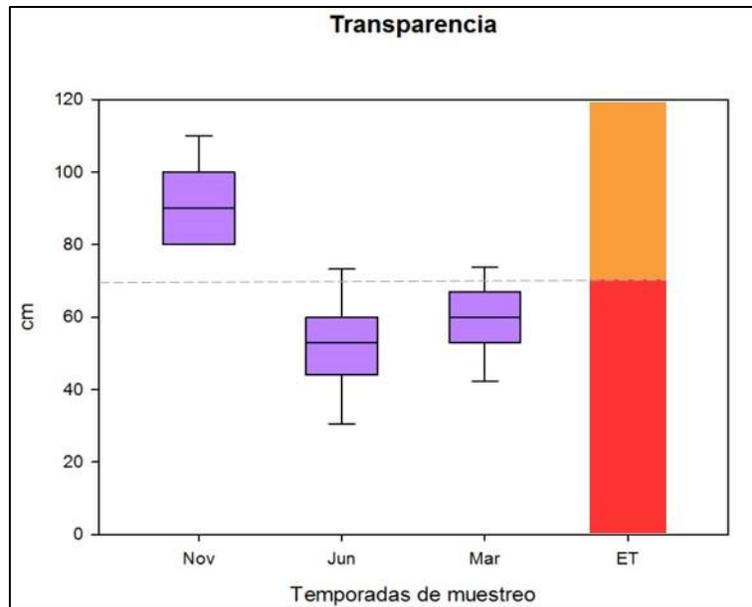


Figura 15.- Transparencia. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; ET, estado trófico del agua de acuerdo con la OCDE, 1982 (anaranjado, estado eutrófico; rojo, estado hipereutrófico).

Oxígeno Disuelto

Este parámetro mostró diferencias significativas entre los meses de monitoreo ($H= 28.31$, $p \leq 0.001$). Se observó una disminución en la concentración de oxígeno promedio, cuyos valores en el mes de noviembre del 2018 se encontraron alrededor de 5.8 mg/L, en el mes de junio de 4.4 mg/L y en el mes de marzo del 2020 fueron de 2.8 mg/L. En todas las temporadas se identificaron estaciones de muestreo con concentraciones por debajo del límite mínimo de oxígeno disuelto aceptable para la protección y desarrollo de la vida acuática (5.0 mg/L). En la primera colecta, más de la mitad de las estaciones presentaron valores aceptables de acuerdo con la legislación vigente, mientras que, en el mes de junio, alrededor de un 70% de las estaciones tuvieron valores por debajo del límite, finalmente, en el mes de marzo todos los puntos de muestreo tuvieron valores inferiores a 5 mg/L (Fig.16).

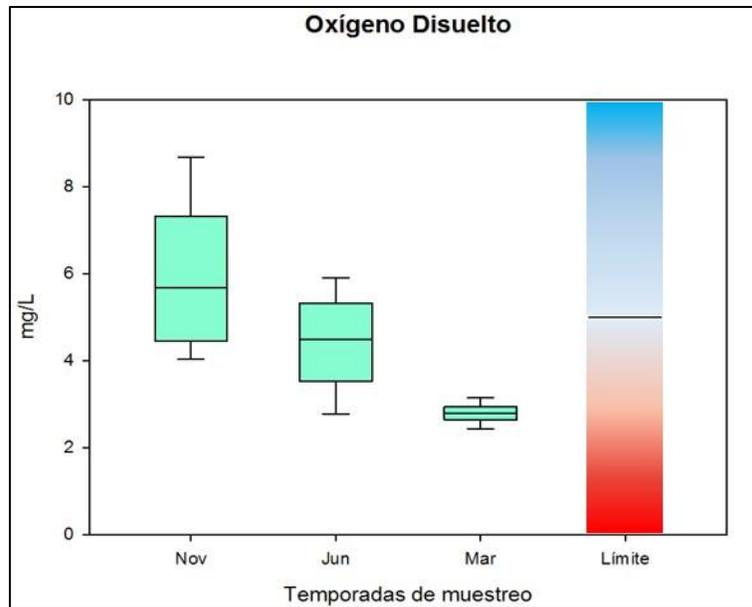


Figura 16.- Oxígeno Disuelto. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; Límite mínimo de acuerdo con la Ley Federal de Derechos del 2019.

Coliformes Fecales

Los valores obtenidos de este grupo de bacterias no rebasaron el límite máximo permitido para la protección de la vida acuática (CONAGUA, 2019), el cual es de 1000 NMP/100mL. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las temporadas de muestreo ($H=3.59$, $p=0.165$). Si bien, la calidad sanitaria del agua de la presa se calificó de buena a excelente, algunas de las muestras tuvieron una calidad menor, particularmente en el mes de marzo de 2020, en el cual el 50% de las estaciones se calificaron como aceptable (Fig.17).

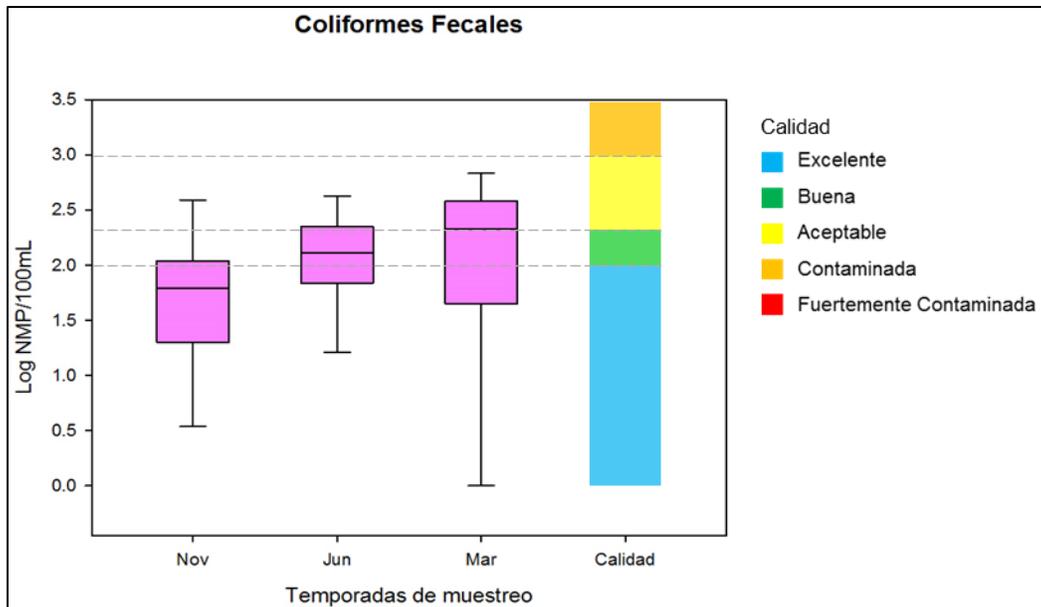


Figura 17.- Coliformes Fecales. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; Calidad de acuerdo con CONAGUA, 2018.

Demanda Bioquímica de Oxígeno

La DBO₅ fue baja, con valores inferiores a los 10 mg/L, aunque mostró variaciones significativas entre las temporadas de muestreo ($F=5.34$, $p<0.05$). Se reportó un valor superior a los 6 mg/L en al menos un 25% de los sitios de muestreo en cada una de las temporadas, sin embargo, los valores más críticos se notaron en las temporadas de noviembre 2018 y junio 2019. En noviembre de 2018 el 75% de las estaciones de muestreo presentaron una demanda de entre los 6 mg/L y los 10 mg/L, la cual se considera aceptable. En contraste, se observó una disminución de la demanda de oxígeno en el mes de junio de 2019 en el que la mitad de los puntos de muestreo tuvo valores entre 3 mg/L y 6 mg/L, lo que se considera como bueno. En marzo del 2020 se detectaron valores por debajo de 6 mg/L en el 75% de los sitios monitoreados (Fig.18).

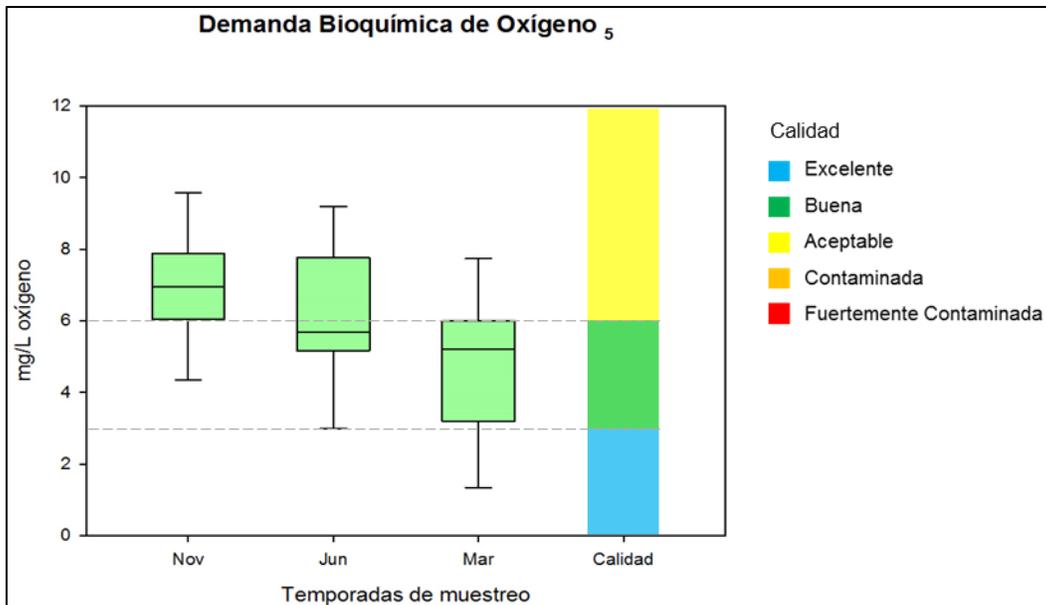


Figura 18.- Demanda Bioquímica de Oxígeno. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; Calidad de acuerdo con CONAGUA, 2018.

Nitrógeno Amoniacal

Este parámetro arrojó valores por encima de los límites máximos permisibles para la vida acuática (0.06 mg/L) en las temporadas analizadas, junio del 2019 y marzo del 2020, en todos los sitios de muestreo. Los valores detectados en marzo fueron significativamente mayores a los observados en junio ($U= 28.0, p<0.05$); en junio el valor promedio fue 0.21 mg/L y en marzo fue de 0.29 mg/L (Fig.19).

Nitritos

Los nitratos mostraron diferencias significativas entre las colectas ($H= 33.88, p<0.05$). Las temporadas correspondientes a los meses de noviembre del 2018 y marzo del 2020, presentaron valores por debajo del límite máximo permisible en todos los puntos de muestreo. En contraste, en junio del 2019, más de la mitad de los puntos analizados arrojó valores altos, superando los límites para este parámetro (0.05 mg/L), en este caso, un 25% de los sitios mostró concentraciones al menos tres veces superiores a los máximos permisibles en la Ley Federal de Derechos (Fig.19).

Nitratos

Este parámetro se encontró en condiciones adecuadas para la conservación de la vida acuática. Todas las temporadas de muestreo presentaron concentraciones por debajo del límite máximo

en agua (5mg/L). Se observaron diferencias significativas entre las temporadas ($H= 23.6, p<0.05$). Los valores más altos se determinaron en marzo del 2020 (1.23 mg/L) (Fig.19).

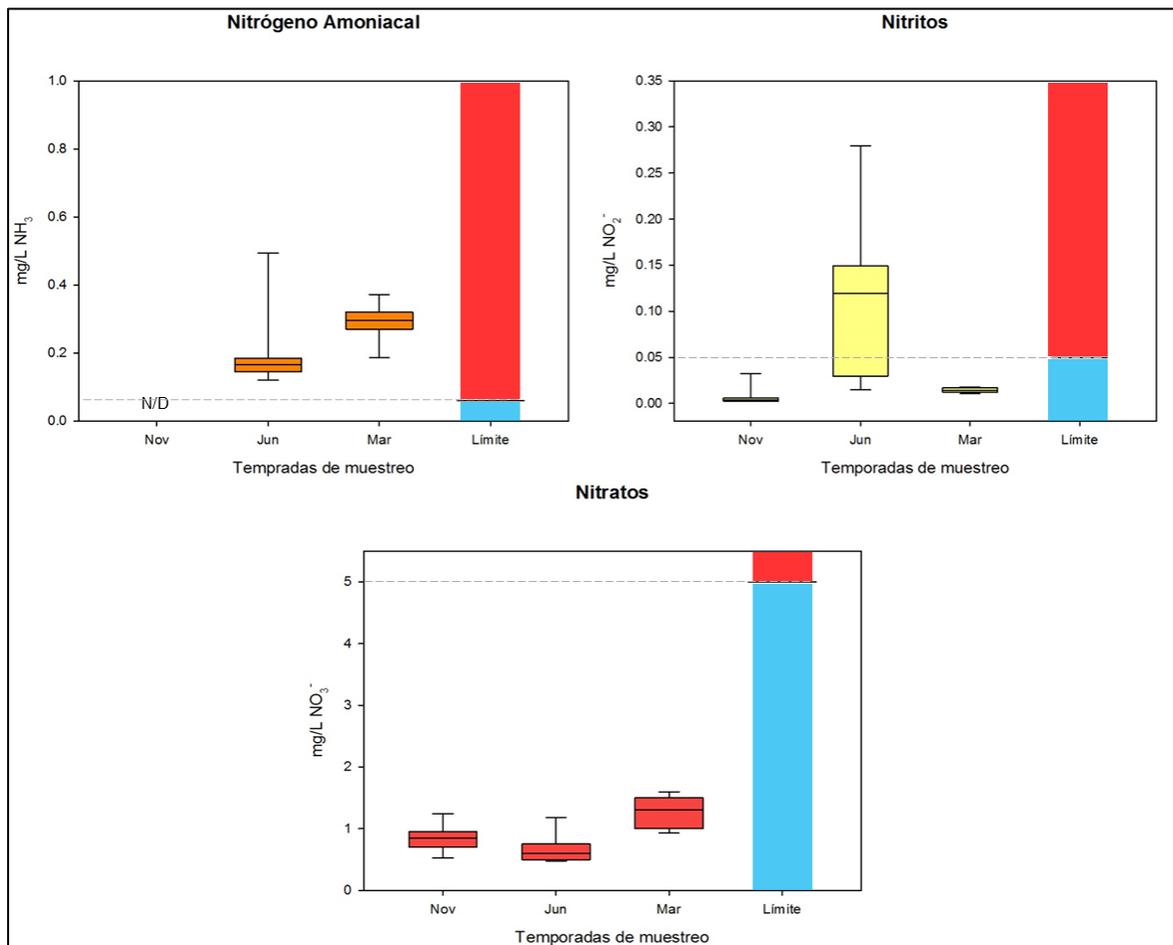


Figura 19.- Nitrógeno Amoniactal, Nitritos y Nitratos. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; límite máximo permisible de acuerdo con la Ley Federal de Derechos del 2019; N/D, no determinado.

Fosfatos

Los fosfatos indicaron que las concentraciones en agua fueron elevadas en todos los puntos de muestreo analizados en las temporadas de noviembre del 2018 y junio del 2019, y en marzo del 2020 cerca del 75% de las muestras superaron lo establecido como límite máximo para protección de la vida acuática (0.05mg/L). Las concentraciones en las tres temporadas no mostraron diferencias significativas ($H= 0.21; p=0.899$). Cerca de la mitad de las muestras tuvieron valores por encima de los 0.8 mg/L (Fig.20).

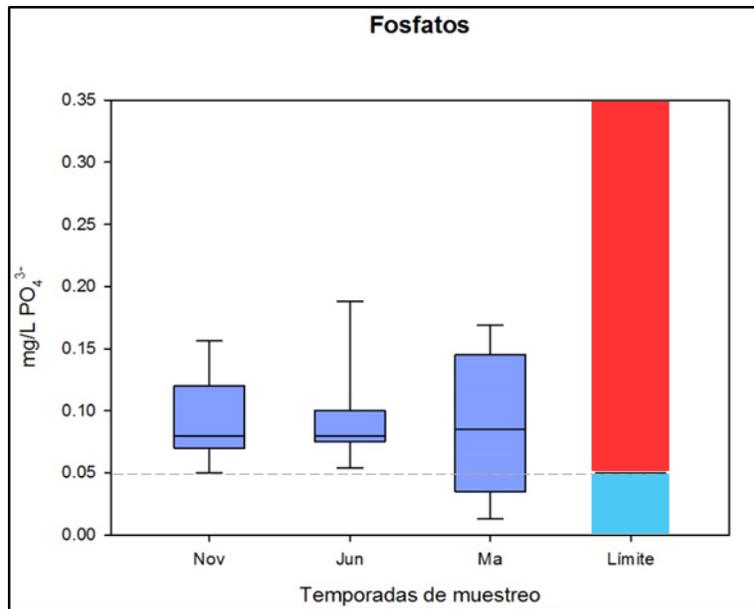


Figura 20.- Fosfatos. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; límite máximo permisible de acuerdo con la Ley Federal de Derechos del 2019.

Dureza

Se observaron cambios significativos entre las colectas ($H= 35.51$, $p<0.05$). Se identificó un incremento gradual en la dureza, la cual superó valores promedio de 100 mg/L en marzo del 2020. En noviembre del 2018 y junio del 2019, la dureza no superó concentraciones de 80 mg/L y 90 mg/L, respectivamente (Fig.21).

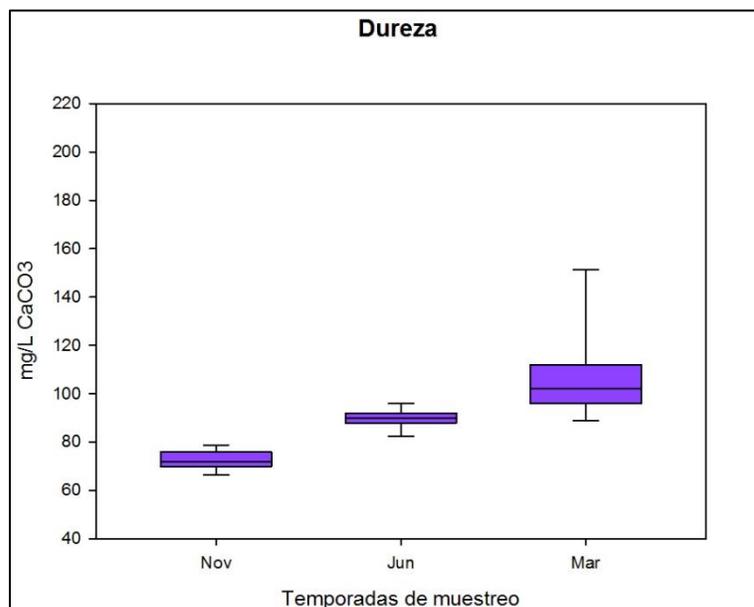


Figura 21.-Dureza. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020.

Conductividad y Sólidos Disueltos Totales (SDT)

La conductividad eléctrica presentó cambios significativos entre las tres temporadas ($H= 36.38$, $p<0.05$) así como también los sólidos suspendidos totales ($H= 38.96$, $p<0.05$). Ambos parámetros presentaron un incremento de manera temporal, siendo en marzo del 2020 donde se obtuvieron los valores más altos de cada uno de ellos con intervalos de 328 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 379 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para conductividad y de 167 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 178 mg/L para SDT (Fig.22).

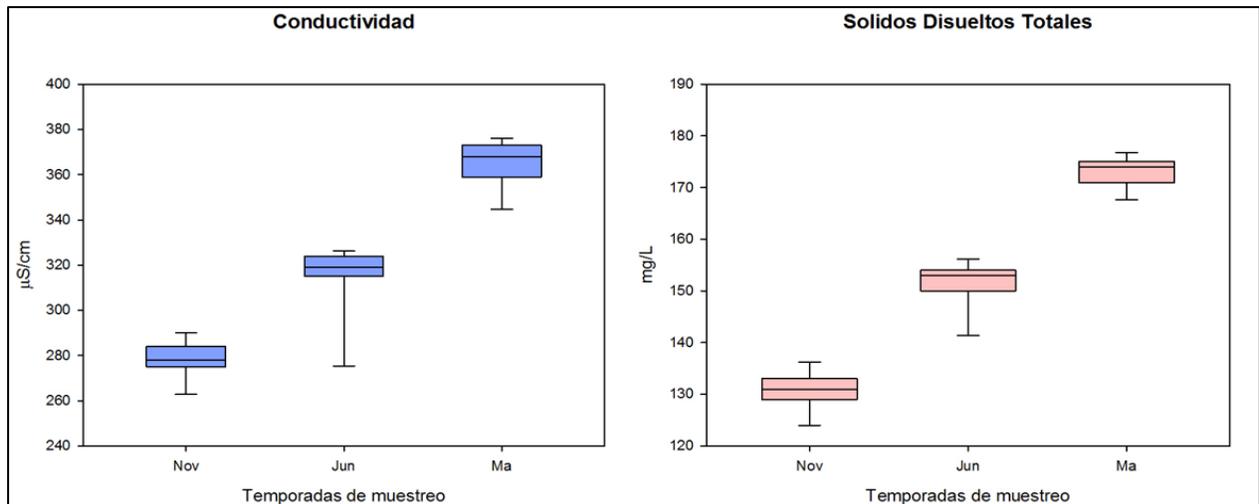


Figura 22.- Conductividad y Sólidos Disueltos Totales. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020.

8.1.2.-Índices de contaminación (ICOs)

Índice de Contaminación por Materia Orgánica (ICOMO)

De acuerdo con el puntaje del ICOMO, en todas las temporadas se determinó una contaminación baja de materia orgánica. En el mes de marzo, sin embargo, el valor promedio del puntaje (0.40) indicó valores cercanos a contaminación media (Tabla 11; Fig.23). Se observó una diferencia entre las temporadas analizadas ($F=4.94$, $p=0.012$), la cual estuvo marcada por los valores reportados en el mes de noviembre del 2018 (0.33) con respecto a los valores de marzo del 2020 ($p<0.05$).

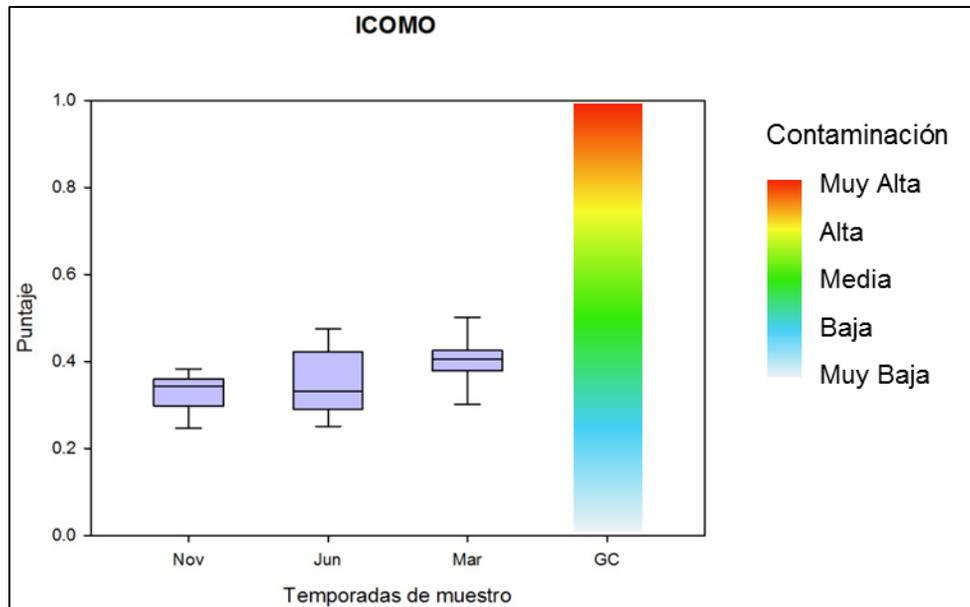


Figura 23.- Índice de Contaminación por Materia Orgánica (ICOMO). Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; GC, grado de contaminación del agua por materia orgánica categorizado por un gradiente de color (Ramírez et al., 1997).

Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI)

Con base en los resultados obtenidos del ICOMI, se identificó un incremento temporal en el grado de contaminación por minerales, el cual fue de alto a muy alto; dichas variaciones tuvieron significancia estadística entre los meses de estudio ($H=35.68$, $p \leq 0.001$). Todas las temporadas de muestreo arrojaron un puntaje de contaminación por arriba de 0.60. En un gradiente de menor a mayor contaminación, el mes de noviembre del 2018 presentó valores de entre 0.65 y 0.75 en las diferentes estaciones de muestreo, seguido de junio del 2019 con puntajes de entre 0.75 y 0.85 y finalmente en marzo del 2020 se reportaron los puntajes más altos, por encima de 0.76 y alcanzando valores cercanos o iguales a 1 (Tabla 11; Fig.24).

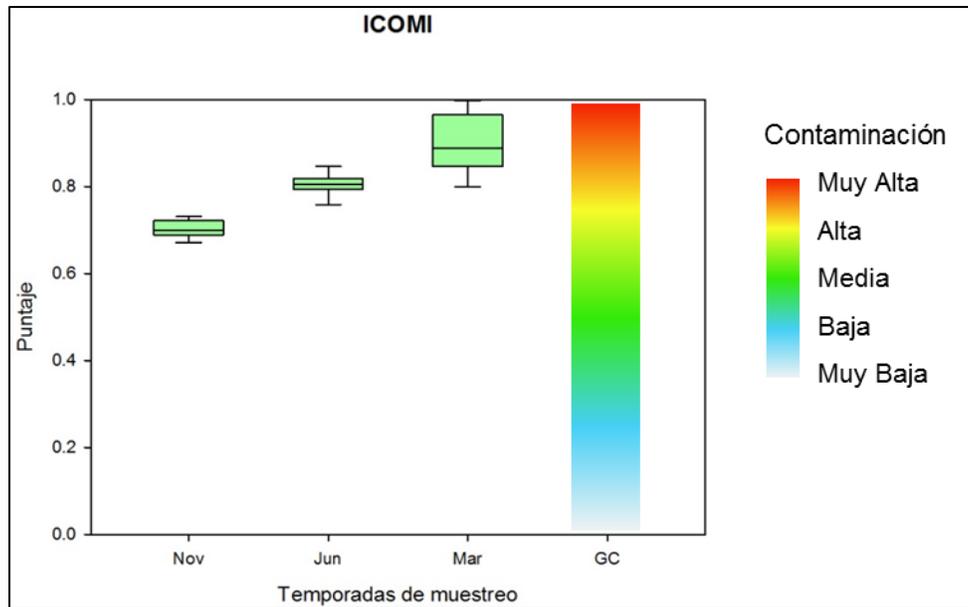


Figura 24.- Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI). Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; GC, grado de contaminación del agua por mineralización categorizado por un gradiente de color (Ramírez et al., 1997).

Índice de Contaminación por Nutrientes (ICN)

De acuerdo con los resultados arrojados por este índice, todas las temporadas presentaron puntajes por encima de 60 con lo que se puede establecer que la contaminación del agua por nutrientes fue alta. Las variaciones observadas entre las temporadas de estudio no fueron estadísticamente significativas ($H=0.21$, $p=0.9$), los puntajes más altos se presentaron en los meses de noviembre del 2018 y marzo del 2020 con valores de alrededor 70 en 25% y 50% de las estaciones de muestreo, respectivamente (Tabla 11; Fig.25).

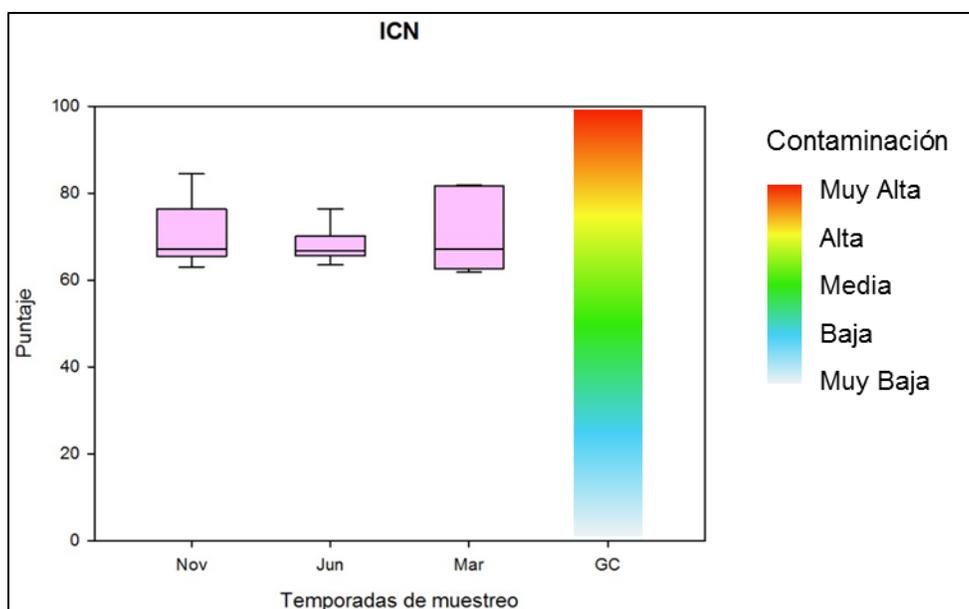


Figura 25.- Índice de Contaminación por Nutrientes (ICN). Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; GC, grado de contaminación del agua por nutrientes categorizado por un gradiente de color (Brink, 1991).

Tabla 11.- Valores promedio \pm desviación estándar de los diferentes índices de contaminación para cada una de las temporadas de estudio.

Índice	Noviembre 2018	Junio 2019	Marzo 2020
ICOMO	0.33 \pm 0.05	0.36 \pm 0.08	0.40 \pm 0.07
ICOMI	0.70 \pm 0.02	0.80 \pm 0.03	0.90 \pm 0.07
ICN	70.0 \pm 7.5	68.0 \pm 4.9	70.0 \pm 8.4

8.1.3.-Índice de calidad del agua (ICA)

El ICA se determinó para los dos modelos matemáticos utilizados, ICAa, suma lineal ponderada e ICAb, función ponderada multiplicativa, en cada uno de los sitios de monitoreo y a su vez se obtuvo en promedio un puntaje para cada una de las temporadas estudiadas. Para noviembre del 2018, los promedios fueron de 75 y 71, respectivamente; con dichos valores se categorizó la calidad del agua de la presa como “buena”. En el caso de junio del 2019 el puntaje promedio arrojado por ambos modelos fue de 71 y 66, respectivamente, con lo que se obtuvo una calidad del agua entre “buena” y “media”. Finalmente, en el mes de marzo del 2020 la calidad del agua se consideró “media” ya que se obtuvieron puntajes de 64 y 57 en los dos modelos matemáticos empleados (Tabla 12; Fig.26)

Los valores del ICA indicaron una disminución temporal de la calidad del agua del mes de noviembre al mes de marzo ($H=54.92$, $p \leq 0.001$). A su vez, se compararon los resultados arrojados por los dos métodos matemáticos y no se presentaron diferencias significativas entre ellos ($p > 0.05$), sin embargo, se pudo apreciar que el método multiplicativo tiende a ser más riguroso al momento de interpolar los valores con la categoría de calidad, por lo que se tomó este modelo como referencia para realizar las inferencias de acuerdo con los diferentes usos del agua.

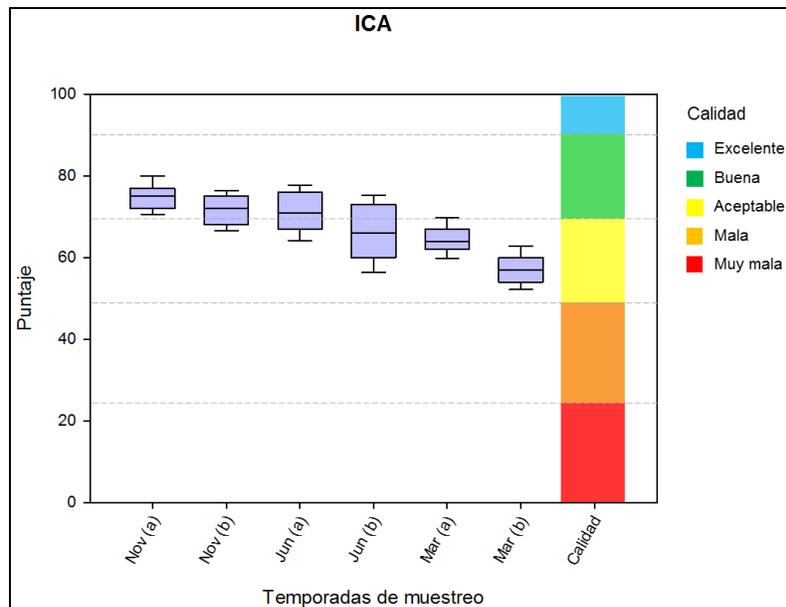


Figura 26.- Índice de Calidad del Agua por dos modelos matemáticos. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; a, suma lineal ponderada y b, función ponderada multiplicativa (NSF, 2006).

Tabla 12.- Valores promedio \pm desviación estándar del índice de Calidad del Agua en cada temporada de estudio. ICAa, suma lineal ponderada; ICAb, función ponderada multiplicativa.

índice	Noviembre 2018	Junio 2019	Marzo 2020
ICAa	75.0 \pm 3.3	71.0 \pm 4.8	64.0 \pm 3.5
ICAb	71.0 \pm 3.6	66.0 \pm 6.7	57.0 \pm 3.9

Los valores arrojados por el ICA fueron categorizados de acuerdo con Dinius (1987) para los diferentes usos que se le puede dar al recurso agua y con ello se obtuvieron los siguientes resultados:

Para uso como fuente de agua potable la calidad del agua se consideró “no recomendable para consumo sin purificación” en el mes de noviembre del 2018 y el agua “requeriría tratamiento de

potabilización” considerando su calidad para los meses de junio del 2019 y marzo del 2020. La calidad del agua para uso recreativo indicó que “puede realizarse cualquier tipo de deporte acuático” en el mes de noviembre, mientras que para las temporadas de junio y marzo tendrían que “restringirse los deportes de inmersión”. El agua de la presa se consideró adecuada para la pesca y el desarrollo de la vida acuática en el mes de noviembre, pero en el mes de junio se consideró como “en el límite para especies sensibles” y para el mes de marzo se consideró de calidad “aceptable”. Para uso en agricultura, la calidad del agua indicó que se requeriría una “purificación menor para cultivos sensibles” en el mes de noviembre y en los meses de junio y marzo sería “utilizable en la mayoría de los cultivos” (Fig.27).

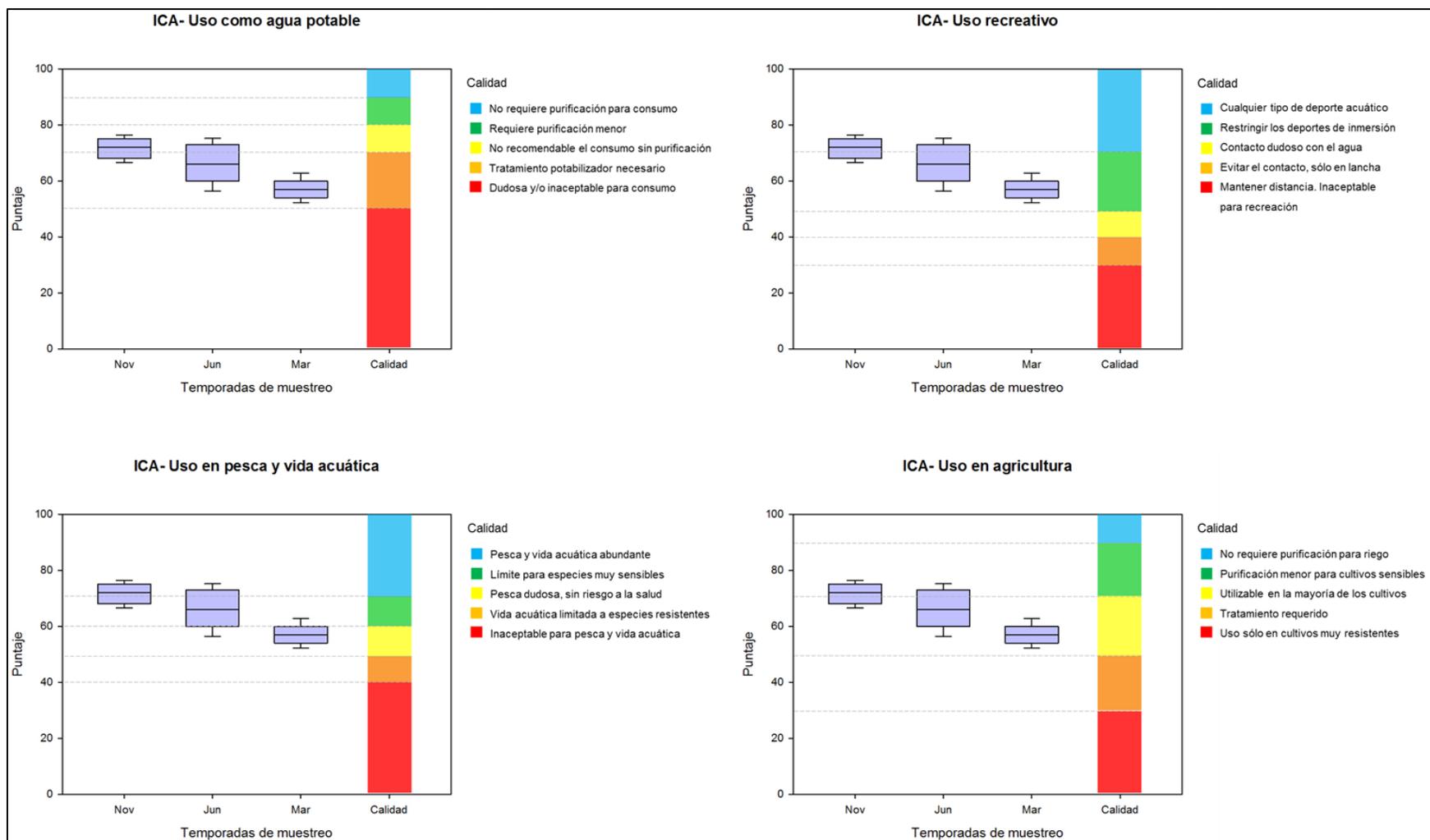


Figura 27.- Aptitud del agua de la Presa Atlangatepec para diversos usos como fuente de agua potable, recreativo, pesca y protección de la vida acuática y agricultura.

8.1.4.- Representación geoespacial de los ICOs e ICA

La representación geoespacial del ICOMO, que se relaciona con el grado de contaminación por materia orgánica, indicó un nivel bajo en las tres temporadas de estudio, sin embargo, se lograron identificar algunas zonas dentro de la presa con mayor o menor grado. En el mes de noviembre del 2018 se observó que las zonas donde se ubican las estaciones 2-6 (puntaje promedio de 0.34), así como las estaciones 9, 10, 14 y 15 (puntaje promedio de 0.35), representaron el mayor grado de contaminación en esta temporada. En el caso de la temporada de junio del 2019 se percibió un tono de color más intenso en las zonas donde se sitúan las estaciones 1-5, 14 y 15, y con un puntaje promedio de 0.42, por lo que se consideraron las de mayor contaminación con respecto al resto de la presa. Finalmente, en marzo del 2020, se notó un incremento en la contaminación por materia orgánica, particularmente las estaciones 3-5, 7, 9, 12-14, con puntaje promedio de 0.44, alcanzaron el grado medio de contaminación (Figs.28, 29 y 30).

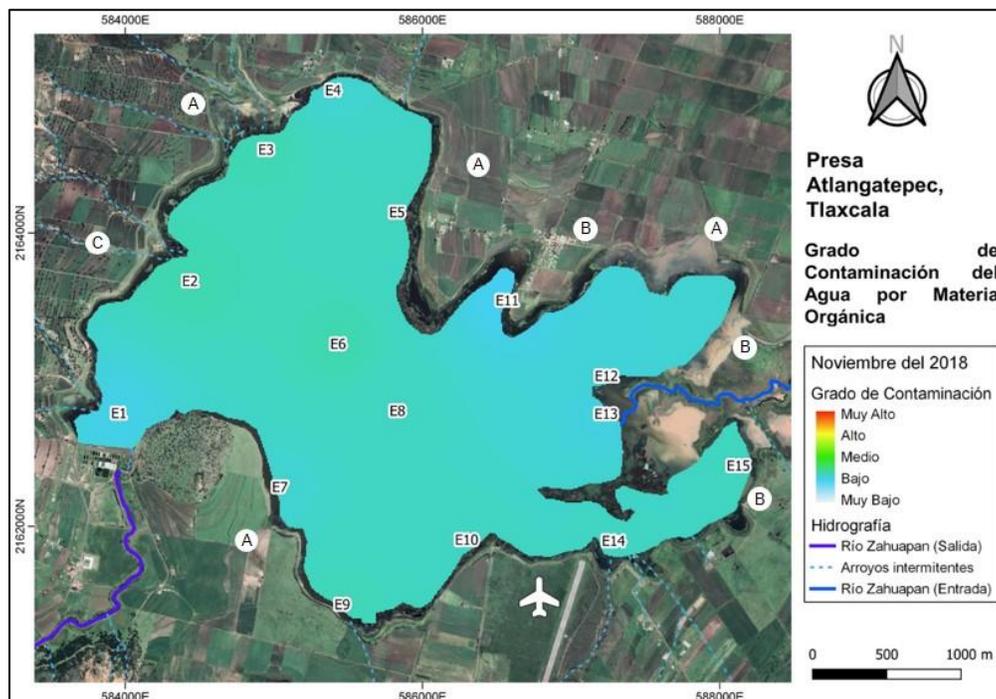


Figura 28.- Contaminación por materia orgánica en noviembre del 2018. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

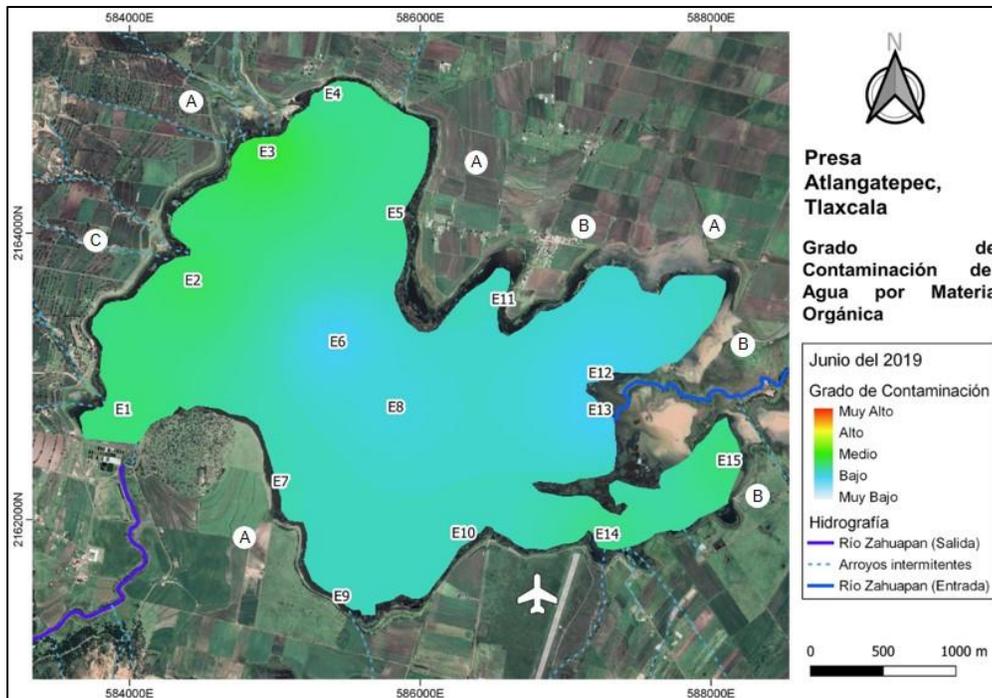


Figura 29.- Contaminación por materia orgánica en junio del 2019. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

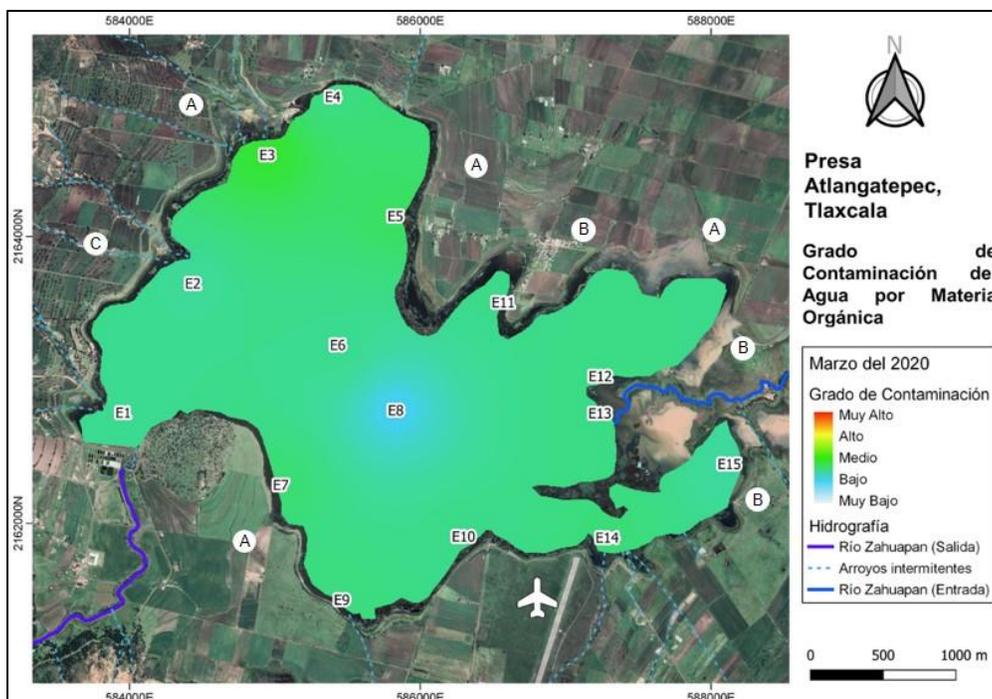


Figura 30.- Contaminación por materia orgánica en marzo del 2020. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

En cuanto al grado de contaminación por mineralización detectado por el ICOMI, se lograron observar diferencias geospaciales entre las temporadas y entre estaciones de muestreo. En la noviembre del 2018 el grado de contaminación fue alto y se percibió homogéneo en la presa (puntaje promedio de 0.70). En los meses de junio del 2019 y marzo del 2020 la contaminación fue más elevada y algunas zonas mostraron valores muy altos. En junio las zonas representadas por las estaciones 1, 4, 5, 7, 8 y 11 se identificaron como las más contaminadas, alcanzando un puntaje promedio de 0.83, y para marzo los valores fueron más elevados en las estaciones 1, 6, 10 y 12-15 con puntaje promedio de 0.96 (Figs.31, 32 y 33).

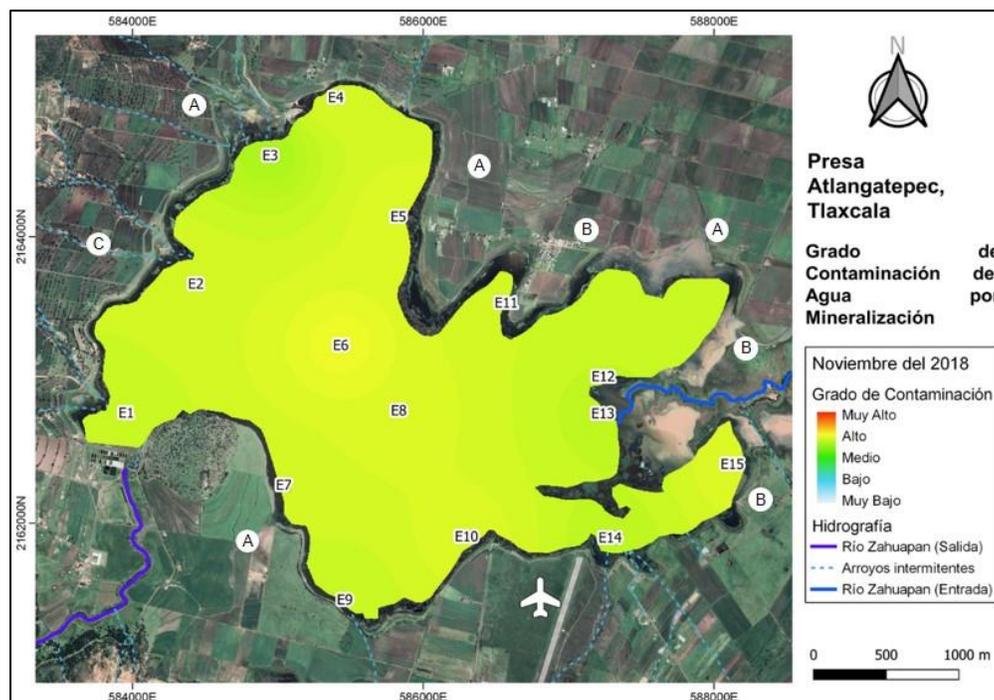


Figura 31.- Contaminación por mineralización en noviembre del 2018. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

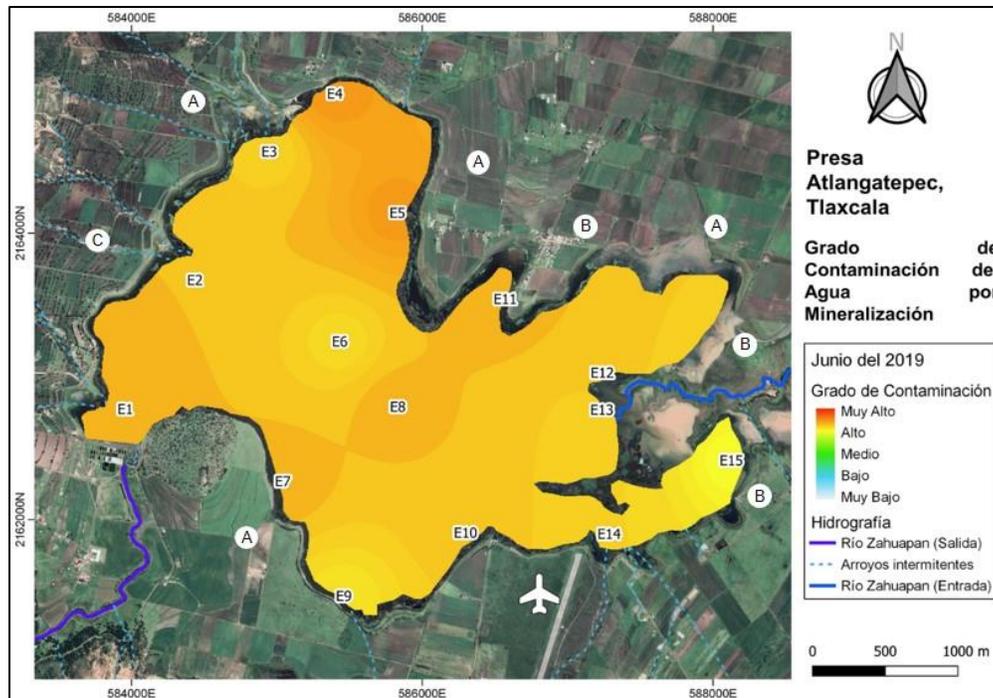


Figura 32.- Contaminación por mineralización en junio del 2019. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

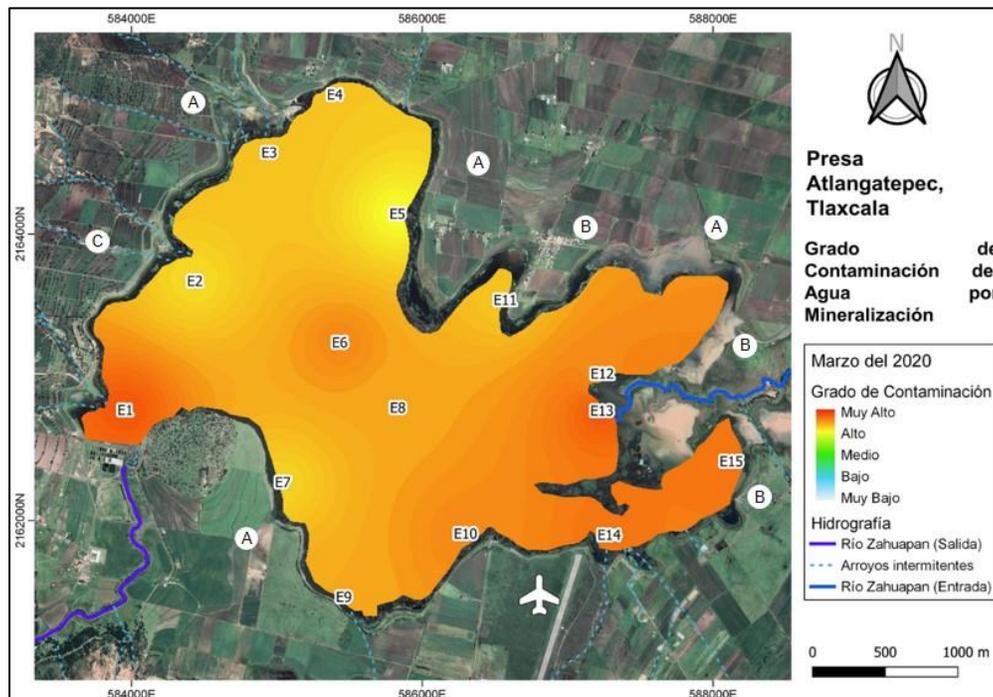


Figura 33.- Contaminación por mineralización en marzo del 2020. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

La contaminación por nutrientes (ICN) indicó heterogeneidad en el cuerpo de agua en las tres temporadas. Se calificó como de nivel de contaminación “medio” a “muy alto”. En noviembre del 2018, la zona más contaminada fue la representada por las estaciones 12 a 15 con puntaje promedio de 81; el resto de la presa presentó un grado de “alto” (puntaje promedio de 66). Para junio del 2019 la contaminación se calificó en un nivel “alto” con un puntaje promedio de 68, pero en la estación 15 se observó un grado “muy alto” (puntaje de 84). En el mes de marzo del 2020 se consideró que la contaminación por nutrientes estuvo en un nivel “muy alto” en las zonas representadas por las estaciones 2, 3, 5, 7 y 8 (puntaje promedio de 81) (Figs.34, 35 y 36).

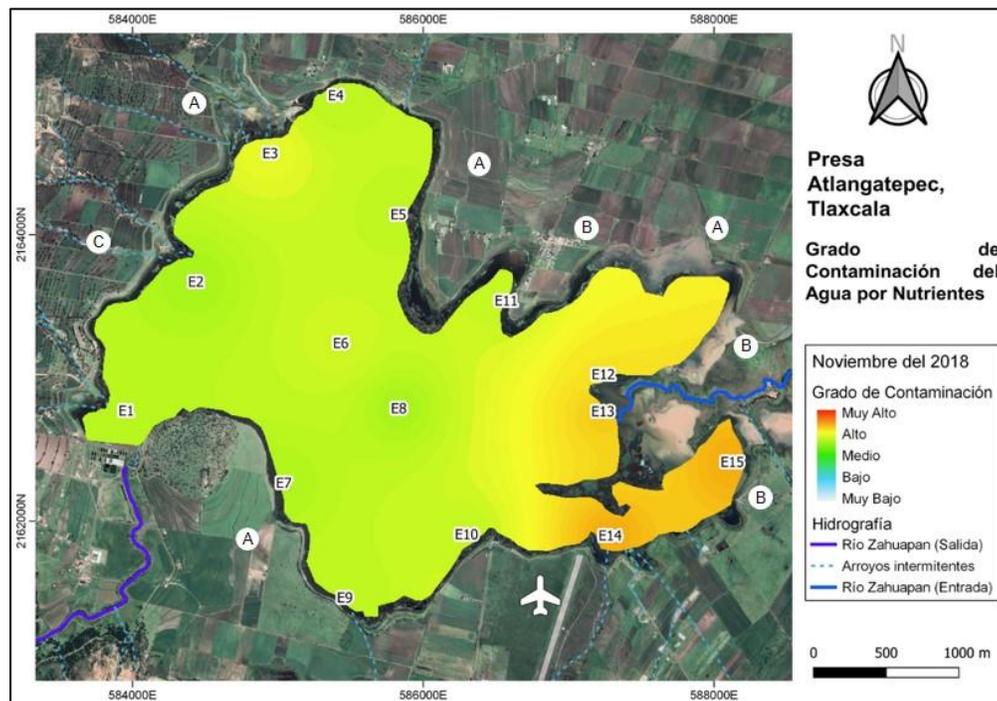


Figura 34.- Contaminación por nutrientes en noviembre del 2018. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

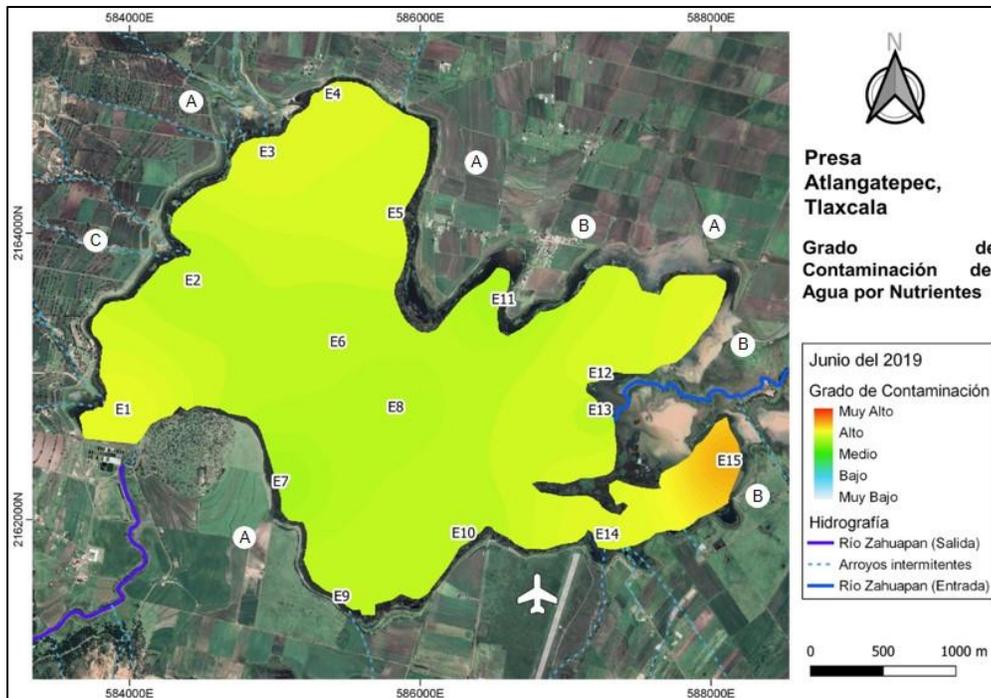


Figura 35.-Contaminación por nutrientes en junio del 2019. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

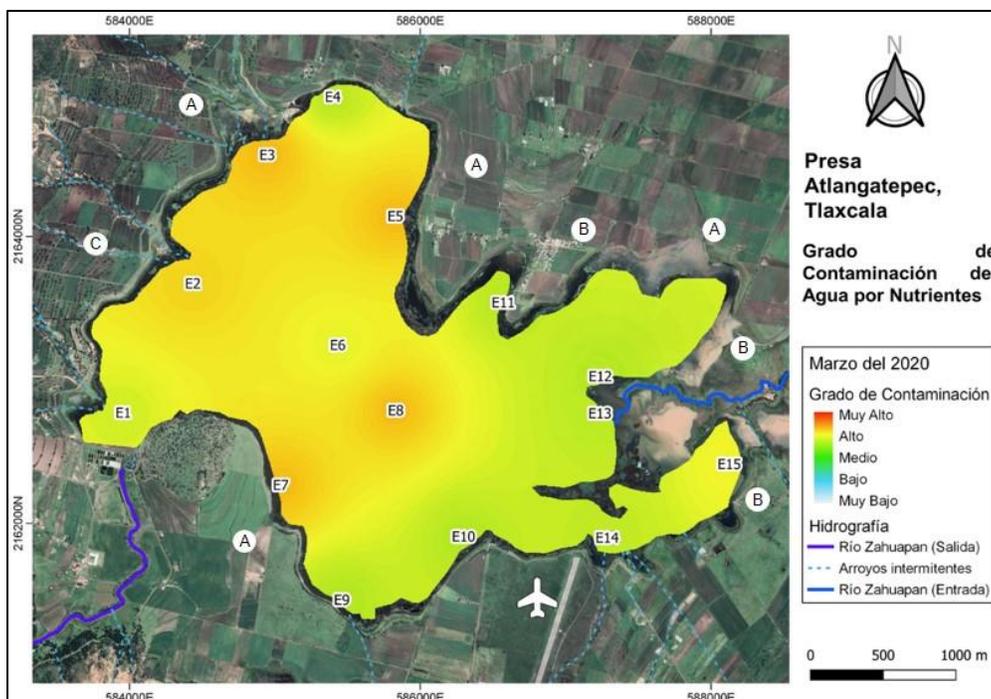


Figura 36.-Contaminación por nutrientes en marzo del 2020. Se representa con un gradiente de color el grado de contaminación que va de muy bajo a muy alto. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

Aunque la contaminación por minerales y nutrientes fue elevada, la calidad del agua para uso pesquero y el desarrollo de la vida acuática fue de buena a aceptable. El ICA mostró variación dentro de la presa en cada mes de estudio e identificó un deterioro temporal. De acuerdo con la representación geoespacial, en el mes de noviembre la calidad fue “excelente” en la zona donde se encontraron las estaciones 1-5, 7 y 11-13 y “buena” en las estaciones 6, 8-10, 14 y 15. En el mes de junio del 2019 la calidad fue “aceptable” sólo en el área donde se ubicaron las estaciones 2, 3 y 4, al noroeste de la presa, pero el resto del cuerpo acuático mantuvo calidad entre “buena” y “excelente”. En contraste, en marzo del 2020, la calidad del agua de la presa se categorizó apenas como “aceptable”, y sólo la zona representada por las estaciones 2, 5 y 6 mostró “buena” calidad (Figs.37, 38 y 39).

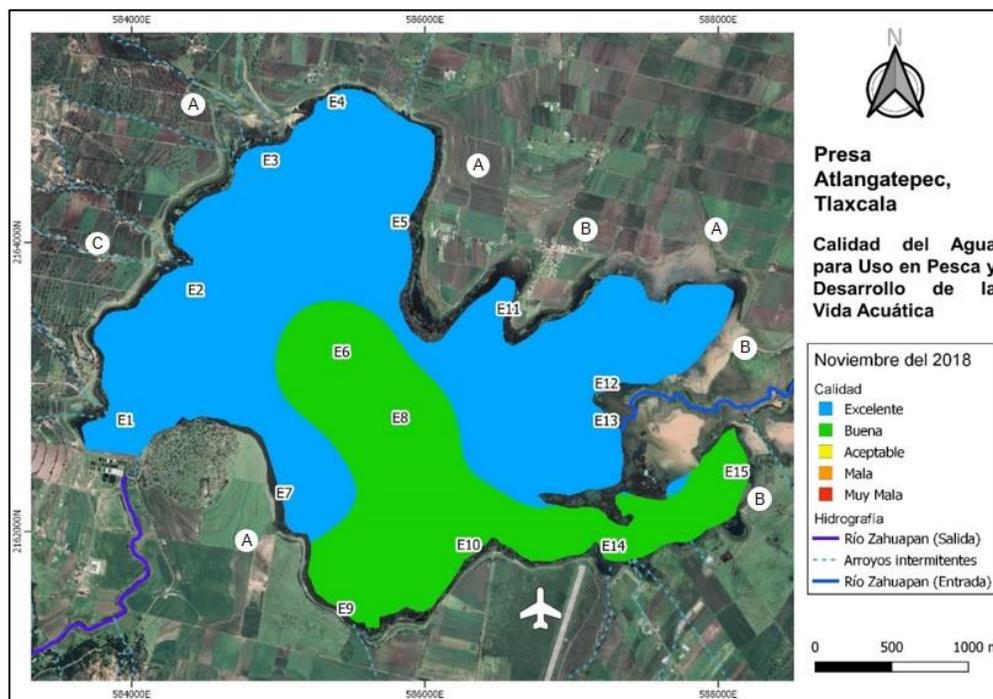


Figura 37.-Calidad del Agua en noviembre del 2018. Se muestra la aptitud del agua a partir de cinco categorías para ser usada en pesca y desarrollo de la vida acuática. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

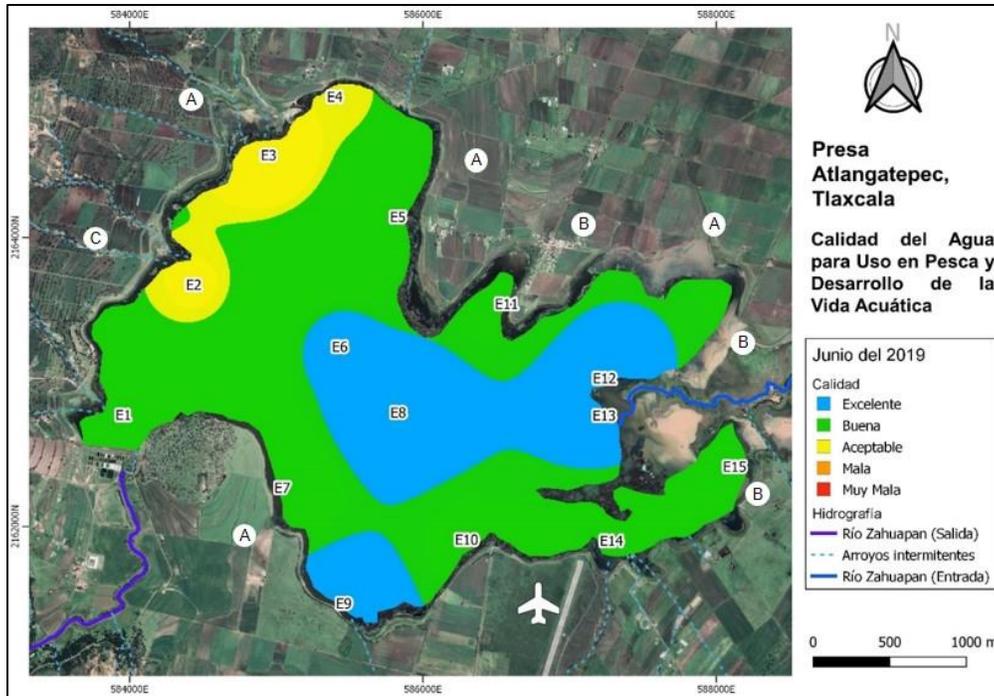


Figura 38.- Calidad del agua en junio del 2019. Se muestra la aptitud del agua a partir de cinco categorías para ser usada en pesca y desarrollo de la vida acuática. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

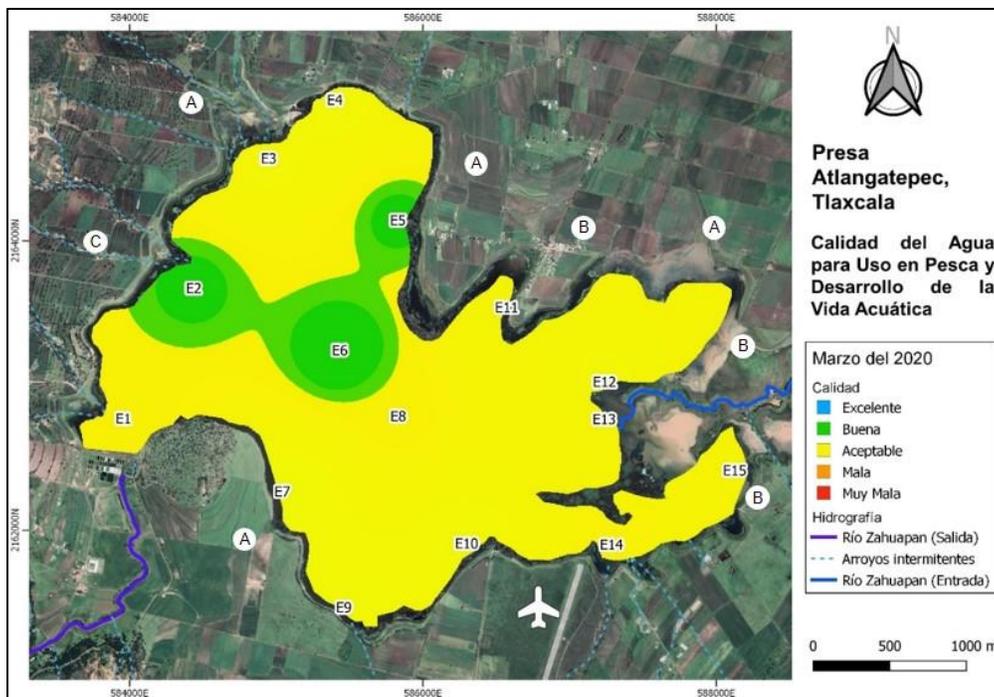


Figura 39.- Calidad del agua en marzo del 2020. Se muestra la aptitud del agua a partir de cinco categorías para ser usada en pesca y desarrollo de la vida acuática. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

8.1.5.- Análisis de componentes principales (ACP)

El ACP aplicado a los datos indicó un 82.96% de la variación explicada en los primeros dos componentes principales. De acuerdo con el análisis, el índice de Calidad del Agua (ICA) tuvo una correlación negativa con respecto a los índices de contaminación, principalmente con el Índice de Contaminación por Materia Orgánica (ICOMO) ($r=-0.735$), seguido del Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI) ($r=-0.677$) e índice de Contaminación por Nutrientes (ICN) ($r=-0.078$). Entre los ICOs se observó una correlación positiva del ICOMO con el ICOMI ($r=0.348$) y el ICN ($r=0.127$), sin embargo, entre el ICN y el ICOMI se presentó una correlación débil negativa ($r=-0.209$) (Fig. 40).

De acuerdo con el ACP, se determinó que las estaciones correspondientes al mes de noviembre del 2018 se desplazaron en dirección al vector "ICA", lo que indicó que esta temporada mostró la mejor calidad del agua, sin embargo, se identificó que las estaciones 3 y 12-15 tuvieron un desplazamiento respecto al vector "ICN", lo que indicó que dichas estaciones mostraron niveles altos de contaminación por nutrientes. Las estaciones de junio del 2019 se ubicaron en dirección a los vectores "ICA" e "ICOMO". Las estaciones 6-13 mostraron un desplazamiento hacia el vector "ICA", por lo que presentaron una buena calidad del agua, pero en contraste, las estaciones 1-5 y 14, se desplazaron hacia el vector del "ICOMO", por lo que se determinó que en dichas estaciones hubo un grado elevado de contaminación por materia orgánica. Destaca que sólo la estación 15 tuvo un desplazamiento respecto al vector "ICN", esto indicó que se presentó muy alta contaminación por nutrientes. Finalmente, las estaciones correspondientes al mes de marzo del 2020 se ubicaron en dirección a los vectores "ICOMO, ICOMI e ICN", lo que indicó que hubo mayor contaminación en esta temporada. Las estaciones 2, 3, 5, 7 y 8 tuvieron principalmente un desplazamiento en función de los vectores "ICN" e "ICOMO", por lo que se presentó contaminación elevada de nutrientes y materia orgánica; por otro lado, las estaciones 1, 4, 6 y 9-15 se desplazaron en dirección a los vectores "ICOMO" e "ICOMI", lo que indicó que presentaron contaminación elevada por materia orgánica y mineralización (Fig.40).

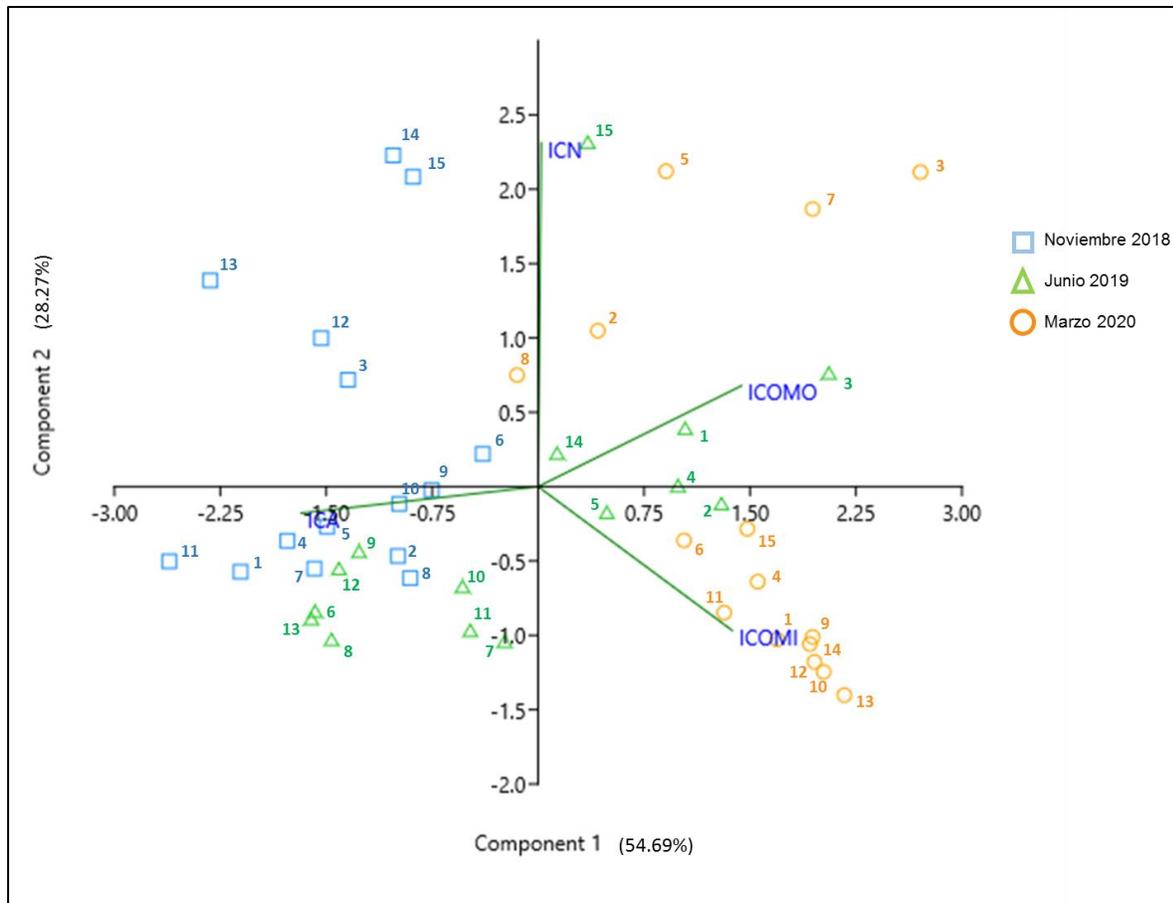


Figura 40.-Análisis de Componentes Principales. Se representa la variación espacial entre las tres temporadas de estudio, basado en los diferentes índices de contaminación y calidad del agua.

8.1.6.- Metales en agua

Las concentraciones de cobre y cadmio en agua estuvieron por debajo del límite de detección en los meses analizados ($Cu < 0.001$ y $Cd < 0.001$). El plomo (Pb), en contraste, se detectó en concentraciones por encima del límite máximo permisible para la protección de la vida acuática (0.03 mg/L) en ambas colectas. Las concentraciones mostraron diferencias significativas entre las colectas ($U=61.0$, $p=0.032$). En el mes de noviembre del 2018 se observaron concentraciones que fluctuaron entre 0.03 mg/L y 0.1 mg/L. En junio del 2019, alrededor del 50% de los sitios de colecta presentaron concentraciones mayores a 0.1 mg/L y se detectaron valores de hasta 0.2 mg/L (Fig.41).

En el caso del cromo (Cr), las concentraciones detectadas no superaron lo establecido como límite máximo para la protección de la vida acuática (0.05 mg/L). Su comportamiento fue contrastante con lo reportado para el Pb. En noviembre del 2018 se obtuvieron los valores más

altos de Cr; se determinaron concentraciones de entre 0.003 mg/L y 0.007 mg/L en la mitad de los sitios de muestreo. Las concentraciones determinadas en junio del 2019 fueron estadísticamente diferentes a los valores reportados en noviembre (U=64.0, p=0.038); en este caso, cerca del 75% de las muestras presentaron concentraciones de Cr \leq 0.001 mg/L (Tabla 13; Fig.41).

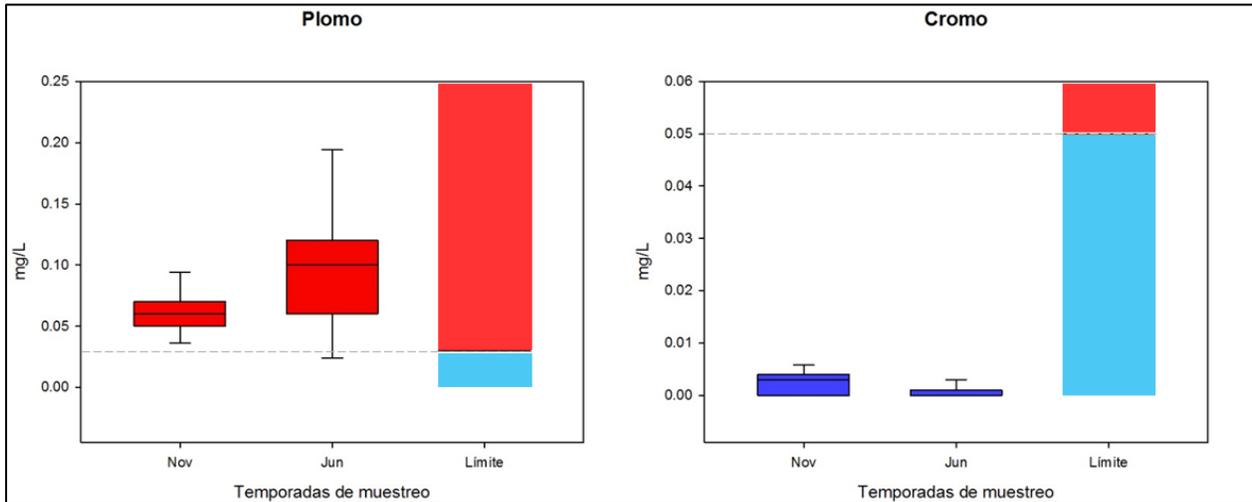


Figura 41.- Concentración de Pb y Cd en agua. Nov, noviembre del 2018; Jun, junio del 2019; Mar, marzo del 2020; L límite máximo permisible de acuerdo con la Ley Federal de Derechos del 2019.

Tabla 13.- Valores promedio \pm desviación estándar de las concentraciones de metales en agua. Se incluyen los límites máximos permisibles para protección de la vida acuática.

Metales (mg/L)	Noviembre 2018	Junio 2019	Límite (mg/L)	Fuente
Plomo (Pb)	0.064 \pm 0.018	0.100 \pm 0.05	0.03	Ley Federal de Derechos, 2019
Cromo (Cr)	0.003 \pm 0.002	0.001 \pm 0.001	0.05	Ley Federal de Derechos, 2019

De acuerdo con la representación geoespacial de los datos, en las dos colectas se lograron identificar zonas con concentraciones mayores. Para el caso del Cr, en noviembre el área donde se ubicaron las estaciones 5, 6 y 11 se presentó la mayor concentración de este metal, con un promedio de 0.006 mg/L; en junio, las estaciones 4 y 10 fueron las más altas con una concentración de 0.003 mg/L (Figs.42 y 43). Las concentraciones de Pb fueron muy elevadas en toda la presa ($>$ 0.03 mg/L). En noviembre se percibió homogeneidad en la presa respecto a la concentración de este metal, sin embargo, en junio se observó una mayor concentración en la

zona representada por las estaciones 12-15 con una concentración promedio de 0.17 mg/L, cerca de la desembocadura del río Zahuapan (Figs.44 y 45).

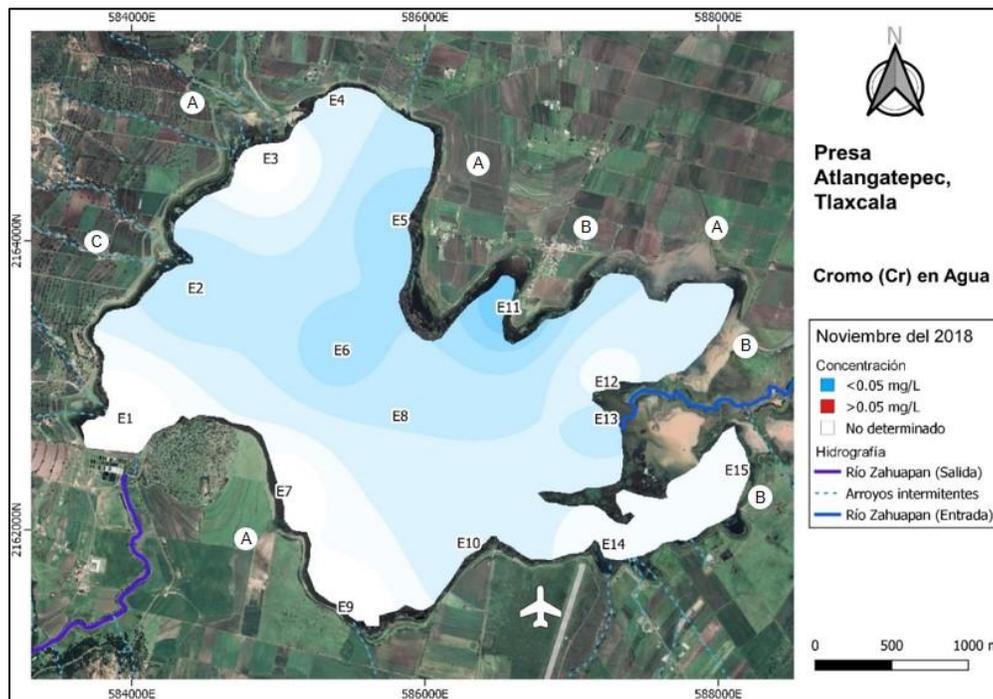


Figura 42.- Concentración de Cromo en noviembre del 2018. Se muestra la representación geoespacial de la concentración de Cr dentro de la presa; tonos de color más intenso indican mayor concentración del metal. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

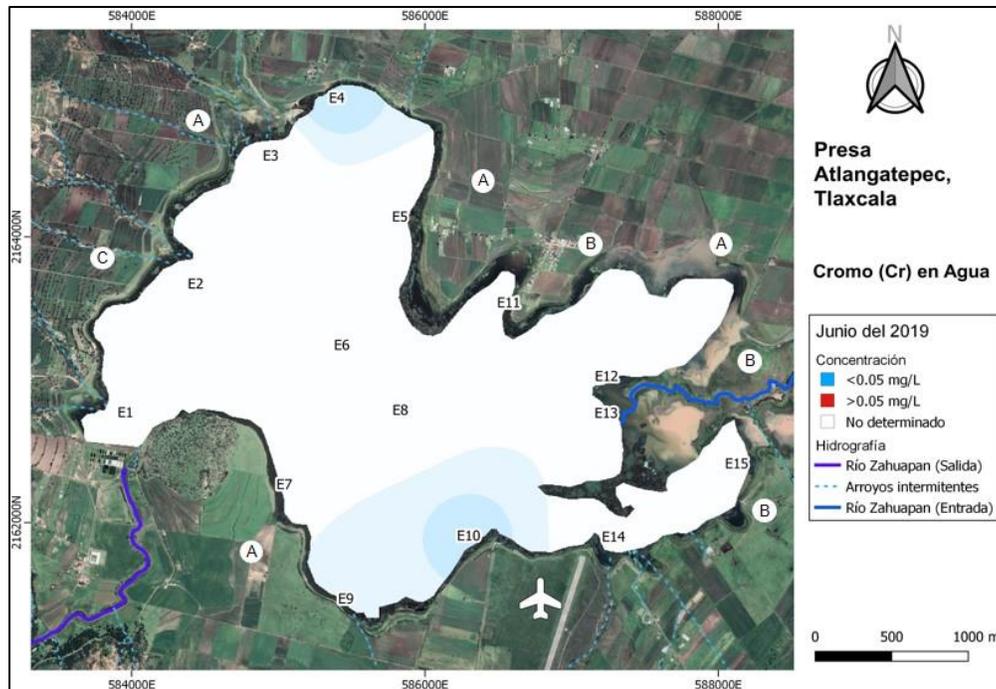


Figura 43.- Concentración de Cromo en junio del 2019. Se muestra la representación geoespacial de la concentración de Cr dentro de la presa; tonos de color más intenso indican mayor concentración del metal. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

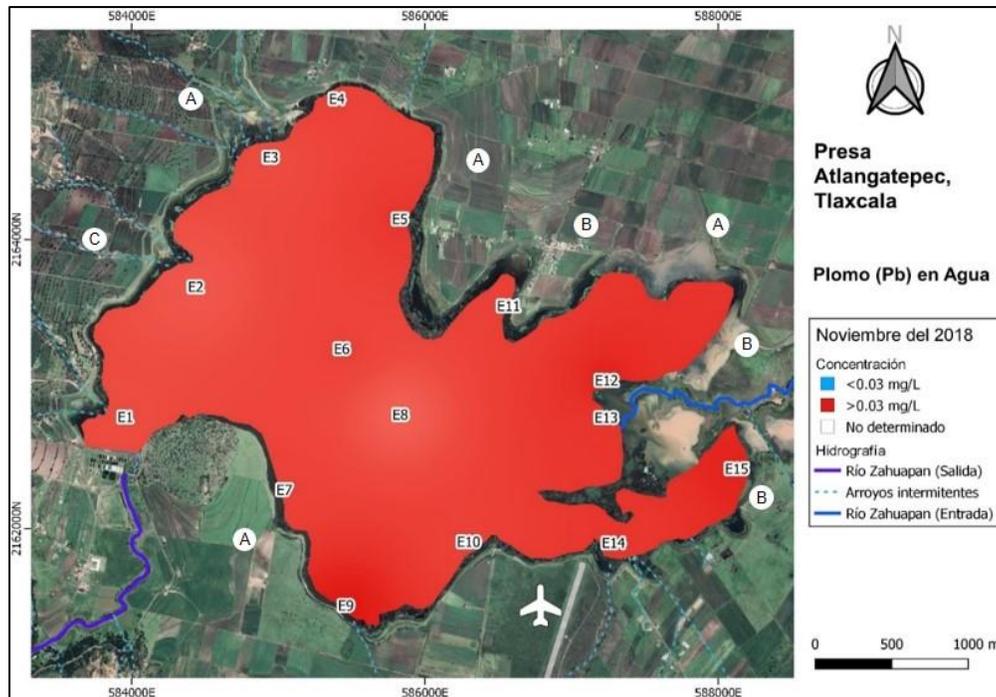


Figura 44.- Concentración de Plomo en noviembre del 2018. Se muestra la representación geoespacial de la concentración de Pb dentro de la presa; tonos de color más intenso indican mayor concentración del metal. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

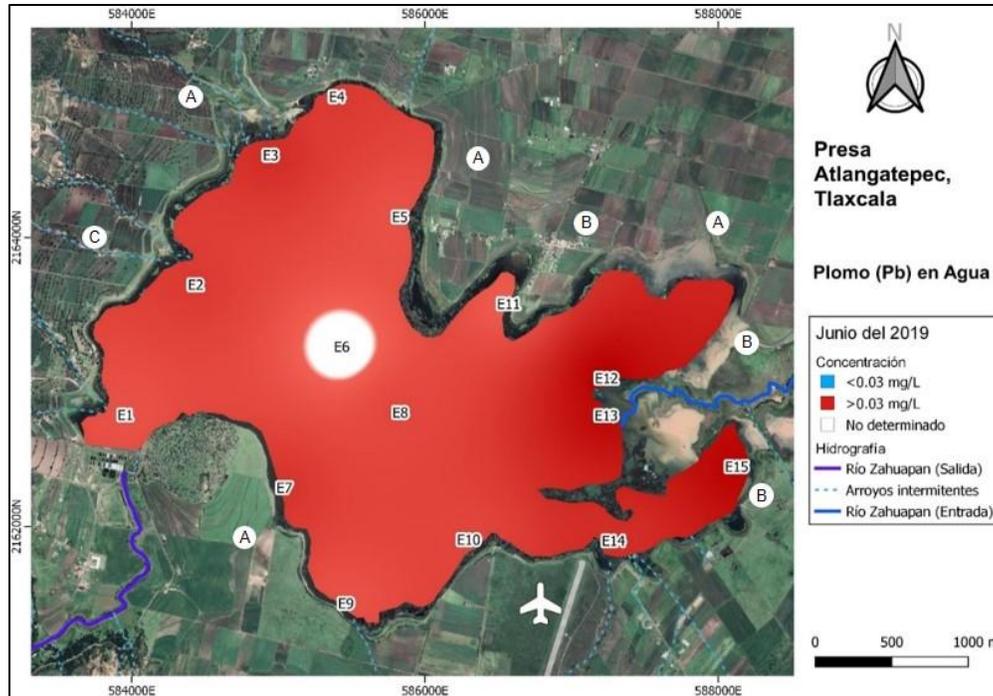


Figura 45.- Concentración de Plomo en junio del 2019. Se muestra la representación geoespacial de la concentración de Pb dentro de la presa; tonos de color más intenso indican mayor concentración del metal. Con letras se representan diferentes zonas circundantes tales como: A, zona de cultivo; B, zona ganadera; C, zona turística.

8.2.-Condición biológica de *Chirostoma* sp.

8.2.1.-Características físicas

Los peces fueron sexados y se compararon las características morfométricas, longitud y altura, así como también el peso húmedo, peso seco y porcentaje de humedad entre machos y hembras. No se observaron diferencias estadísticas entre sexos para ninguno de los parámetros morfométricos en las temporadas de estudio; tampoco hubo diferencias entre las colectas en machos ni en hembras ($p > 0.05$). Los valores promedio de los diferentes parámetros oscilaron de la siguiente manera: longitud entre 7.60 cm y 8.30 cm; altura entre 1.46 cm y 1.60 cm; peso húmedo entre 4.14 g y 4.84 g; peso seco entre 1.56 g y 1.77 g; porcentaje de humedad entre 58 % y 63 % (Tabla 14).

Tabla 14.- Valores promedio \pm desviación estándar de los parámetros morfométricos determinados en machos y hembras de *Chirostoma sp.*

	Noviembre 2018		Junio 2019	
	Machos	Hembras	Machos	Hembras
Sexo				
Longitud (cm)	8.30 \pm 0.3	8.30 \pm 0.7	7.60 \pm 0.7	8.00 \pm 0.80
Altura (cm)	1.60 \pm 0.16	1.46 \pm 0.11	1.46 \pm 0.15	1.50 \pm 0.16
Peso Húmedo (g)	4.28 \pm 0.69	4.65 \pm 0.85	4.14 \pm 1.17	4.84 \pm 1.50
Peso Seco (g)	1.77 \pm 0.20	1.73 \pm 0.29	1.56 \pm 0.24	1.76 \pm 0.44
Porcentaje de Humedad	58.0 \pm 2.9	63.0 \pm 1.8	61.0 \pm 6.3	63.0 \pm 2.3

8.2.2.-Concentración de metales

Las concentraciones promedio de los metales analizados en tejido fueron determinadas, tanto en organismos en estado fresco (peso húmedo, PH), como en seco (peso seco, PS) y se compararon entre temporadas de estudio. El orden de los metales, de acuerdo con las concentraciones de mayor a menor, fue de la siguiente manera: Pb>Cr>Cu>Cd en noviembre y Pb>Cd>Cr>Cu en junio. Las concentraciones determinadas de Cu se mantuvieron por debajo del límite máximo permisible establecido en la legislación española para consumo humano (20 $\mu\text{g/gPH}$), ya que en México éste metal no está legislado para pescado; los valores obtenidos fueron menores a 1 $\mu\text{g/gPS/PH}$ y las diferencias observadas entre tejido seco y fresco, así como entre temporadas, no fueron significativas ($U=46,49$; $H=4.66$, $p>0.05$). Las concentraciones promedio de Pb superaron el límite establecido en la legislación mexicana, el cual es de 0.5 $\mu\text{g/gPH}$ de pescado. Los valores reportados en pescado seco fueron significativamente más altos que en pescado fresco para ambas temporadas ($t= -2.73$; $U=13.0$, $p<0.05$), superando los 30 $\mu\text{g/gPS}$; no se observaron cambios significativos entre temporadas (Tabla 15; Fig.46).

Se determinaron concentraciones de Cd por debajo del límite máximo permisible en México (0.5 $\mu\text{g/gPH}$) en el mes de noviembre y por encima en el mes de junio; las diferencias observadas fueron significativas ($H=33.96$, $p>0.05$). En ambas temporadas las concentraciones de Cd fueron significativamente más elevadas en pescado seco, siendo junio donde se presentó el valor promedio más alto, el cual fue de 2.36 $\mu\text{g/gPS}$. En el caso del Cr, de acuerdo con los límites máximos establecidos por la FDA de los Estados Unidos, en ambas temporadas las concentraciones se mantuvieron admisibles y las diferencias observadas entre temporadas no fueron significativas ($H=27.26$, $p>0.05$). De igual manera que con el resto de los metales, las concentraciones promedio de Cr fueron significativamente mayores en tejido seco que en fresco en ambas temporadas de estudio (Tabla 15; Fig.46).

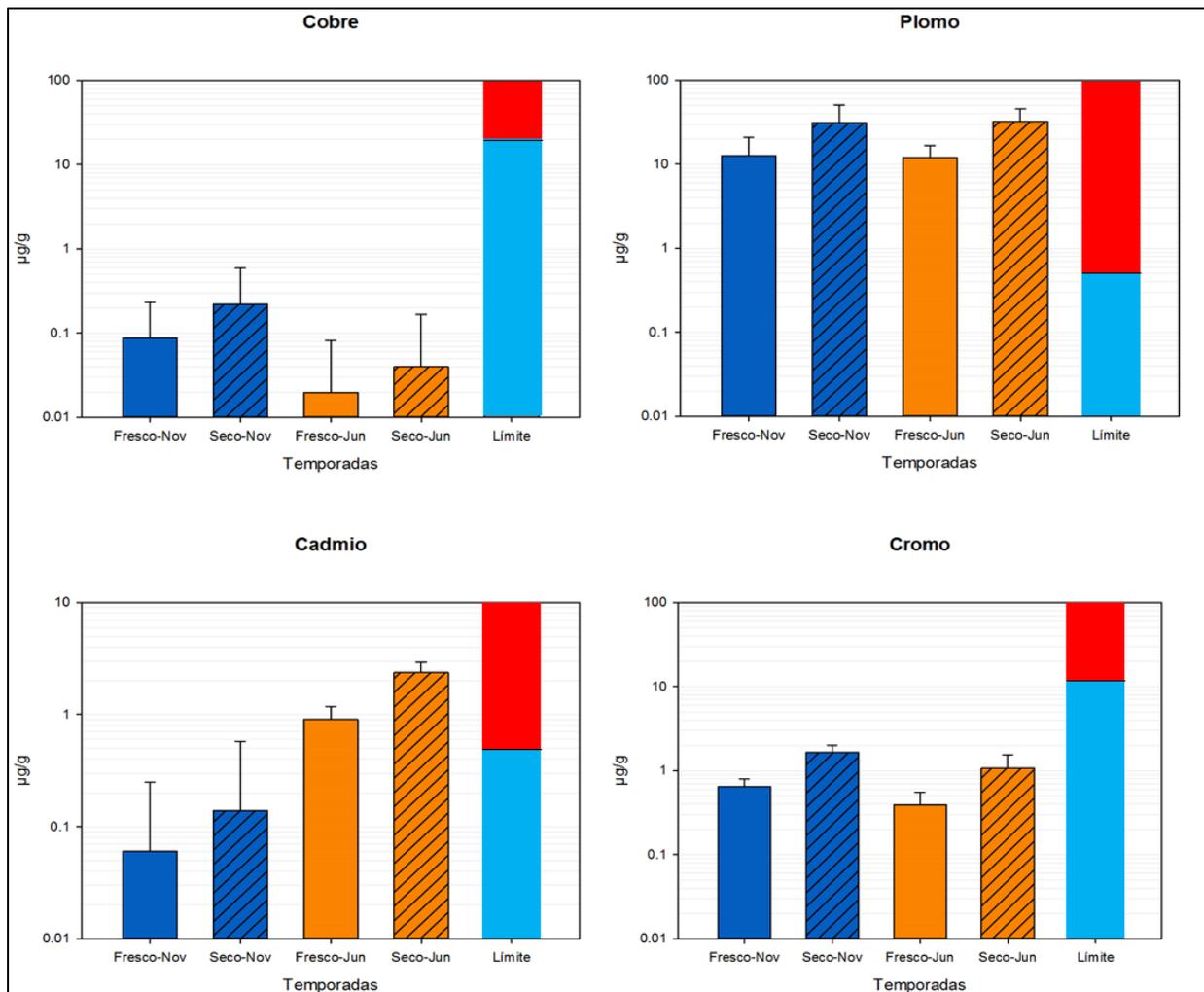


Figura 46.- Metales en pescado fresco y seco. Se muestran los gráficos con las concentraciones promedio de cobre, plomo, cadmio y cromo en tejido fresco y seco de ejemplares de *Chirostoma sp.* Nov, noviembre 2018; Jun, junio 2019; Límite máximo permisible de acuerdo con la legislación nacional e internacional.

Tabla 15.- Valores promedio \pm desviación estándar de las concentraciones de metales en peces. Se incluyen los límites máximos permisibles de cobre, plomo, cadmio y cromo en pescado fresco, establecidos en México, España y Estados Unidos.

Metales ($\mu\text{g/g}$)	Noviembre 2018		Junio 2019		Límite ($\mu\text{g/gPH}$)	Fuente
	Fresco	Seco	Fresco	Seco		
Cobre (Cu)	0.09 \pm 0.15	0.22 \pm 0.37	0.02 \pm 0.06	0.04 \pm 0.13	20	MSCB, 1991
Plomo (Pb)	12.49 \pm 8.38	31.01 \pm 19.8	11.99 \pm 4.71	32.41 \pm 12.8	0.5	NOM-242-SSA1-2009
Cadmio (Cd)	0.06 \pm 0.19	0.14 \pm 0.44	0.9 \pm 0.28	2.36 \pm 0.57	0.5	NOM-242-SSA1-2009
Cromo (Cr)	0.65 \pm 0.15	1.65 \pm 0.35	0.39 \pm 0.16	1.07 \pm 0.47	12	FDA. 1993

Concentración de metales por sexo

Se compararon las concentraciones de metales entre machos y hembras en ambas temporadas de estudio, considerando a los organismos en estado fresco y seco. No se observaron diferencias significativas entre machos y hembras respecto a las concentraciones de los diferentes metales en tejido fresco y seco ($p > 0.05$), sin embargo, las concentraciones de los metales fueron mayores en tejido seco. En noviembre del 2019, el Pb presentó en promedio la concentración más alta tanto en hembras como en machos (22.70 $\mu\text{g/gPS}$ y 39.40 $\mu\text{g/gPS}$, respectivamente), seguido del Cr, Cd y Cu, y sólo en hembras no se detectó Cd. En junio del 2019, el metal con mayor concentración promedio fue el Pb (34.90 $\mu\text{g/gPS}$ en hembras y 29.90 $\mu\text{g/gPS}$ en machos), pero a diferencia de noviembre, el Cd fue el segundo metal más elevado, seguido del Cr y Cu, y sólo en hembras no se detectó Cu (Tabla16).

Tabla 16.- Valores promedio \pm desviación estándar de la concentraciones de metales en machos y hembras. Se muestran los valores en tejido fresco y seco. ND, valores no detectados.

Metales ($\mu\text{g/g}$)	Noviembre 2018				Junio 2019			
	Fresco		Seco		Fresco		Seco	
	M ♂	H ♀	M ♂	H ♀	M ♂	H ♀	M ♂	H ♀
Cobre (Cu)	0.09 \pm 0.15	0.09 \pm 0.16	0.20 \pm 0.34	0.24 \pm 0.43	0.04 \pm 0.09	ND	0.08 \pm 0.18	ND
Plomo (Pb)	16.40 \pm 9.60	8.60 \pm 5.40	39.40 \pm 22.00	22.70 \pm 14.00	11.10 \pm 5.20	12.80 \pm 4.60	29.90 \pm 14.40	34.90 \pm 12.00
Cadmio (Cd)	0.12 \pm 0.27	ND	0.28 \pm 0.62	ND	0.91 \pm 0.21	0.90 \pm 0.36	2.31 \pm 0.22	2.42 \pm 0.82
Cromo (Cr)	0.65 \pm 0.18	0.65 \pm 0.14	1.55 \pm 0.35	1.75 \pm 0.36	0.42 \pm 0.19	0.36 \pm 0.13	1.16 \pm 0.58	0.99 \pm 0.37

8.2.3.-Concentración de metalotioneínas (Mt)

Se determinó la concentración de metalotioneínas en músculo e hígado de peces y se hizo la comparación entre machos y hembras; sólo se determinaron Mt en ejemplares de la temporada de junio del 2019. La concentración media de Mt estuvo por encima de los 200 µg/g tanto en hígado como en músculo. No se presentaron diferencias significativas entre las concentraciones reportadas en hígado y músculo, así como tampoco entre lo observado en machos y hembras ($U=24.0$; $H=5.45$, $p>0.05$) (Tabla 17; Fig.47).

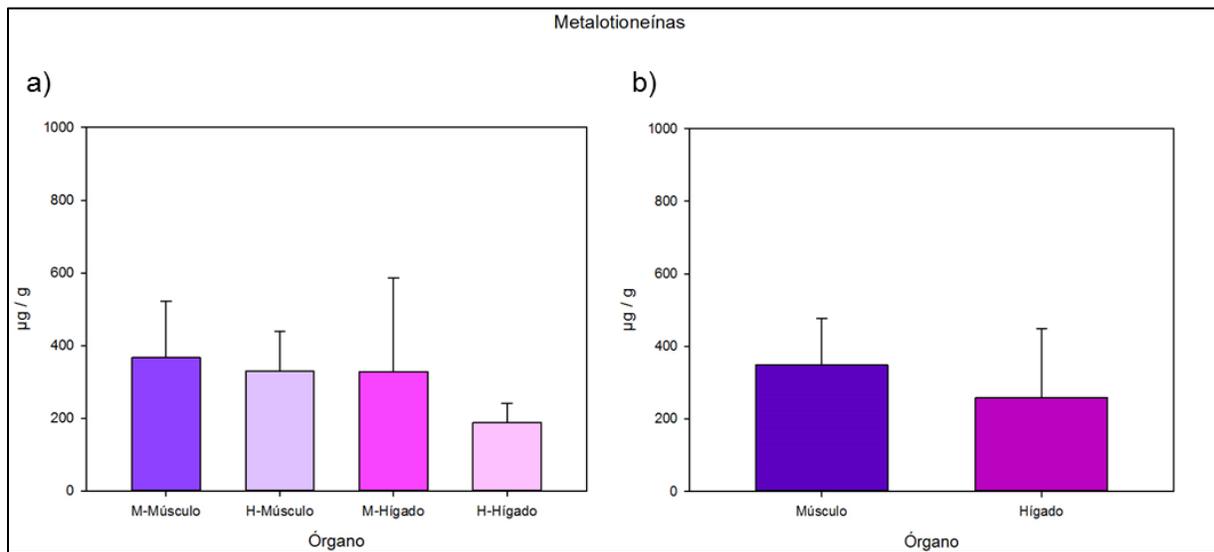


Figura 47.- Concentración de metalotioneínas en músculo e hígado. a, gráfico con la concentración de Mt en peces machos (M) y hembras (H); b, gráfico con la concentración de Mt en el total de peces.

Tabla 17.- Valores promedio \pm desviación estándar de las concentraciones de metalotioneínas en peces, correspondientes a la temporada de junio del 2019.

Órgano	Machos (µg/g)	Hembras (µg/g)	Promedio (µg/g)
Músculo	366.79 \pm 154.82	330.03 \pm 108.87	348.41 \pm 127.66
Hígado	328.93 \pm 257.89	188.58 \pm 52.95	258.75 \pm 190.46

8.2.4.-Factor de bioconcentración (FBC) de metales

Se determinó el FBC para Pb y Cr, considerando las concentraciones promedio determinadas en peces frescos con respecto a las concentraciones determinadas en agua. En noviembre y junio el Pb presentó valores de 195.11 y 119.86, respectivamente, ambos mayores a 100 lo que indica que dicho metal fue altamente bioacumulable en ambas temporadas. En el caso del Cr, los

valores obtenidos fueron de 264.03 en noviembre y 490.91 en junio, lo que indicó que este metal también fue altamente bioacumulable y además en mayor grado que el Pb (Tabla 18).

Tabla 18.- Valores promedio \pm desviación estándar de Factor de Bioconcentración de metales en peces.

Metales	Noviembre 2018	Junio 2019
Plomo	195.11 \pm 130.95	119.86 \pm 47.17
Cromo	264.03 \pm 60.85	490.91 \pm 196.05

8.2.5.-Cociente de peligrosidad (Q)

El cociente de peligrosidad se determinó para diversos contaminantes en agua, respecto a los límites máximos permisibles en la normatividad vigente para la conservación de la vida acuática. Para los contaminantes: Coliformes Fecales, Materia Orgánica, Nitratos y Cromo, el cociente de peligrosidad arrojó valores menores a 1, lo que indicó que no hubo efectos adversos sobre la vida acuática en ninguna de las temporadas de estudio. Respecto a los Nitritos, en el mes de junio se obtuvo un valor de $Q=2.48$, lo que indicó que posiblemente se presentaron efectos; en el resto de las temporadas los valores para este parámetro fueron menores a 1. El Nitrógeno Amoniacal, Fósforo y Plomo presentaron valores entre 1 y 10 en las temporadas en que fueron determinados por lo que posiblemente implicaron efectos adversos en los organismos acuáticos (Tabla 19).

Tabla 19.- Valores del Cociente de peligrosidad (Q) de diferentes contaminantes en agua. Se incluye un color en cada valor de Q donde: Azul, no hubo efectos adversos; Amarillo, posibles efectos adversos; Rojo, probables efectos adversos.

Contaminante	Noviembre 2018	Junio 2019	Marzo 2020
Coliformes Fecales	<1	<1	<1
Materia Orgánica	<1	<1	<1
Nitrógeno Amoniacal	-	3.51	4.78
Nitritos	<1	2.48	<1
Nitratos	<1	<1	<1
Fósforo	1.8	1.98	1.72
Plomo	2.13	3.33	-
Cromo	< 1	< 1	-

El cociente de peligrosidad se aplicó también para las concentraciones de metales en tejido seco y fresco, considerando a los peces como alimento para consumo humano. Para Cobre y Cromo,

el cociente arrojó valores por debajo de 1, lo que indicó que no se presenta la posibilidad de generar efectos adversos por su consumo tanto en fresco como seco. En el mes de noviembre los valores fueron menores a 1 en el caso del Cadmio al igual que en junio, sin embargo, en estado seco fue de 4.72, lo que indicó posibles efectos adversos por su consumo en dicha condición. Respecto al plomo, en ambas temporadas el cociente de peligrosidad arrojó valores mayores a 10 en pescado fresco y seco, niveles que podrían provocar efectos adversos y un riesgo a la salud por el consumo del recurso (Tabla 20).

Tabla 20.- Valores del Cociente de peligrosidad (Q) de metales en *Chirostoma sp.* como alimento para consumo humano. Se incluye un color en cada valor de Q donde: Azul, no hubo efectos adversos; Amarillo, posibles efectos adversos; Rojo, probables efectos adversos

Metal	Noviembre 2018		Junio 2019	
	Fresco	Seco	Fresco	Seco
Cobre	<1	<1	<1	<1
Plomo	24.98	62	23.98	64.48
Cadmio	<1	<1	<1	4.72
Cromo	<1	<1	<1	<1

DISCUSIÓN

9.-Discusión

9.1.- Parámetros físicos, químicos y biológicos en agua.

La temperatura del agua presentó el valor promedio más bajo en la temporada de marzo, esto se debe a la estacionalidad ya que el monitoreo se realizó a finales del invierno y la temperatura ambiente al momento de la colecta fue de 10°C. El pH se mantuvo dentro del intervalo que no compromete el desarrollo de la vida en sistemas dulceacuícolas (CONAGUA, 2019) y las variaciones observadas pudieron estar influenciadas por la actividad metabólica del fitoplancton y plantas acuáticas en el ecosistema, así como por los niveles de dureza del agua, ya que la asimilación de CO₂ durante la fotosíntesis promueve un pH alcalino conduciendo a la formación de ácido carbónico, sin embargo, en sistemas con niveles altos de CaCO₃ se tiende a amortiguar este efecto (Soto, 2010; Monte, 2016; CWB, 2020).

Los valores de transparencia inferiores a los 3 m de profundidad, tal como se determinaron en las temporadas de estudio, podrían ser indicadores de un cuerpo de agua eutrófico de acuerdo con la OCDE (1982), lo que pudo haber favorecido el desarrollo de fitoplancton y disminuido la transparencia del agua (Oliva *et al.*, 2014). Sin embargo, la Presa Atlangatepec ha sido descrita como un cuerpo de agua turbio principalmente por sólidos inorgánicos suspendidos, debido al suelo arcilloso, así como a los fuertes vientos y oleajes que impiden la pronta precipitación de las partículas (Pérez *et al.*, 1989; Ribera, 2016). Por otro lado, la actividad de las carpas en la presa también pudo estar contribuyendo a la turbidez del agua, debido a sus hábitos alimentarios, ya que éstas tienden a tomar una porción de sedimento y arrojarlo hacia arriba, de modo que puedan atrapar organismos bentónicos (Colautti y Remes, 2001; Navarrete *et al.*, 2009). La transparencia del agua fue mayor a la registrada en el estudio realizado por Castilla *et al.* en 2014, quienes obtuvieron valores menores a los 25 cm de profundidad.

Las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) determinadas pudieron estar asociadas a la temporalidad, siendo que marzo se incluye en la temporada de secas y fue el mes donde se reportó la menor concentración de OD, y los meses de noviembre y junio se ubican dentro de la temporada de lluvias con valores más altos. De acuerdo con Barceló *et al.* (2012), las corrientes fluviales tienden a incorporar oxígeno a los cuerpos receptores; Muñoz *et al.* (2015) reportaron que el OD en el río Zahuapan incrementa con las precipitaciones pluviales, por lo que podría ser una fuente importante de oxígeno durante las lluvias. Castilla *et al.* en 2014, determinaron concentraciones OD de entre 7.4 mg/L y 7.6 mg/L en los mismos meses de estudio, valores mayores a los reportados en el presente trabajo. Otros factores que también pudieron influir sobre

el OD son: la cantidad de sales disueltas en el agua y la presencia de nutrientes inorgánicos susceptibles a ser oxidados (Moya y Ramón, 1984). Los valores de OD por debajo de los 5 mg/L que se observaron en marzo, pudieron comprometer la estabilidad del ecosistema y afectar a peces e invertebrados.

Las concentraciones de coliformes fecales (CF), fueron inferiores a las reportadas por trabajos previos como el de Salomón *et al.* en 2003, quienes determinaron dentro de la presa concentraciones de entre 15000 y 21000 NMP/100mL. Así mismo, la CONAGUA en 2009 y 2012 reportó concentraciones mayores a 10^5 NMP/100mL, de este tipo de bacterias, lo que indicaría que, al menos durante las temporadas en que se realizó el presente estudio se redujo considerablemente la contaminación del agua por CF. En el caso de la DBO₅, el gasto de oxígeno en todas las temporadas de estudio se mantuvo dentro de lo establecido como aceptable por la para el desarrollo de la vida acuática CONAGUA (2020), y fue similar a lo obtenido por Muñoz *et al.* (2012), quienes determinaron un valor promedio de 8.3 mg/L en un análisis de nueve muestras de agua de la presa. Los valores obtenidos de DBO₅ indican un bajo contenido de materia orgánica biodegradable, además de evidenciar la capacidad de auto depuración por actividad microbiana en el cuerpo de agua (Nisbet y Verneaux, 1970). De acuerdo con el Sistema Nacional de Información del Agua (SINA, 2020), la calidad del agua establecida por los parámetros CF y DBO₅ en la presa Atlangatepec fue buena y aceptable en 2018, respectivamente, y buena en ambos casos durante 2019; dichos datos concuerdan con la calidad determinada en este estudio en los mismos años. Por la anterior se puede establecer que, los valores CF y DBO₅ en el agua de la presa, no comprometieron el desarrollo de las especies acuáticas.

Las concentraciones de NH₃ fueron elevadas de acuerdo con lo permitido en la normatividad vigente, sin embargo, los valores coinciden con análisis previos en los cuales se han reportado concentraciones de entre 0.1 y 0.6 mg/L (Muñoz *et al.*, 2012; Castilla *et al.*, 2014). Estas concentraciones pueden deberse al aporte de aguas residuales con alto contenido de nitrógeno orgánico (González, 2013). Un factor que podría originar valores altos de este parámetro es la fuerte actividad agrícola, principalmente de cultivo de maíz, en la cual se estén utilizando fertilizantes con urea en su composición o fertilizantes amoniacales, lo que conllevaría al aporte de compuestos nitrogenados mediante escurrimientos (Blancas y Hervás, 2001; Pérez, 2012). De acuerdo con Cárdenas y Sánchez (2013), el NH₃ es relativamente permeable en branquias y altamente soluble en lípidos, lo que facilitaría su paso a través de las membranas celulares; por lo anterior las concentraciones de NH₃ determinadas en la presa podrían provocar un daño en las superficies respiratorias de peces y crustáceos.

Respecto a los niveles de NO_2 , éstos rebasaron los límites permisibles sólo en el mes de junio, en el cual se determinaron concentraciones superiores a los 0.05 mg/L, dichos valores coinciden con los datos reportados de 0.1 mg/L en 2009 por la CONAGUA. El incremento de NO_2 podría deberse a los aportes del Río Zahuapan y a la temporalidad ya que, según Muñoz *et al.* (2013) en un estudio acerca del comportamiento de diferentes especies químicas de nitrógeno a lo largo del río, determinaron un incremento de este nutriente alrededor del mes de julio en los diferentes años estudiados. Los niveles elevados de NO_2 podrían haber causado estrés y/o problemas respiratorios, ya que estos se unen a la hemoglobina de la sangre impidiendo la capacidad de transportar oxígeno (Camargo y Alonso, 2006); se considera que concentraciones superiores a 0.08 mg/L pueden causar daño a las especies piscícolas más sensibles (Alonso, 2006). En cuanto a los nitratos (NO_3), las concentraciones determinadas, además de no superar lo establecido en la legislación vigente, tampoco superaron los 2 mg/L recomendados como máximo por algunos autores para evitar daños a especies acuáticas sensibles por exposición prolongada (Camargo *et al.*, 2005).

El fósforo como PO_4 rebasó, en aproximadamente el doble de la concentración establecida para no comprometer el desarrollo de la vida acuática, sin embargo, estos valores fueron menores a los reportados en estudios realizados en los últimos años, en los que se han determinado concentraciones de hasta 0.48 mg/L (Castilla *et al.*, 2014). Estas concentraciones podrían contribuir con el proceso de eutrofización y provocar el florecimiento de algas en la presa, lo que traería consigo posibles efectos adversos en la biota acuática (Bolaños *et al.*, 2017). El arrastre de agroquímicos a los cauces de agua, así como el vertimiento de agua residual en el Río Zahuapan podrían ser el principal factor de contaminación por este nutriente; se han registrado concentraciones por encima de los 4 mg/L y hasta los 18 mg/L en el cauce del río ubicado entre Tlaxco y la Presa Atlangatepec (Hernández, 2012; Muñoz *et al.*, 2012).

De la Lanza (2002) menciona que en embalses se puede registrar dureza de 40 mg/L y poco más de 100 mg/L de CaCO_3 , lo que coincide con los valores promedio <100 mg/L determinados en el presente estudio. Al comparar con estudios previos en los que se han reportado concentraciones de entre 50 y 200 mg/L (Muñoz *et al.*, 2012; Castilla *et al.*, 2014), se podría decir que los niveles de CaCO_3 han variado considerablemente a través de los años en la Presa Atlangatepec. Los cambios en la dureza del agua podrían deberse al posible uso de cal en cultivos, ya que en algunas zonas agrícolas tienden a utilizarla para neutralizar la acidez del suelo y suministrar calcio para la nutrición de las plantas (IPNI, 2020), sin embargo, se requiere de una investigación para confirmar esta actividad en la zona de estudio. La conductividad y los sólidos disueltos totales

(SDT) son parámetros que están relacionados con las concentraciones de iones de sales en disolución, incluyendo a los carbonatos (Abarca, 2007). Los valores más elevados de estos parámetros se determinaron en el mes de marzo y los más bajos en el mes de noviembre; su comportamiento concuerda con los datos generados por CONAGUA (2009 y 2012), la cual reportó conductividades promedio de 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en temporada de lluvias y de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en temporadas de estiaje, así como de 300 mg/L de SDT.

9.2.- Contaminación por materia orgánica

Como se mencionó anteriormente, de acuerdo con el ICOMO el grado de contaminación por materia orgánica fue bajo durante las tres temporadas de estudio. Este diagnóstico es favorable ya que en años anteriores se habían estado presentando datos críticos en algunos parámetros relacionados con este tipo de contaminación, tales como: coliformes fecales >1000 NMP/100mL y en algunos casos $\text{DBO}_5 > 30$ mg/L (Salomón *et al.*, 2003; Castilla *et al.*, 2014). Aunado a lo anterior, el río Zahuapan vierte sus aguas a la presa y ha sido considerado como uno de los ríos más contaminados del país, al grado que, es utilizado actualmente como canal de desagüe de gran cantidad de agua residual (Suárez *et al.*, 2011).

Hernández (2012) determinó que hay aportes elevados de materia orgánica por parte del río y que estos disminuyen a la salida de la presa, lo que indica que el cuerpo de agua funge como depurador del cauce. No obstante, es necesario reactivar las plantas municipales de tratamiento de agua para evitar que en la presa se incremente este tipo de contaminación, tal como ocurre con la Presa Manuel Ávila Camacho “Valsequillo” que recibe las aguas del sistema Atoyac-Zahuapan con valores de DBO_5 de hasta 80 mg/L (CONAGUA, 2014; Rodríguez *et al.*, 2020).

Una contaminación baja de materia orgánica favorece también a la actividad acuícola que se desarrolla en la presa, ya que el riesgo de vender y/o consumir pescado con algún grado de contaminación fecal, por ejemplo, es menor; la normatividad establece como máximo 400NMP/g de pescado fresco (Secretaría de Salud, 2009). Los cambios espaciales en el ICOMO, que se lograron distinguir en el mes de junio pudieron deberse a posibles aportes de agua residual por parte del poblado de Santa Clara Ozumba, ubicado al norte de la presa y el cual se encuentra cercano a las estaciones de estudio 4 y 5; actualmente la planta de tratamiento de agua residual de dicho poblado tiene como cuerpo receptor a la Presa Atlangatepec, pero no se encuentra en funcionamiento (CONAGUA, 2012). El ligero incremento de la contaminación en el mes de marzo pudo estar dado, además de los vertimientos, por la temporalidad; esto debido a que en

temporadas de estiaje los cuerpos de agua lénticos como este embalse, reducen su volumen de agua y por consiguiente incrementa la concentración de algunos contaminantes.

9.3.- Contaminación por mineralización

La mineralización del agua de la presa estuvo dada principalmente por sales como CaCO_3 y diferentes iones tales como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} (Grünberger y Janeau, 2005). De acuerdo con el ICOMI, el grado de contaminación fue elevado durante todo el estudio, siendo el mes de marzo en el cual se reportó una contaminación muy alta. Al comparar con otros autores, se puede asociar la mineralización del agua al tipo de suelo en la zona, arcilloso-limoso, el cual está constituido de silicatos, magnesio, carbonatos y bicarbonatos (Bermúdez *et al.*, 2002; WHO, 2019), así como a los aportes de partículas arrastradas por el Río Zahuapan y sus afluentes provenientes de Tlaxco, donde se ubica la región minera que lleva el mismo nombre y de la cual se extraen minerales no metálicos (SGM, 2018). Trabajos previos reportan datos de CaCO_3 que oscilan en los 100 mg/L y catalogan el agua como blanda (Álvarez *et al.*, 2000; Muñoz *et al.*, 2012) y por los valores de conductividad y SDT, se puede decir que el grado de mineralización del agua, más que ser considerado como contaminación, podría ser el estado natural en el ecosistema de la presa (Ribera, 2016).

El valor elevado del ICOMI, registrado en el mes de marzo, pudo estar influenciado principalmente por la temporada de lluvias y estiaje, ya que según Bermúdez *et al.* (2002), la dinámica de la Presa Atlangatepec está fuertemente marcada por estos; con ello, las concentraciones de las sales minerales e iones disueltos tienden a incrementarse. En la representación espacial se identificaron zonas con mayor mineralización que otras, estos incrementos pudieron deberse a la fuerte actividad agrícola en la periferia de la presa, debido al posible uso de cal y/o fertilizantes con sales minerales en su composición química (Rodríguez y Guzmán, 2004).

9.4.- Contaminación por nutrientes

Según el resultado arrojado por el ICN, la presa presentó un alto grado de contaminación por nutrientes durante las tres temporadas de estudio. Trabajos recientes han determinado niveles elevados de nutrientes como nitrógeno y fósforo en sus diferentes formas químicas, por mencionar algunos se tiene: NH_3 que llega a superar los 0.6 mg/L, NO_2 cercano a 0.2 mg/L y PO_4 por encima de los 0.25 mg/L (Muñoz *et al.*, 2012; Castilla *et al.*, 2014; Hernández, 2012), los cuales superaron los límites establecidos en la legislación mexicana vigente, tal como ocurrió en algunas temporadas con dichos parámetros en el presente estudio. Bermúdez *et al.* (2002) indicó

que la presa es considerada como un cuerpo de agua eutrófico; por los datos antes mencionados y los generados en el presente trabajo, se asumió el mismo diagnóstico.

La contaminación alta de nutrientes se asoció principalmente a la actividad agrícola y en parte a la ganadería que se desarrolla en la zona, así como río arriba de la presa; ambas actividades tienden a ser fuentes de nutrientes como nitrógeno y fósforo (Rast and Holland, 1988). Gran parte del territorio del Estado de Tlaxcala está destinado a la agricultura extensiva. Alrededor de 205 mil hectáreas son ocupadas por esta actividad y de ellas, aproximadamente 5809 hectáreas se explotan en el Municipio de Atlangatepec. En cuanto a la ganadería, la actividad es menor, pero se tenían registradas, hasta 2009, 879 unidades de producción rural para la cría y explotación de animales, y se destinaron más de 1000 ha para pastoreo (PMDA, 2011; INEGI, 2017; PED. 2017); ambas actividades fueron evidentes en la periferia de la presa durante el estudio. El arrastre de materia orgánica e inorgánica desde el Río Zahuapan en temporada de lluvias pudo ser la principal fuente de nutrientes al embalse en los meses de noviembre y junio. Las concentraciones más altas registradas en el mes de marzo pudieron estar influenciadas por el volumen de agua en temporada de estiaje, así como por la actividad agropecuaria circundante, ya que se observó en este caso mayor homogeneidad espacial en la presa.

Se podría pensar que, cuantos más nutrientes haya en un cuerpo de agua, mejor será el desarrollo de los organismos que lo habitan, sin embargo, un exceso de nutrientes puede afectar negativamente los procesos químicos y la dinámica del ecosistema (Sedeño y López, 2006). De acuerdo con Chapa y Guerrero (2010), la eutrofización puede provocar una mayor demanda de oxígeno para descomponer la materia, además de propiciar la proliferación de productores primarios tales como: fitoplancton y lirio acuático. Palau (2003) menciona que en embalses, los efectos sobre los productores secundarios pueden reflejarse en la biomasa y en la estructura de la comunidad, por ejemplo, las poblaciones de peces pueden reducir su abundancia debido a las condiciones extremas generadas. México cuenta con alrededor de 4 mil presas, de las cuales, la mayoría presenta algún grado de contaminación por nutrientes; tal es el caso de la Presa Manuel Ávila Camacho, la cual tiene problemas de eutrofización por el vertido de aguas residuales domésticas e industriales con alto contenido de nitrógeno y fósforo provenientes del sistema Atoyac-Zahuapan (Laug, 2016).

9.5.- Calidad del agua

Los resultados arrojados por el ICA, indicaron que la calidad del agua de la Presa Atlangatepec se encontró entre “aceptable y buena” en noviembre y junio, y “aceptable” en marzo, lo que es

similar a lo reportado por Castilla *et al.* (2014), quienes determinaron puntajes en un intervalo de 55 y 72 puntos, categorizando la calidad del agua como “aceptable”, además mencionan que la calidad es menor en Río Zahuapan, previo a desembocar a la presa, catalogando la calidad en el río como “mala”; Mena *et al.* (2017), mencionan el mismo diagnóstico para el río en su parte más próxima a la presa. La degradación del río por actividades agropecuarias, urbanas e industriales, lo ubican como la principal fuente de deterioro de la calidad del embalse.

De acuerdo con Dinius (1987) también se puede establecer la calidad del agua según el uso al que esté destinado. En la presente investigación se determinó que el agua requiere de tratamiento si se destina para uso potable, sin embargo, no se tienen registros del aprovechamiento del agua de la presa para este fin. La calidad para uso recreativo fue buena, lo que permite el contacto humano, pero se recomienda evitar las actividades de inmersión, esto es importante ya que la zona es un punto turístico en el Estado de Tlaxcala donde se ofrecen paseos en lancha (STDET, 2015). Respecto al uso agrícola, la calidad fue aceptable para la mayoría de los cultivos, lo cual es positivo para la región ya que el agua de la presa es utilizada para el riego de cultivos (INEGI, 2017).

Finalmente, la calidad con fines de protección de la vida acuática se encontró en los meses de noviembre y junio, en el límite para las especies más sensibles, como es el caso de la población de *Chirostoma sp.* que se desarrolla en la presa y que Navarrete (2017) considera como vulnerable a factores como la depredación, la competencia, el parasitismo y la contaminación; aunado a lo anterior, en marzo la calidad del agua fue menor, por lo que se considera que pudo haber afectaciones en *Chirostoma sp.* de tipo celular, metabólico, ecológico, entre otros. Esta especie, al ser un recurso pesquero junto con la carpa, podría tener una calidad dudosa como producto alimentario durante esa temporada.

Además de las variaciones en la calidad del agua durante las tres temporadas de estudio, se detectaron zonas de menor calidad al sureste de la presa en noviembre y al oeste en junio, lo que pudo indicar que, además de los aportes del río Zahuapan, las actividades y asentamientos urbanos que se ubican en la periferia de la presa también influyen en la calidad del agua, ya sea por descargas directas o escorrentías (Stegeman y Hahn, 1994; Ugarte, 2012). En marzo se observó mayor homogeneidad espacial y menor calidad del agua. Esto pudo estar condicionado por la temporalidad debido a que, al haber menor precipitación pluvial los efectos adversos por escorrentías se maximizaron.

En contraste con los diferentes índices de contaminación aplicados en este estudio, se pudo identificar mediante el ACP que, el índice de calidad del agua tiende a disminuir cuando el grado de algún tipo de contaminación incrementa, lo cual está condicionado a que los índices utilizan “curvas de función” para poder otorgar un peso a los valores de cada parámetro. En el caso de los ICOs las curvas utilizadas son inversas a las del ICA. Con base en lo anterior, se puede explicar la fuerte correlación negativa observada en el ACP entre el ICA e ICOMO, ambos índices otorgan un alto peso a parámetros como coliformes fecales y DBO₅; por otro lado, la correlación débil negativa del ICA con respecto al ICN e ICOMI, se atribuyó principalmente al menor peso que se otorga en el ICA a parámetros como nitratos, fosfatos y carbonatos, entre otros (Ramírez *et al.*, 1997; Brink, 1991; NSF, 2006). De acuerdo con diferentes autores, los índices son modelos matemáticos que permiten integrar una gran cantidad de información y generar un solo valor que defina, a través de una escala, un diagnóstico del recurso (Sedeño y López, 2009; Carreón *et al.*, 2013). Existe una gran variedad de índices que permiten evaluar la condición del agua, sin embargo, la confiabilidad de cada uno dependerá de la cantidad de parámetros que recabe, por ello se recomienda utilizarlos como una herramienta dentro de un análisis más complejo e integral (Torres *et al.*, 2009).

En este estudio, el comportamiento entre las temporadas con respecto a los diferentes índices se vio reflejado en el ACP.

El mes de noviembre se vio influenciado principalmente por el ICA e ICN, ya que esta fue la temporada que presentó la mejor calidad del agua y lo que también fue evidente geoespacialmente. Sin embargo, el que las estaciones 12-15 se vieran representadas por el ICN en ese mes, indicó que hubo contaminación por nutrientes, mientras que se observaron los valores más bajos de mineralización y materia orgánica. Lo anterior indica que, en noviembre las principales fuentes de contaminación a la presa pueden asociarse al arrastre de nutrientes derivado de las actividades agropecuarias, y que la calidad se vio favorecida por la temporalidad, debido a que la presa alcanza en esta temporada su mayor capacidad hídrica, diluyendo los contaminantes (Bermúdez *et al.*, 2002; Ugarte, 2012).

Con respecto a junio, esta fue una temporada en la que se registró una buena calidad del agua en la mayoría de estaciones, sin embargo, las estaciones 1-5 arrojaron una contaminación elevada por materia orgánica, es por ello que los índices ICA e ICOMO fueron los que mejor la representaron, por otro lado, el ICOMI e ICN, describieron las condiciones en menor grado, excepto por la estación 15 la cual arrojó muy alta contaminación por nutrientes; este mes se ubicó al comienzo de la temporada de lluvias, por lo que el vertimiento de las aguas del Río Zahuapan

y las escorrentías pudieron ser la principal fuente de contaminación (Rast y Holland, 1988). El ICN, el ICOMO y el ICOMI indicaron en la temporada de marzo contaminación más intensa, ya que en este mes se determinaron los valores más elevados en los índices mencionados, lo que se vio reflejado en la calidad del agua; esto permite proponer que, durante tiempos de estiaje la contaminación en la Presa Atlangatepec tiende a incrementarse debido a la disminución en el volumen de agua, lo que provoca el incremento de las concentraciones de diferentes nutrientes y xenobióticos.

9.6.-Metales en agua

Covarrubias y Peña (2017) mencionan que la contaminación por metales se ha incrementado por las actividades antropogénicas, entre las cuales se pueden mencionar la minería, la industria metalúrgica y la agricultura, entre otras. De acuerdo con Navarro *et al.* (2007), diversos metales son considerados altamente tóxicos tanto para la fauna silvestres, como para el ser humano, y muchos de ellos se encuentran depositados en los cuerpos de agua, ya sea disueltos o sedimentados. En el presente trabajo se identificaron Pb y Cr en agua de la Presa Atlangatepec, metales tóxicos que tienden a acumularse en los tejidos de organismos acuáticos como los peces y moluscos (Flos *et al.*, 1985; Villanueva y Botello, 1992). La capacidad de ciertos metales a bioacumularse puede comprometer la sostenibilidad de la cadena trófica y provocar efectos adversos a los ecosistemas y a la sociedad, tales como: muerte de especies sensibles o de interés comercial, baja productividad acuícola, intoxicación por ingesta de productos contaminados, entre otros (Waisberg *et al.*, 2013).

Moore y Ramamoorthy (1984) mencionan que las concentraciones de Cr en cuerpos de agua son generalmente bajas, menores a 0.002 mg/L. Dicha referencia es coincidente con lo observado en los meses de noviembre y junio, en los cuales se determinaron concentraciones promedio de 0.0025 y 0.001 mg/L, respectivamente. Es importante mencionar también que, los niveles de Cr en agua posiblemente no causaron un daño en la vida acuática, ya que no se rebasaron los 0.05 mg/L establecidos en México como límite para la conservación de los ecosistemas acuáticos (CONAGUA, 2019).

Las fuentes de este contaminante pudieron ser los arrastres derivados de baterías, pesticidas y pigmentos textiles, principalmente (Londoño, 2016; Lenntech, 2020); sería necesario determinar la presencia de posibles vertimientos por la industria textil que se desarrolla en el Municipio de Tlaxco. Sin embargo, es necesario acotar que geoespacialmente las zonas de mayor concentración de Cr no fueron exactamente las cercanas al Río Zahuapan, por lo que la principal

fuelle de contaminación de este xenobiótico podría asociarse a la actividad agrícola por el uso de fertilizantes químicos y plaguicidas en las áreas circundantes, los cuales pueden contener Cr, Cd, Zn, As, Mn, Cu y Pb, por mencionar algunos (Martí et al., 2002; Ceccon, 2008). Defarge *et al.* (2018), en un análisis de las formulaciones de diversos plaguicidas entre los que se encontraban herbicidas, fungicidas e insecticidas, identificaron la presencia de metales, tales como As, Co, Ni, Pb y Cr, siendo este último el segundo más abundante y superando concentraciones de 0.05 mg/L. Hasta el momento no se habían realizado estudios que determinaran las concentraciones de Cr en agua de la Presa Atlangatepec, ni de sus tributarios, sólo Soto *et al.* en 2011, habían reportado valores de entre 42 mg/kg y 60 mg/kg en sedimento de diferentes puntos del cauce del Río Zahuapan.

En cuanto a las concentraciones de Pb en el agua, estas fueron superiores a 0.03 mg/L (CONAGUA, 2019), lo que indicó que se pudo presentar afectación a la vida acuática en la Presa Atlangatepec. Efectos teratogénicos, conductuales y fisiológicos se ha reportado en peces y anfibios expuestos a concentraciones mayores a las permisibles (Aguillón y Ramírez, 2015; Kim *et al.*, 2020). Las vías de acceso del Pb, así como de otros metales, en los organismos acuáticos como los peces, son la oral y dermal; a través de las branquias estos xenobióticos pueden alcanzar el torrente sanguíneo (Calcina, 2007).

Las principales fuentes de contaminación de Pb pudieron deberse a las diferentes actividades antrópicas en el área y zonas aledañas, las aguas residuales, por ejemplo, vierten en río y lagos grandes cantidades de metales pesados. Valencia *et al.* (2009), determinaron en un estudio durante temporada de lluvias, concentraciones de Pb de hasta 0.069 mg/L en Río Zahuapan, por otro lado, García *et al.* (2011) reportaron valores de hasta 1 mg/L río arriba de la Presa Atlangatepec y concentraciones de 0.9 mg/L a la salida del embalse, esto durante temporada de estiaje. Lo anterior evidencia el efecto de dilución dado por la temporalidad, lo cual pudo observarse también en el presente trabajo, ya que en junio (inicio de lluvias) se determinaron los valores más elevados de Pb.

Además de las altas concentraciones de este metal en agua, Soto *et al.* (2011) determinó concentraciones promedio de 14 mg/Kg de Pb en sedimento del cauce del río. Aunado a los valores reportados en otros estudios, se evidenció geoespacialmente que, en ambos meses de estudio, las zonas representadas por las estaciones más cercanas (12-15) al tributario mostraron una mayor concentración de Pb; por ello, se puede establecer que el Río Zahuapan fue una de las principales fuentes de contaminación por Pb, esto debido al arrastre de aguas negras, las

cuales pueden contener residuos de compuestos asociados al petróleo, pinturas, baterías, soldaduras, entre muchos otros más (ATSDR, 2020).

9.7.- Metales y metalotioneínas en *Chirostoma sp.*

Los metales pesados pueden persistir en el ambiente, específicamente en los sistemas acuáticos estos contaminantes pueden biocumularse y biomagnificarse de tal modo que se ven afectadas las cadenas tróficas, donde está incluido el ser humano (Navarro *et al.*, 2007; Waisberg *et al.*, 2013). En el presente estudio se determinó la presencia de los metales Pb, Cr, Cd y Cu en peces del género *Chirostoma sp.*, la cual es una especie de importancia ecológica en la Presa Atlangatepec, así como de interés alimentario-comercial en la zona (Ramsar, 2008).

Los metales Cu y Cd estuvieron por debajo del límite de detección por lo que no se cuantificaron en agua, sin embargo, si se determinó su presencia en las muestras de *Chirostoma sp.*, lo que evidenció su facilidad para bioacumularse en los organismos.

El Cu es un metal esencial en el metabolismo de los organismos, sin embargo, también puede llegar a ser altamente tóxico en concentraciones anormales (Moore y Ramamoorthy, 1984; Harris y Githlin, 1996). En el presente estudio se encontraron concentraciones menores a 1 µgCu/g en los ejemplares de *Chirostoma sp.*, sin observar diferencias significativas entre los meses estudiados. Romeo *et al.* (2000), determinaron una CL₅₀ de 2.5 µgCu/g en *D. labrax*, que son valores hasta tres veces más altos que las concentraciones observadas en peces de la Presa Atlangatepec. Para *C. carpio* se considera que concentraciones de Cu de entre 5.9 y 6.9 µg/g son normales para el desarrollo de estos organismos (Álvarez; 2018). En tilapia (*O. niloticus*) se han reportado concentraciones que oscilan en los 3.8 µg/g en músculo y de 3.2 µg/g en hígado, los cuales no causan aparentes daños morfológicos (Cordero, 2007; Estupiñán y Africano, 2015).

El Cd fue significativamente diferente entre las temporadas de estudio, durante noviembre no superaron lo establecido en la legislación mexicana para productos de pesca (0.5 µg/g), pero si lo sobrepasó en junio, mes en que se registró 0.90 µg/gPH y 2.36 µg/gPS en promedio, lo cual pudo comprometer su calidad como recurso alimentario durante esa temporada (Secretaría de Salud, 2009). Hasta el momento no se habían hecho estudios referentes a la acumulación del Cd en especies del género *Chirostoma*, pero sí se han generado datos para otros peces de agua dulce. Bermeo y Célleri (2016), determinaron concentraciones de 0.22 µgCd/g en *C. carpio* de la Presa Daniel Palacio, Ecuador y mencionan que no se observaron daños morfológicos evidentes. En *O. niloticus*, Ishak *et al.* (2020) determinaron una concentración media de 3 µgCd/g en músculo, mientras que Muñoz (2019) reportó para la misma especie valores promedio de 2.06

$\mu\text{gCd/g}$ en músculo y de $1.62 \mu\text{gCd/g}$ en hígado; en ambos estudios los autores indicaron que las concentraciones no pusieron en peligro a los organismos. En otras especies de peces tales como: *Etroplus suratensis*, *Anabas testudineus* and *Channa striata*, se han determinado concentraciones de $0.054 \mu\text{gCd/g}$, $0.25 \mu\text{gCd/g}$, $0.29 \mu\text{gCd/g}$, respectivamente (Perera *et al.*, 2016); Romeo *et al.* (2000), determinaron una CL_{50} de $3 \mu\text{gCd/g}$ en *Dicentrarchus labrax*. Los resultados indican que el charal (*Chirostoma sp.*) puede tener calidad inadecuada para el consumo humano en algunas temporadas del año, y que las concentraciones detectadas no se han asociado a daños por otros autores, pero son cercanas a la CL_{50} determinada para este metal en otras especies como *D. labrax*.

La Administración de Drogas y Alimentos de los Estados Unidos (FDA, 1993) establece un límite de $12 \mu\text{gCr/g}$ en pescado fresco, niveles que no se superaron en los ejemplares de charal analizados para ninguna de las dos temporadas de estudio. A pesar de lo cual se evidenció que fue un metal altamente bioacumulable, incluso más que el Pb, esto al determinar valores de FBC superiores a 250. Diversos estudios han comprobado la acumulación del Cr en los organismos acuáticos, tales como algas, moluscos, peces, entre otros, y la presencia de este metal puede llegar a ser de 100 hasta 1000 veces superior a los niveles detectados en el medio (Acosta y Lodeiros; 2004; Suñe, 2007; Hernández, 2015). En *C. carpio*, Lozada (2007) determinó concentraciones por debajo de los $0.05 \mu\text{g/g}$ y no identificó daños aparentes en los individuos. Por su parte, Cordero (2007) y Muñoz (2019) reportaron para tilapia (*O. niloticus*), entre 0.8 y $2 \mu\text{gCr/g}$ en músculo, entre 1.5 y $2 \mu\text{gCr/g}$ en hígado y $2.6 \mu\text{gCr/g}$ en branquia, indicando que dichas concentraciones no representaron un peligro para los organismos. Si bien no hay estudios previos referentes a concentraciones de Cr en *Chirostoma sp.*, los análisis en otras especies sugieren que los niveles de Cr determinados en los peces de la Presa Atlangatepec no son preocupantes.

Las concentraciones promedio de Pb en pescado fresco oscilaron alrededor de $12 \mu\text{g/g}$, cantidades 25 veces más altas a las permisibles en la legislación mexicana para productos de pesca (Secretaría de Salud, 2009). Considerando las concentraciones en tejido en estado seco, los valores llegaron a ser hasta 65 veces mayores. De acuerdo con Villanueva y Botello (1992) el Pb es un metal altamente biocumulable y persistente en los organismos, llega a permanecer en los huesos por años; el FBC arrojó valores mayores a 100. El Pb absorbido puede, de acuerdo con Londoño *et al.* (2016), distribuirse en riñón, hígado, encéfalo y huesos, siendo este último el órgano en que más se deposita por su semejanza con el calcio. Otros efectos reportados son: la unión a grupos sulfhídrico de las proteínas, lo que provoca su desnaturalización; daño teratogénico en sistema nervioso; bloqueo de rutas metabólicas por sustitución de metales

esenciales debido a similitud química, entre otros (Rainbow, 1985; Cordero, 2007; Rodríguez *et al.*, 2007). En el lago de Chapala, Jay y Ford (2001), determinaron concentraciones de Pb en charal (*Chirostoma arge*) de 0.1 µg/g, y de entre 4 y 5 µg/g en otras especies de interés alimentario-comercial como la carpa (*Cyprinus carpio*) y la tilapia (*Oreochromis aereus*). Lozada (2007), en un análisis de metales pesados en agua de la Laguna de Metztlán, Hidalgo, así como en órganos de carpa común (*C. carpio*), especie que también se desarrolla en la Presa Atlangatepec junto con el charal (*Chirostoma sp.*), determinó bioacumulación de Pb en órganos como piel y hueso, reportando 9 µg/g y 14 µg/g, respectivamente. Estas concentraciones son similares a las determinadas en el presente estudio para charal. En la tilapia, (*O. niloticus*) Muñoz en 2019, determinó concentraciones que alcanzaron los 6.85 µg/g en músculo y los 11.13 µg/g en hígado, mientras que, Cordero (2007) indicó concentraciones cercanas a los 5 µg/g en branquias de la misma especie. Por lo anterior se puede establecer que los niveles de Pb detectados en *Chirostoma sp.* de la Presa Atlangatepec fueron muy elevados en las temporadas de estudio.

En cuanto a las metalotioneínas (Mt), se determinaron concentraciones promedio de 348 µgMt/g en músculo y 258 µgMt/g en hígado; no se observó diferencia significativa entre el contenido de este biomarcador entre machos y hembras. Las Mt son proteínas no enzimáticas, las cuales son inducidas por metales, su concentración se incrementa por la cantidad de estos y el tiempo que permanecen en los organismos; estas proteínas juegan un papel importante en el control homeostático (Scudiero *et al.*, 2005; Amiard *et al.*, 2006).

Falfushynska y Stoliar (2009) determinaron metales como Cd y Cu en hígado de *C. carpio* e identificaron que, cuando las concentraciones de metales incrementaban, las Mt tendían a hacerlo también; por su parte Castaldo *et al.* (2020), en un bioensayo con los mismos metales observó un comportamiento similar de estas proteínas en las branquias de los organismos. Muñoz (2019) determinó concentraciones de Mt en tilapia (*O. niloticus*) que oscilaron cerca de los 100 µgMt/g y estableció una correlación positiva con la concentración de metales como Cd, Cr, Pb y Cu en hígado y músculo. Algunos de los metales que presentan alta afinidad a las metalotioneínas son el Pb, Cd y Cu (Ureña, 2006; Calvo *et al.*, 2017).

Por lo anterior, se considera que las concentraciones de Mt en *Chirostoma sp.* fueron inducidas principalmente por los niveles elevados de Pb en los ejemplares. Las Mt también pueden participar en la actividad antioxidante del organismo, interactuando particularmente con el oxígeno reactivo y el anión superóxido (Lemus *et al.*, 2016).

9.8.-Coeficiente de peligrosidad

Las concentraciones de contaminantes como coliformes fecales, materia orgánica, nitratos y Cr, no reflejaron efectos adversos sobre la vida acuática, mientras que, el nitrógeno amoniacal, los nitritos, los fosfatos y el Pb, pueden representar peligro para las especies que habitan en la presa.

El NH₃ fue peligroso en los niveles detectados, este es un compuesto sumamente tóxico para los organismos acuáticos como peces, ya que es relativamente permeable a través de órganos como las branquias, lo que puede conllevar a daños y/o problemas respiratorios; además, cuando la tasa de eliminación es menor a la de producción/acumulación, se puede inducir a un mayor gasto de energía debido a la activación de la excreción mediada por ATPasa para mantener la homeostasis del pez (Cárdenas y Sánchez; 2013; Torres *et al.*, 2015).

Los NO₂ pudieron ser peligrosos en el mes de junio, los valores detectados se pueden asociar a problemas de hipoxia, esto debido a que cuando el NO₂ entra a torrente sanguíneo puede provocar la conversión de pigmentos respiratorios, hemoglobina y hemocianina, en formas incapaces de transportar oxígeno, tales como meta-hemoglobina y meta-hemocianina (Camargo y Alonso, 2006).

Los PO₄ se consideraron peligrosos en todos los meses de estudio y los posibles efectos adversos podrían estar asociados a la eutrofización del agua. Son escasos los trabajos que esclarecen los efectos directos de los PO₄ como tóxicos sobre peces, sin embargo, Rueda-Jasso *et al.* (2014) expusieron a peces (*Skiffia multipunctata*) a este compuesto y observaron atrofia, hiperplasia y fusión lamelar a nivel de branquia.

El Pb representó el mayor peligro para los organismos acuáticos en todas las temporadas en que se determinó, lo que pudo conllevar a posibles daños, ya que Álvarez (2011) demostró efectos teratogénicos del Pb en pez cebra (*Danio rerio*), tales como cifosis, hemorragia cefálica y edema pericárdico; Garza *et al.* (2005) mencionan que el Pb también puede afectar la respiración al disminuir el transporte de electrones en la mitocondria, esto debido a que el Pb puede interactuar con los grupos sulfhídrido de las proteínas e inhibir la función de ciertas enzimas como las ATPasas.

De acuerdo con el coeficiente de peligrosidad (Q > 23 considerando peso húmedo, y Q > 62 considerando peso seco), el Pb podría generar efectos adversos en peces y representar un alto riesgo al hombre por su consumo, particularmente en estado seco; este metal es altamente tóxico para el ser humano y puede provocar graves problemas de salud. Algunos efectos de este metal

incluyen: desarrollo de anemia debido a la unión con grupos sulfhídrico de las metaloenzimas dependientes de zinc, de tal manera que puede alterar su estructura y función, o bien puede competir con otros metales esenciales en los sitios activos de éstas proteínas; es frecuente asociar al Pb con afectaciones en el sistema nervioso central periférico, ya que se acumula en el espacio endoneural de los nervios causando edema, aumento de la presión y finalmente daño axonal; además causa interferencia en el crecimiento y diferenciación celular, ya que puede intervenir en el metabolismo del calcio por ser químicamente similares; otro tipo de daño atribuido a este metal es el hepático debido a la alteración de la enzima citocromo P450, además produce problemas en aparatos reproductivos y efectos teratogénicos (Goyer, 1993; Nava y Méndez, 2011; Rodríguez *et al.*, 2016).

El Cd determinado en los peces en el mes de junio representó también un peligro, ya que su acumulación podría afectar la salud humana por consumo de pescado seco ($Q=4.72$ con base en peso seco). Es necesario enfatizar que el Cd es un metal más tóxico que el Pb (Frías *et al.*, 2010; Noreña *et al.*, 2012). Entre los órganos blancos de Cd se encuentran: el riñón, el hígado, el pulmón, los hueso y la placenta; los efectos relacionados a la intoxicación por Cd son la inflamación por producción y liberación de citosinas; daño renal por proteinuria; alteración en la señalización celular y expresión de genes, entre otros (Martínez *et al.*, 2013). La acción tóxica del Cd se asocia a su afinidad por radicales de los grupos sulfhídrico, hidroxilo, carboxilo, fosfatil, cisteinil e histidil y a su actividad competitiva con otros elementos funcionalmente esenciales como cinc, cobre, hierro y calcio (Pérez y Azcona, 2012).

CONCLUSIONES

10.-Conclusiones

De acuerdo con el ICOMO la contaminación por materia orgánica en la Presa Atlangatepec fue baja; así mismo, la DBO₅ y las bacterias coliformes fecales, no rebasaron los límites permisibles nacionales, sin embargo el oxígeno disuelto osciló en los 5mg/L, que es el límite mínimo para permitir el correcto desarrollo de la vida acuática y éste fue significativamente menor.

En contraste, el grado de contaminación por mineralización determinado con el ICOMI fue elevado, se observaron niveles relativamente altos de dureza en las zonas donde se observó mayor mineralización, los valores del ICOMI podrán asociarse a la incorporación de ésta y otro tipo de sales minerales derivadas de las actividades agrícolas. Sería necesario verificar si existen vertimientos o arrastre de material derivado de la actividad minera no-metálica que se desarrolla en la zona de Tlaxco hacia el Río Zahuapan.

La contaminación por nutrientes medida por el ICN mostró valores altos, lo que califica a la presa como un cuerpo de agua eutrófico. Este se atribuyó principalmente a especies químicas del nitrógeno y fósforo, tales como NH₃, NO₂ y PO₄, los cuales llegaron a superar los niveles máximos permisibles para la protección de la vida acuática, particularmente en la temporada de estiaje. Estas condiciones pueden comprometer el desarrollo de *Chirostoma sp.* y otras especies de interés alimentario que se explotan en la presa.

Si bien la calidad del agua de la presa se mantuvo entre aceptable y buena para diferentes usos, tales como el desarrollo de la vida acuática, la contaminación no se reflejó totalmente en el ICA. El análisis geoespacial indicó que la aptitud del agua en algunas zonas fue menor, y que la agricultura en la periferia puede influir en la calidad.

Los metales Pb y Cr se registraron en el agua. El Cr no superó los límites permisibles, pero el Pb sí, el cual se registró en concentraciones hasta tres veces superiores a las aceptables para la protección de la vida acuática. Es posible que los niveles de Cr se asocien a la actividad agrícola por el posible uso de plaguicidas, aunque las concentraciones indican que no representaron efectos adversos para los organismos; los niveles de Pb, altos en las temporadas analizadas, y su distribución espacial, indican que la principal fuente es el vertimiento de aguas residuales provenientes del Río Zahuapan.

El charal (*Chirostoma sp.*) se consideró como una adecuada especie bioindicadora de la calidad del ambiente acuático, ya que bioacumuló los metales, lo que permitió a su vez, hacer uso de un biomarcador de exposición.

Las concentraciones de Pb, Cr, Cd y Cu en los ejemplares de *Chirostoma sp.* fueron similares entre machos y hembras. Las concentraciones de los metales fueron mayores en pescado seco, lo que es relevante por ser esta la forma que comúnmente se consume. El Cu y Cr registrados, no representaron algún riesgo para el hombre por el consumo de pescado, el Cd sí, particularmente en el mes de junio, principalmente sí se consume el pescado seco.

El Pb también podría representar un riesgo por consumo del pescado seco. El FBC indicó que las concentraciones de Pb y Cr en agua se reflejaron en los contenidos en tejido de charal. Por lo anterior, de no asegurarse la sanidad del charal como recurso alimentario, no sería recomendable su consumo.

Los niveles de metalotioneínas en hígado y músculo de *Chirostoma sp.*, podrían asociarse a la exposición y acumulación de niveles elevados de Pb. Estas proteínas indican que existe una actividad metabólica de desintoxicación y por tanto puede proponerse que sus niveles representan una respuesta a la exposición a este metal.

A pesar de que algunos índices califican a la Presa Atlangatepec como en condiciones aceptables, este cuerpo acuático no presentó las condiciones óptimas para el desarrollo de las diferentes especies que alberga, debido a la contaminación por los nutrientes NH_3 , NO_2 y PO_4 , y los niveles de Pb. Particularmente éste no es considerado en los índices. De no mejorar la condición de la presa en términos de contaminación, se podría comprometer la población de charal así como su calidad como recurso pesquero. Por ello es necesario mantener el monitoreo constante del agua de la presa, evitar el posible incremento de contaminantes e identificar la presencia de plaguicidas y otro tipo de metales tóxicos, con el fin de proteger a las especies más sensibles. Además, se requiere prestar atención a las principales fuentes de contaminación como lo es el uso de agroquímicos en la agricultura, la actividad ganadera, el vertimiento de aguas residuales urbanas y los aportes del río.

11.- Bibliografía

- Abarca, F. 2007. Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos. En Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R. y L. Zambrano (Eds.). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología, México:113-135.
- Acosta, V. y C. Lodeiros. 2004. Metales pesados en la almeja *Tivela mactroides* Born, 1778 (Bivalvia: Veneridae) en localidades costeras con diferentes grados de contaminación en Venezuela. *Ciencias marinas* 30(2): 323-333.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATDSR). 2020. Portal de Sustancias Tóxicas. En: <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/index.asp>
- Aguillón, D. y A. Ramírez. 2015. Anomalías frecuentes en una población de *Hyla plicata* (Anura: Hylidae) expuesta a plomo y fierro durante el desarrollo postembrionario. *Biocyt: Biología, Ciencia y Tecnología* 8(29), 515-529.
- Alarcón, I., Castillo, M., Figueroa, G., Arroyo, J., y I. Barriga. 2017. Diversidad morfológica en 6 poblaciones del pescado blanco *Chirostoma humboldtianum*. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 207–214.
- Alaye-Rahy N. y J. Morales-Palacios. 2013. Parámetros hematológicos y células sanguíneas de organismos juveniles de pescado blanco (*Chirostoma estor estor*) cultivados en Pátzcuaro, Michoacán. México. *Hidrobiológica* 23(3): 340-347.
- Allinson, G., Zhang, P., Bui, A., Allinson, M., Rose, G., Marshall, S. y V. Pettigrove. 2015. Pesticide and trace metal occurrence and aquatic benchmark exceedances in surface waters and sediments of urban wetlands and retention ponds in Melbourne, Australia. *Environmental Science and Pollution Research International* 22(13): 10214-10226.
- Allinson, M., Zhang, P., Bui, A., Myers, J. H., Pettigrove, V., Rose, G. y G. Allinson. 2017. Herbicides and trace metals in urban waters in Melbourne, Australia (2011–12): Concentrations and potential impact. *Environmental Science and Pollution Research International* 24(8): 7274-7284.
- Alonso, A. 2006. Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas* 15(2): 1-5.

- Álvarez, C. 2011. Efectos teratogénicos del nitrato de plomo en el desarrollo embrionario del pez cebra *Danio rerio* (Hamilton, 1822) a cinco dosis subletales. Tesis. Pontificia Universidad Javeriana, Colombia. 46 pps.
- Álvarez, I. 2018. Determinación de la concentración de cobre y hierro en carpas (*Cyprinus carpio*) en cultivos del Estado de México. Tesis. Universidad Autónoma del Estado de México. 48 pps.
- Álvarez, P., Bermudez, E., Pérez., P. y A. Colín. 2000. Análisis biológico-pesquero en la Presa San José Atlangatepec, Municipio de Atlangatepec, Tlaxcala. Informe Técnico. Instituto Nacional de la Pesca, México.
- Álvarez, S. 2010. Parámetros genéticos y ambientales asociados con compuestos orgánoclorados persistentes (COP' s) en *Chirostoma chapalae* del Lago de Chapala. Tesis. Universidad de Guadalajara. Zapopan, Jalisco. México. 90 pps.
- Amiard, J., Amiard, C., Barka, S., Pellerin, J. y P. Rainbow. 2006. Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology* 76(2): 160-202.
- Anze, R., Franken, M., Zaballa, M., Pinto, M., Zeballos, G., Cuadros, M., Canseco, A., De la Rocha, A., Estellano, V. y S. Granado. 2007. Bioindicadores en la detección de la contaminación atmosférica en Bolivia. Unidad de calidad ambiental, Instituto de Ecología. Bolivia. *Revista virtual REDESMA* 53-74.
- American Public Health Association (APHA). 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition. American Public Health Association. Washington. D. C.
- Arana, F., Pérez, R. y A. Malpica. 1998. Cambáridos de Tres Embalses del Estado de Tlaxcala, México (Crustacea: Decapoda). *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 48:23-35.
- Badii, H., Garza, R., Garza, V. y Landeros, J. 2005. Los indicadores biológicos en la evaluación de la contaminación por agroquímicos en ecosistemas acuáticos y asociados. *Cultura, Ciencia y Tecnología* 2(6):1-20.
- Barbour, C. 1973. The systematics and evolution of the genus *Chirostoma* Swainson (Pisces, Atherinidae). *Tulane Studies in Zoology and Botany* 18: 97–141.

- Baron, J., LeRoy, N., Angermeier, P., Dahm, C., Gleick, P., Hairston, N., Jackson, R., Johnston, C., Richter, B. y A. Steinman. 2003. Ecosistemas de Agua Dulce Sustentables. *Tópicos de Ecología* 10: 18 pps.
- Barceló, I., López, E., Solís, H., Domínguez, E. y S. Gómez. 2012. Water Quality Assessment of Jose Antonio Alzate Dam, the Lerma River and its Tributaries in the State of Mexico, Mexico. *Journal of Environmental Protection* 3: 878-888.
- Bermeo, J. y A. Céleri. 2016. Cuantificación de la cantidad de metales pesados presentes en dos especies de peces (*Oncorhynchus mykiss* y *Cyprinus carpio*), y su relación con edad y tamaño en el embalse Daniel Palacios Proyecto Hidroeléctrico Paute–Molino. Tesis, Universidad del Azuay. 65 pps.
- Bermúdez, E., Cabrera, E., Pérez, P. y R. Gutiérrez. 2002. Presa Atlangatepec, Tlaxcala. *En Pesquerías en Tres Cuerpos de Aguas Continentales de México (in Spanish)*. Pérez, V.P.A., Cruz, S.L.E., Bermúdez, R.E.A., Cabrera, M.E., Gutiérrez, Z.M.R. (Eds.); Instituto Nacional de Pesca, SAGARPA: México D.F., México: 93–128.
- Blancas, C. y M. Hervás. 2001. Contaminación de las aguas por nitratos y efectos en la salud. Consejería de Salud. Sevilla, España: 17-35.
- Binghui, L. y L. Liu. 2010. Biomonitoring and Bioindicators used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends *Procedia. Environmental Sciences* 2:1510–1524.
- Bolaños, J., Cordero, G. y G. Segura. 2017. Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Tecnología en Marcha* 30(4):15-17.
- Brink B. 1991. The AMOEBA approach as a useful tool for establishing sustainable development. En Kuik O. y Verbruggen H. (Eds). *Search of Indicators of Sustainable Development. Environment & Management* 1: 71-87.
- Bucher, E., Castro, G. y V. Floris. 1997. Conservación de ecosistemas de agua dulce: Hacia una estrategia de manejo integrado de recursos hídricos. Banco Interamericano de Desarrollo. Washington, D. C. 44pps.

- Burger, J. 2006. Bioindicators: A review of their use in the environmental literature 1970-2005. *Environmental Bioindicators* 1(2): 136-144.
- Calcina, L. 2007. Presencia de metales pesados en la biota acuática (*Orestias sp* y *Schoenoplectus tatora*) de la desembocadura del río Ramislago Titicaca. Puno: Universidad Nacional del Altiplano. Escuela Profesional de Biología. 157 pps.
- Calva, L. y M. Torres. 2007. Contaminantes Prioritarios en Agua, Sedimentos y Organismos. En *Limnología de Presas Mexicanas. Aspectos Teóricos y Prácticos*. AGT Editor, Universidad Autónoma Metropolitana, México: 634-675.
- Calvo, J., Jung, H. y G. Meloni. 2017. Copper metallothioneins. *International Union of Biochemistry and Molecular Biology* 69(4): 236-245.
- Camargo, J., Alonso, A. y A. Salamanca. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58: 1255-1267.
- Camargo, J. y A. Alonso. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International* 32: 831-849.
- Cárdenas, G. y I. Sánchez. 2013. Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud* 15(1): 72-88.
- Carlson, R. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-369.
- Carvalho, L. 2006. Limnology and limnetic ecology. En P. E. O'sullivan and C. S. Reynolds (Eds). *The lakes handbook* 2003. Blackwell publishing, Oxford. 1: 699 pps.
- Carreón, E., Sedeño, J. y E. López. 2013. Evaluación de la Calidad del Agua en la laguna de Yuriria, Guanajuato, México, Mediante Técnicas Multivariadas: Un Análisis de Valoración para dos Épocas 2005, 2009-2010. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29(3): 147-163.
- Castaldo, G., Pillet, M., Slotmaekers, B., Bervoets, L., Town, R., Blust, R. y G. De Boeck, G. 2020. Investigating the effects of a sub-lethal metal mixture of Cu, Zn and Cd on bioaccumulation and ionoregulation in common carp, *Cyprinus carpio*. *Aquatic Toxicology* 218: 1-10.

- Castilla, P., Torres, M., Luis, J. y A. Cruz. 2014. Water quality of a reservoir and its major tributary located in East-central México. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11(6): 6119-6135.
- Ceccon, E. 2008. La revolución verde tragedia en dos actos. *Ciencias* 1(91): 21-29.
- Cervantes, M. 2007. Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. En Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R. y L. Zambrano (Eds.) *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología, México: 37-39.
- Chapa, C. y R. Guerrero. 2010. Eutrofización: abundancia que mata. Universidad Nacional Autónoma de México. *¿Cómo ves?* 134:22-25.
- Colautti, D. y Remes, M. 2001. Alimentación de la carpa (*Cyprinus carpio*, Linnaeus 1758) en la laguna de Lobos, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral* 11:69-78.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2009. Informe de reconocimiento sanitario al humedal de la presa San José Atlanga, en el municipio de Atlangatepec, Tlaxcala, México. México: 37 pps.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2012. Informe de seguimiento a la evaluación de la capacidad de carga del humedal de la presa San José Atlanga, en el municipio de Atlangatepec, Tlaxcala. México. México: 23 pps.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2014. Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. México: 240-244.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2018. Estadísticas del Agua en México. Edición 2018. México: 58-61.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2019. Ley Federal de Derechos del 2019; Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales. Comisión Nacional del Agua, México. En: <https://www.gob.mx/conagua/documentos/ley-federal-de-derechos-2019>.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2020. Calidad del Agua en México, México. En: <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua>.

- Cordero, R. 2007. Presencia de metales pesados en Trucha (*Salmo trutta* Linnaeus: Salmonidae) en el lago de Tota (Boyacá, Colombia). Universidad de los Andes. Facultad de Ciencias. Bogotá, Colombia: 37 pps.
- Covarrubias, S. y J. Peña. 2017. Contaminación ambiental por metales pesados en México. Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 33: 7-21.
- De la Lanza, G. 2002. Recursos hidrológicos de México. Capítulo 3. En Abarca F. J. y M. Herzig (Eds.). *Manual para el Manejo y la Conservación de los Humedales de México*. Tercera Edición.
- De la Lanza, G. y S. Hernández, 2014. Organismos acuáticos como indicadores de cambios ambientales: características, elección, interpretación, monitoreo. Ventajas y desventajas. En González, C., Vallarino, A., Pérez, J. y A. Low Pfeng (Eds.), *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático México: 42-65.
- De la Vega, M. 2003. Situación de los peces dulceacuícolas en México. Universidad Nacional Autónoma de México, México. *Ciencias* 72: 20-30.
- De Zwart, D. y C. Trivedi. 1995. Manual of integrated water quality evaluation. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, The Netherlands and Central Pollution Control Board (CPCB), New Delhi, India: 193-201.
- Defarge, N., De Vendômois, J. y G. Séralini. 2018. Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. *Toxicology reports* 5: 156-163.
- Dinius, S. 1987. Design of an Index of Water Quality 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 23(5): 833-843.
- Echemendía, B. 2011. Definiciones acerca del riesgo y sus implicaciones. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiol* 49(3):470-481.
- Estupiñán, E. y P. Africano. 2015. Presencia de mercurio, plomo y cobre en tejidos de *Oreochromis niloticus*: sector de la cuenca alta del Rio Chicamocha, vereda Volcán, Paipa, Colombia. *Producción+ Limpia* 10(2): 114-126.
- Falfushynska, H. y O. Stoliar. 2009. Function of metallothioneins in carp *Cyprinus carpio* from two field sites in Western Ukraine. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72(5): 1425-1432.

- Fernández, N., Ramírez, A. y F. Solano. 2008. Índices fisicoquímicos de calidad del agua. Un estudio comparativo. Conferencia Internacional Usos Múltiples del Agua: Para la Vida y el Desarrollo Sostenible. Universidad del Valle/Instituto Cinara: 211-219.
- Flos, R., Riva, M. y J. Balash. 1985. Influencia del peso corporal sobre la acumulación de cromo y potasio en carpines dorados (*Carassius auratus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 331-336.
- Food and Drug Administration (FDA). 1993. Guidance Document for Arsenic (or Cadmium/Chromium/Lead/Nickel) in shellfish. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Food and Drug Administration, Center for Food Safety and Applied Nutrition, Office of Seafood, Washington, DC.
- Frías, M., Osuna, J., Aguilar, M. y D. Voltolina. 2010. Cadmio y plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. *CICIMAR Océánides* 25(2):101-110.
- García, E., Carrizales, L., Juárez, L., García, E., Hernández, E., Briones, E. y O. Vázquez. 2011. Plomo y arsénico en la subcuenca del Alto Atoyac en Tlaxcala, México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* 17(1): 7-17.
- Garza, A., Chávez, H., Vega R. y E. Soto. 2005. Mecanismos celulares y moleculares de la neurotoxicidad por plomo. *Salud Mental* 28(2): 48-58.
- González, C y A. Vallarino. 2014. Los bioindicadores ¿una alternativa real para la protección del medio ambiente? En *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (González, C., Vallarino, A., Pérez, J. y A. Low Pfeng, Eds.), México: 21-40.
- González, L. 2013. Nitrógeno amoniacal, importancia de su determinación. *Revista Mente y Materia* 4(1):12-13.
- González, V., Caicedo, O. y N. Aguirre. 2013. Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Revista Gestión y Ambiente* 16(1): 97-108.
- Goyer, R. A. 1993. Lead toxicity: current concerns. *Environmental Health Perspectives* 100: 177-187.

- Grünberger, O. y J.L., Janeau. 2005. Geoquímica de las lluvias, de las aguas de escurrimiento e infiltración de los suelos. En Grünberger, O., Reyes-Gómez, V.M. y Janeau, J.L. (Eds.). *Las playas del desierto chihuahuense (parte mexicana), influencia de las sales en medio ambiente árido y semi-árido*. México: 100-112.
- HACH Company. 2000. Manual de análisis de agua. Segunda edición. En: <https://www.hach.com/asset-get.download.jsa?id=7639984469>.
- Harris, Z. y J. Githlin. 1996. Genetic and molecular basis for cooper toxicity. *American Journal of Clinical Nutrition*. 63: 836-841.
- Heink, U. y I. Kowarik, 2010. What are indicators? on the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*. 10(3): 584-593.
- Hernández, E. 2015. Estudio de bioacumulación y efectos adversos del cromo, en dos especies de rotíferos dulceacuícolas. Tesis. Universidad Autónoma de Aguascalientes, México. 83 pps.
- Hernández, F. 2012. Caracterización física, química y microbiológica del agua de diversas zonas del cauce del río Zahuapan, Tlaxcala. Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco. México. 70 pps.
- Hernández, J. y J. García. 2007. Diferencias limnológicas entre lagos y presas. En *Limnología de Presas Mexicanas. Aspectos Teóricos y Prácticos*. AGT Editor, Universidad Autónoma Metropolitana, México: 63-74.
- Hook, S., Gallagher, E. y G. Batley. 2014. The role of biomarkers in the assessment of aquatic ecosystem health. *Integrated Environmental Assessment and Management* 10(3), 327-341.
- Ibáñez, A., García, J. y B. Torres. 2017. Aspectos reproductivos de una población del charal *Menidia jordanii* (Woolman) del Lago de Metztitlán, Hidalgo. *Hidrobiológica* 18(1): 1-9.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2017. Anuario estadístico y geográfico de Tlaxcala. México. 577 pps.
- Instituto Internacional de Nutrición Vegetal (IPNI). 2020. International Plant Nutrition Institute. Fuentes de Nutrición Específicos, Carbonato de Calcio. En: <http://www.ipni.net/specifics-es>.

International Commission on Large Dams (ICOLD). 2003. World register of dams. Paris. En: <https://www.icold-cigb.org/>

International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2020. Red List of Threatened Species. En: <https://www.iucnredlist.org>

Ishak, A., Zuhdi, M. y M. Aziz. 2020. Determination of lead and cadmium in tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from selected areas in Kuala Lumpur. *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 1-5.

Jay, J. y Ford, T. 2001. Water concentrations, bioaccumulation, and human health implications of heavy metals in Lake Chapala. En *The Lerma-Chapala Watershed* Springer, Boston, MA. 123-136.

Jiménez, A. 2000. Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas. *Revista Interdisciplinaria de Gestión Ambiental* 2(23): 12-19.

Kim, H. J., Mahboob, S., Viayaraghavan, P., Al-Ghanim, K. A., Al-Mishned, F., Kim, Y. O. y Z. Ahmed. 2020. Determination of toxic effects of lead acetate on different sizes of zebra fish (*Danio rerio*) in soft and hard water. *Journal of King Saud University-Science* 32(2), 1390-1394.

Lacorn, M., Lahrssen, A., Rotzoll, N., Simat, T. J. y H. Steinhart. 2001. Quantification of metallothionein isoforms in fish liver and its implications for biomonitoring. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(1): 140-145.

Laug, C. 2016. Diagnóstico de eutrofización en la Presa de Valsequillo (Manuel Ávila Camacho). Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México. 60 pps.

Lemus, M., Salazar, R., Lapo, B. y K. Chung. 2016. Metalotioneínas en bivalvos marinos. *Latin American Journal of Aquatic Research* 44(2): 202-215.

Lenntech. 2020. Water Treatment Solutions. En: <https://www.lenntech.es/periodica/tabla-periodica.htm>

Ley General Del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA). 2018. Diario Oficial de la Federación. En: <https://www.conacyt.gob.mx/cibiogem/images/cibiogem/protocolo/LGEEPA.pdf>

Lodoño, L., Lodoño, P. y F. Muñoz, 2016. Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Bioteología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* 14(2): 145-153.

Lozada, J. 2007. Determinación de la concentración de metales en *Cyprinus carpio*, Linnaeus 1758 (carpa común) de la laguna de Metztlán, Hidalgo. Tesis. México. 76 pps.

- Malacalza, L., 2002. Ecología general. Segunda edición virtual. Buenos Aires, Argentina. 114 pps
- Martí, L., Burba, J. y M. Cavagnaro. 2002. Metales pesados en fertilizantes fosfatados, nitrogenados y mixtos. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 34(2): 43-48.
- Martínez, A. 2009. Regiones y autonomía municipal en Tlaxcala. *Scripta Ethnologica* 31: 59-89.
- Martínez, K., Souza, V., Bucio, L., Gómez, L. y M. Gutiérrez. 2013. Cadmio: efectos sobre la salud. Respuesta celular y molecular. *Acta toxicológica argentina* 21(1), 33-49.
- Mena, I., Bustamante, A., Vargas, S., Olvera, J. y J. Méndez. 2017. Evaluación De La Condición Ecológica Del Río Zahuapan. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 33(1): 7-19.
- Miller R., Minckley, W. y S. Norris, 2009. Peces dulceacuícolas de México. CONABIO, SIMAC. ECOSUR, Consejo de Peces del Desierto, México D.F., México. 205-224 pps.
- Milton S.J. 2001. Estadística para Biología y Ciencias de la Salud. 3ª ed. Madrid: McGraw Hill-Interamericana. Pp 1-437.
- Monte, I. 2016. Agua, pH y equilibrio químico: Entendiendo el efecto del dióxido de carbono en la acidificación de los océanos. México: 21-69.
- Moore, J. y S., Ramamoorthy, 1984. Heavy metals in natural waters: Applied monitoring and impact assessment. New York, NY: Springer New York. 263 pps.
- Moya, G. y G. Ramón. 1984. Evolución del contenido de oxígeno disuelto en las aguas de los embalses de la Sierra de Tramuntana (Mallorca). Estudio comparado. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 28: 81-94.
- Ministro de Sanidad, Consumo y Bienestar (MSCB) 1991. Reglamentaciones técnico-sanitarias, disposiciones generales. España. En: <https://www.boe.es/boe/dias/1991/08/15/pdfs/A27153-27155.pdf>
- Muñoz, H., Suárez, J., Vera, A., Orozco, S., Batlle, J., Ortiz, A. y J. Mendiola. 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, H., Suárez, J., Vera, A., Carreón, M., Montealegre, R. y J. Baumann. 2013. Relación entre el nitrógeno y las microcuencas del río Zahuapan, México. *Tecnología y Ciencias del Agua* 4(4):47-61.
- Muñoz, H., Orozco, S., Vera, A., Suárez, J., García, E., Neria, M. y J. Jiménez. 2015. Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala México. *Tecnología y Ciencias del Agua* 6(5): 59-74
- Muñoz, M. 2019. Análisis de riesgo ecológico asociado a contaminantes en el agua y la tilapia *Oreochromis niloticus* (Linneaus, 1758), de la presa Tenango, Puebla. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma Metropolitana. 192 pps.
- National Research Council (NRC). 1987. Committee on Biological Markers of the National Research Council. Biological markers in environmental health research. *Environmental Health Perspectives* 74: 3-9.
- National Sanitation Foundation (NSF). 2006. Consumer Information: Water Quality Index (WQI). En: www.nsf.org/consumer/just_for_kids/wqi.asp
- Nava, C. y M. Méndez. 2011. Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias* 16(3): 140-147.
- Navarrete, N. 2017. *Chirostoma (Menidia)*: ecología y utilización como especie de cultivo en estanques rústicos. *BIOCYT Biología, Ciencia y Tecnología* 10(39): 736-748.
- Navarrete, N., Carlos, T., Laureano, M. y G. Contreras. 2009. Alimentación de carpas (Pisces, Cyprinidae) en el Embalse La Goleta, Estado de México. *Revista de Zoología* 20: 7-16.
- Navarro J., Aguilar, I. y J. López, 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. Ecosistemas: *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente* 16: 1-17.
- Nisbet, M. y J. Verneaux. 1970. Composantes Chimiques Des Eaux Courantes. Discussion et Proposition Declasses en Tantque Bases d'interprétation des Analyses Chimiques. *Anales de Limnologie* 6(2): 161-190.

Noreña, D., Murillo, E., Guio. J. y J. Méndez. 2012. Heavy metals (Cd, Pb and Ni) in fish species commercially important from Magdalena river, Tolima tract, Colombia. *Revista Tumbaga* 2(7):61-76.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE). 1982. Indicadores Ambientales. En: <http://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf>

Oliva, M., Godínez, J. y Z. Zúñiga. 2014. Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México Biodiversity of inland water phytoplankton in Mexico. *Revista Mexica de Biodiversidad* 85:54-61.

Organización de las Naciones Unidas (ONU). 2020. Objetivos de desarrollo sostenible. En: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/sustainable-development-goals/>

Palacio, F., Apodaca, M. y J. Crisci. 2020. Análisis multivariado para datos biológicos: teoría y su aplicación utilizando el lenguaje R. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Pp 101-114.

Palau, A. 2003. Medidas de gestión y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia. *Limnetica* 22(1-2): 1-13.

Perera, P., Sundarabarathy, T., Sivananthawerl, T., Kodithuwakku, S. y U. Edirisingh. 2016. Arsenic and cadmium contamination in water, sediments and fish is a consequence of paddy cultivation: evidence of river pollution in Sri Lanka. *Achievements in the Life Sciences* 10(2): 144-160.

Pérez, P. y M. Azcona. 2012. Los efectos del cadmio en la salud *Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas* 17(3): 199-205.

Pérez, R. 1995. Estudio de los moluscos bentónicos y epifíticos de la Presa de Atlangatepec, Tlaxcala. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. México: 5–14.

Pérez, R. y A. Badillo. 1996. Aves Acuáticas y su Entorno Limnológico en la Presa de Atlangatepec, Tlaxcala. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. México: 11–88.

Pérez, R., Malpica A. y J. Balderas. 1989. Sedimentología y fauna bentónica (Presa de Atlangatepec, Tlaxcala) Cuadernos C.B.S. Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco, México. 51 pps.

- Pérez, R. 2012. La contaminación agrícola del agua: Aspectos generales y teoría. Agricultura y contaminación del agua. México: UNAM Instituto de Investigaciones Económicas. 23-44.
- Plan Estatal de Desarrollo (PED). 2017. Estado de Tlaxcala. México. En: <https://prensa.tlaxcala.gob.mx/2017/Junio/PED%202017-2021/PED%2017%2021%20HD.pdf>. Pp. 46-48.
- Plan Municipal de Desarrollo Atlangatepec (PMDA). 2011. Estado de Tlaxcala. En: <https://periodico.tlaxcala.gob.mx/indices/Peri411a2011.pdf>. 51 pps.
- Rainbow, P. 1985. The biology of heavy metals in the sea. *International Journal of Environmental Studies* 25: 195-211.
- Ramírez, A., Restrepo, R. y G. Viña. 1997. "Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulaciones y aplicación", *Ciencia, Tecnología y Futuro* 1(3):135 – 153.
- Ramírez, E., Arguello, M., Ilizaliturri, C., Tintos, A., Mejía, J., y I. Borja. 2018. A brief review of the use of biomarkers in Mexico's aquatic ecosystems pollution assessment: 2001-2017. *Latin American Journal of Aquatic Research* 46(5): 860-879.
- Ramírez-Romero, P. y A. Mendoza-Cantú. 2010. Fundamentos de la Evaluación del Riesgo Ecológico, p. 125–147. En Evans, J. y L. Roja (Eds). Introducción al análisis de riesgos ambientales. Instituto Nacional de Ecología, México. 220 pps.
- Ramsar, 2008. Ficha Informativa de Humedales Ramsar. En: http://ramsar.conanp.gob.mx/docs/sitios/FIR_RAM SAR/Tlaxcala/Pres a%20Atlangatepec/PRES A_DE_ATLANGATEPEC.pdf
- Rapport, D. J. y W. G. Whitford. 1999. How ecosystems respond to stress. *BioScience* 49(3): 193-203.
- Rast, W. y M. Holland. 1988. Eutrophication of Lakes and Reservoirs: A Framework for Making Management Decisions. *AMBIO* 17(1): 2-12.
- Rendón von Osten, J., 2005. Uso de biomarcadores en ecosistemas acuáticos, p. 121-140. En Botello A. V., J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. México. 696 pps.

- Reséndiz, M., Hernández, Z., Ramírez, H. y A. Pérez. 2012. Calidad sanitaria del "charal" (*Menidia jordanii*) y tortilla de maíz en la alimentación mexicana. *Actas Iberoamericanas de Conservación Animal* 2: 249-251.
- Ribas, B. 2010. Metalotioneína y algunos elementos minerales como bioindicadores en toxicología clínica. En Ortega Ruiz de Apodaca F. (Ed.). *Biomarcadores: Analítica, Diagnóstico y Terapéutica*. Capítulo 8. Real Academia Nacional de Farmacia. Editorial: Realigraf, S.A. Madrid: 259-312.
- Ribera, F. 2016. Salinidad y aguas subterráneas. *Hidrogeología emergente* 50: 97-110.
- Rodríguez, A., González, J. y R. Suarez. 2007. Bioacumulación por metales pesados en el capitán de la sabana (*Eremophilus mutisii*), habitante de la cuenca alta del río Bogotá. *Revista electrónica de Ingeniería en Producción Acuícola* 3(3): 101-115.
- Rodríguez, A., Cuéllar, L., Maldonado, G. y M. Suardiaz. 2016. Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre. *Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas* 35(3): 251-271.
- Rodríguez, E. y M. Guzmán. 2004. Características de los fertilizantes. En Guzmán, López Galvez (Ed.). *Ferti-riego: tecnologías y programación en agroplasticultura*. 191-220.
- Rodríguez, F., Morales, S., Jonathan, M., Navarrete, M., Bernal A., González, A. y N. Muñoz. 2020. Servicio Ambiental de la Presa Valsequillo para las cuencas de los Ríos del Atoyac-Zahuapan y Alseseca, Puebla, Tlaxcala, México. 10 pps.
- Rojas, P. 2005. El pescado blanco. *Revista Digital Universitaria* 6(8): 1-18.
- Rojas, P. 2013. Avances en el cultivo del pescado blanco. Instituto Nacional de Pesca. México: 7-23.
- Romeo, M., Bennani, N., Gnassia-Barelli, M., Lafaurie, M. y J. Girard, J. 2000. Cadmium and copper display different responses towards oxidative stress in the kidney of the sea bass *Dicentrarchus labrax*. *Aquatic toxicology* 48(2-3), 185-194.
- Rueda-Jasso R. A., A. de los Santos-Bailón, A. L. Fuentes-Arias y G. Gutiérrez-Ospina. 2014. Toxicidad letal y subletal del fosfato de sodio dibásico y efectos en branquias y conducta de las crías del pez goodeido *Skiffia multipunctata*. *Hidrobiológica* 24(3): 207-214.
- Salomón, A., Pérez, R. y O. García. 2003. Contaminación por bacterias coliformes en la Presa de Atlangatepec, Tlaxcala. *Revista de las Sociedad Mexicana de Historia Natural* 1: 125-134.

- Samboni, N., Carvajal, Y. y J. Escobar. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación* 27(3), 172-181.
- Sánchez, N., Guzmán, S., Sánchez, R., Ritter, W. y E. Lázaro. 2004. La influencia de la oscilación de la temperatura del aire sobre el ecosistema de la presa de Atlangatepec, Tlaxcala, México. *Hidrobiológica* 14(1), 75-84.
- Sánchez, O. 2007. Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. En Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R. y L. Zambrano (Eds.). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología, México: 30-34.
- Santaella, L. E y L. Marín. 2001. Conceptos básicos en presas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina* 11(1): 27-34.
- Scheuhammer, A. y M. Cherian. 1986. "Quantification of Metallothioneins by a Silver-Saturation Method". *Toxicology and Applied Pharmacology* 82: 417-25.
- Scudiero, R., Temussi, P. y E. Parisi. 2005. Fish and mammalian metallothioneins: a comparative study. *Gene* 345(1): 21-26.
- Secretaría de Economía. 2001. Norma 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 17 de abril del 2001, México. 24 pps.
- Secretaría de Economía. 2015. Norma NMX-AA-042-SCFI-2015 Calidad del agua determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichi coli* presuntiva. Método del número más probable en tubos múltiples. Diario Oficial de la Federación 18 de abril del 2016. México. 29 pps.
- Secretaría de Economía. 2016. Norma NMX-AA-051-SCFI-2016 Análisis de agua-medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas-método de prueba. Diario Oficial de la Federación 7 de diciembre del 2016. México. 44 pps.
- Secretaría de Salud. 1994. Norma NOM-117-SSA1-1994 Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua

purificada por espectrometría de absorción atómica. Diario Oficial de la Federación 16 de agosto de 1995. México. 14 pps.

Secretaría de Salud. 2009. Norma NOM-242-SSA1-2009 Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Diario Oficial de la Federación 10 de febrero del 2011. México. 111 pps.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. Norma NOM-059-SEMARNAT-2010 Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Anexo normativo III, lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación 30 de diciembre del 2010. México. 77 pps.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2013. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. 258-260.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2016. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde. Edición 2015. 363-425.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2018. Lagos y sus cuencas, construyendo la gobernanza. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Ambientales, México. 8: 75 pps.

Secretaría de Turismo y Desarrollo Económico del estado de Tlaxcala (STDET). 2015. Periódico Oficial. En: <https://periodico.tlaxcala.gob.mx/> 25: 4-20.

Sedeño, J. y E. López. 2006. Eutrofización de las Presas. En Cotler Ávalos, H., Mazari Hiriart, M. y de Anda Sánchez, J. *Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta*. 155-157.

Sedeño, J. y E. López. 2009. Evaluación de la salud de los ecosistemas dulceacuícolas: una revisión de su evolución en la escuela nacional de ciencias biológicas. Sententa y cinco años de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. 378-394 pps.

Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2018. Panorama minero del estado de Tlaxcala. 32 pps.

Sistema Nacional de Información del Agua (SINA). 2020. México. En: <http://sina.conagua.gob.mx/sina/>.

- Soto, J. 2010. La dureza del agua como indicador básico de la presencia de incrustaciones en instalaciones domésticas sanitarias. *Ingeniería, Investigación y Tecnología* 11(2): 167-177.
- Soto, O., Carrillo, J. y J. Suarez. 2011. Concentraciones de metales y metaloides en sedimentos del río Zahuapan, Tlaxcala, México. En Jiménez, R. y M. Hernández. *Zahuapan: río-región-contaminación*. Tlaxcala, México: El Colegio de Tlaxcala, A. C. 471 pps
- Stegeman, J. J. y M. E. Hahn. 1994. Biochemistry and molecular biology of monooxygenase: current perspective on forms, functions, and regulation of cytochrome P450 in aquatic species. En Malins, D. C., Ostrnader, G. K. (Eds). *Aquatic Toxicology; Molecular, Biochemical and Cellular Perspectives*. (Lewis Publishers, CRC Press. Boca Raton, USA: 87 – 204
- Suárez, J., Muñoz, H., Orozco, S., Torres, G., Ritter, W., Traviño, J. y P. Valencia. 2011. Análisis espacio-temporal de los contaminantes del río Zahuapan, Tlaxcala. El Impacto de los Fondos Mixtos en el Desarrollo Regional. 313-322
- Suñe, N. 2007. Sorción de cromo y cadmio por macrófitas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Del Litoral, Facultad de Ingeniería Química. 226 pps
- Tang, W., Shan B., Zhang, H. y Z. Mao. 2010. Heavy metal sources and associated risk in response to agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu Lake Valley, East China. *Journal of Hazard. Materials* 176:945– 951.
- The California Water Boards (CWB). 2020. Folletos informativos. Estados Unidos. En: <https://www.waterboards.ca.gov/>
- Torres, A., Tovar, M., Hurtado, H. y E. Gómez. 2015. Excreción de nitrógeno amoniacal total a diferentes densidades de siembra de *Cyprinus carpio* en condiciones de laboratorio. *Orinoquía* 19(1): 19-26.
- Torres, P., Cruz, C. y P. Patiño. 2009. Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano, una revisión crítica. *Revista Ingenierías* 8(15): 79-94.
- Trasande, L., Cortes, J.E., Landrigan, P.J., Abercrombie, M., Bopp, R. y E. Cifuentes. 2010. Methylmercury exposure in a subsistence fishing community in Lake Chapala, Mexico: an ecological approach. *Environ Health* 9(1): 1-10.

- Ugarte, S. 2012. Contaminación en escorrentía pluvial urbana. Aspectos generales. *Revista Ingeniería de Obras Civiles* 1: 20-26.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2007. Perspectivas del Medio Ambiente Mundial. Primera Edición. 118-147.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2008. Aspectos económicos en la gestión sostenible del agua. En: https://www.gwp.org/globalassets/global/gwp-sam_files/publicaciones/sobregirh/manual-cap-net-marzo-2008esp.pdf. Pp. 1-24.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2012. The UN-Water Status Report on the Application of Integrated Approaches to Water Resources Management. En: https://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/un_water_status_report_2012.pdf. Pp. 2-7
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1992a. Guidelines for Exposure Assessment. Assessment Forum, Washington, D.C. EPA/600/Z-92/001. En: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=15263>.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1992b. Framework for Ecological Risk Assessment. Risk Assessment Forum, Washington, DC. EPA/630/R-92/001.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. Office of Research and Development: Washington DC, EPA/630/R-95/002F. En: https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/eco_risk_assessment1998.pdf
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2001. An overview of Risk Assessment and RCRA. Washington, D.C. EPA/530/F-00/032. En: <https://archive.epa.gov/epawaste/inforesources/web/pdf/riskfinal.pdf>
- Ureña, R. 2006. Metalotioneínas en peces y gasterópodos: su aplicación en la evaluación de la contaminación. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. 1-29.
- Valencia, R., Calva, M., García, E., Gómez, J., Waliszewski, M., Guevara, A. López, G., Ortiz, E., Montiel, M. y J. Sánchez. 2009. Inspección del sistema hidrológico Zahuapan-Atoyac e identificación de sitios potencialmente peligrosos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 17(1): 7-17.

- Van der Oost, R., Beyer, J., y N. P. E. Vermeulen. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 13(2): 57-149.
- Vergani, L., Grattarola, M., Borghi, C., Dondero, F. y A. Viarengo. 2005. Fish and molluscan metallothioneins: A structural and functional comparison. *FEBS Journal* 272(23): 6014–6023.
- Villanueva, J., Granger, D., Binet, G., Litrico, X., Huneau, F., Peyraube, N. y P. Le. 2016. Labile trace metal contribution of the runoff collector to a semi-urban river. *Environmental Science and Pollution Research International* 23(11): 298-311.
- Villanueva S. y A. Botello. 1992. Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano: una revisión. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 8: 47-61.
- Villatoro, M., Henríquez, C. y F. Sancho, F. 2008. Comparación de los interpoladores IDW y Kriging en la variación espacial de pH, Ca, CICE y P del suelo. *Agronomía Costarricense* 32(1): 95-105.
- Waisberg, M., Pius, J., Beverley, H. y D. Beyersmann. 2013. Molecular and celular mechanisms of cadmium carcinogenesis. *Toxicology* 3(4): 95-117.
- World Health Organization (WHO). 2019. Hardness in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. En: https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/
- Zuk, M. e I. Ize. 2010. La identificación del peligro al evaluar un riesgo para la salud humana, p. 29–94. En Evans, J. y L. Roja (Eds). Introducción al análisis de riesgos ambientales. Instituto Nacional de Ecología, México. 220 pps.



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00075

Matricula: 2181800440

Evaluación de la contaminación en la Presa Atlangatepec, Tlaxcala y su posible efecto en la condición biológica de *Chiostoma* sp.



Con base en la Legislación de la Universidad Autónoma Metropolitana, en la Ciudad de México se presentaron a las 11:00 horas del día 31 del mes de marzo del año 2021 POR VÍA REMOTA ELECTRÓNICA, los suscritos miembros del jurado designado por la Comisión el Posgrado:

DRA. PATRICIA RAMIREZ ROMERO
DR. MARIO ALEJANDRO MUÑOZ NAJERA
DRA. GUADALUPE BARRERA ESCORCIA

Bajo la Presidencia de la primera y con carácter de Secretaria la última, se reunieron para proceder al Examen de Grado, cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS (ENERGIA Y MEDIO AMBIENTE)

DE: RUBEN RAFAEL GRANADOS SANCHEZ

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

APROBAR

Acto continuo, la presidenta del jurado comunicó al interesado el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

RUBEN RAFAEL GRANADOS SANCHEZ
ALUMNO

REVISÓ

MTRA. ROSALIA SERRANO DE LA PAZ
DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBI

DR. JESUS ALBERTO OCHOA TAPIA

PRESIDENTA

DRA. PATRICIA RAMIREZ ROMERO

VOCAL

DR. MARIO ALEJANDRO MUÑOZ NAJERA

SECRETARIA

DRA. GUADALUPE BARRERA ESCORCIA

El presente documento cuenta con la firma –autógrafa, escaneada o digital, según corresponda- del funcionario universitario competente, que certifica que las firmas que aparecen en esta acta – Temporal, digital o dictamen- son auténticas y las mismas que usan los c.c. profesores mencionados en ella