



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE
MORELOS
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS



MAESTRÍA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES ZOOPLANCTONICAS COMO
INDICADOR ALTERNATIVO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO CHALMA

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN MANEJO
DE
RECURSOS NATURALES

P R E S E N T A

BIOL. LIZBETH AMAYRANI DELGADO SÁNCHEZ

DIRECTORA DRA. PATRICIA TRUJILLO JIMÉNEZ
CODIRECTOR M. en C. ROBERTO TREJO ALBARRÁN

CUERNAVACA, MORELOS

DICIEMBRE 2022



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE
MORELOS
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS



MAESTRÍA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

**ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES ZOOPLANCTONICAS COMO
INDICADOR ALTERNATIVO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO CHALMA**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN MANEJO
DE
RECURSOS NATURALES**

P R E S E N T A

BIOL. LIZBETH AMAYRANI DELGADO SÁNCHEZ

**DIRECTORA DRA. PATRICIA TRUJILLO JIMÉNEZ
CODIRECTOR M. en C. ROBERTO TREJO ALBARRÁN**

CUERNAVACA, MORELOS

DICIEMBRE 2022

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para llevar a cabo este proyecto.

A la Universidad Autónoma de Morelos por permitirme formarme en ella como profesional.

Al Centro de Investigaciones Biológicas por la oportunidad brindada para realizar mis estudios de posgrado.

Al Laboratorio de Hidrobiología por el espacio proporcionado para poder desempeñar este trabajo.

A mi directora Dra. Patricia Trujillo Jiménez por su gran apoyo brindado en el desarrollo total de este proyecto, por compartirme un poco de su amplio conocimiento y experiencia, por la disponibilidad, dedicación, paciencia y su valioso tiempo invertido para lograr culminarlo.

A mi codirector M. en C. Roberto Trejo, por motivarme a cumplir nuevas metas, por todo su apoyo y por compartirme un poco de su amplio conocimiento.

Al comité de evaluación, Dr. Rubén Castro Franco, M. en C. Judith García Rodríguez, M. en C. Migdalia Diaz Vargas y Dra. María Guadalupe Bustos Zagal, por su apoyo, revisión, comentarios, sugerencias y aportaciones al manuscrito.

A mis compañeras de campo y laboratorio M. en MRN Kenia Kiryataim Bonilla Román y M. en MRN Keila Cristina Ramírez Santillán, por su colaboración, enseñanzas y apoyo brindado en el desarrollo de este proyecto.

DEDICATORIA

A mi amada hija Sofía Nikol, para ti y por ti.

A mi familia, especialmente a mis padres por todo lo que me han brindado y por impulsarme a seguir adelante siempre.

A mi compañero de vida por todo su amor, apoyo y motivación.

“Un río no solo transporta agua, transporta vida”

Amit Kalantri

ÍNDICE

	Páginas
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
2. ANTECEDENTES	7
3. OBJETIVOS	
3.1. Objetivo general	13
3.2. Objetivos particulares	13
4. MATERIAL Y MÉTODOS	
4.1. Área de estudio	14
4.2. Metodología	
4.2.1. Trabajo de campo	
4.2.1.1. Obtención de las muestras de agua	18
4.2.1.2. Análisis de la calidad del hábitat	18
4.2.1.3. Recolecta de material biológico	19
4.2.2. Trabajo de laboratorio	
4.2.2.1. Análisis de parámetros físicos y químicos del agua	19
4.2.2.2. Análisis microbiológico del agua	20
4.2.2.3. Identificación de las especies del zooplancton	20
4.3. Trabajo de escritorio	
4.3.1. Cálculo del índice de calidad del agua (ICA) de Dinius (1987)	21
4.3.2. Cálculo del índice del estado trófico de Carlson	23
4.3.3. Cálculo de índices ecológicos	
4.3.3.1. Índice de diversidad de Shannon-Wiener	24
4.3.3.2. Índice de similitud de Sørensen cuantitativo	24
4.3.3.3. Diagrama de Olmstead-Tukey	25
4.3.4. Índice sapróbico	25
4.3.5. Análisis estadístico	26
5. RESULTADOS	
5.1. Parámetros físicos, químicos y microbiológicos del agua	
5.1.1. Parámetros físicos del agua	27
5.1.2. Parámetros químicos del agua	28
5.1.3. Parámetros microbiológicos del agua	29
5.1.4. Correlación entre parámetros físicos, químicos y microbiológicos del agua	30

5.1.5. Análisis de componentes principales de las variables físicas, químicas y microbiológicas	31
5.2. Índice de calidad del agua de Dinius	32
5.3. Análisis de la calidad del hábitat	34
5.4. Índice del estado trófico de Carlson	35
5.5. Identificación de las especies del zooplancton	36
5.5.1. Riqueza y densidad espacial de las especies del zooplancton	38
5.5.2. Riqueza y densidad temporal de las especies del zooplancton	39
5.6. Índice de diversidad de Shannon-Wiener	41
5.7. Índice de similitud de Sørensen cuantitativo	42
5.8. Diagrama de Olmstead-Tukey	43
5.9. Índice sapróbico	44
5.10. Análisis de correspondencias canónicas de las variables físicas, químicas, microbiológicas y biológicas	44
6. DISCUSIÓN	
6.1. Índice de calidad del agua	46
6.2. Análisis de la calidad del hábitat	47
6.3. Índice del estado trófico de Carlson	49
6.4. Comunidad zooplanctónica	50
6.5. Índice sapróbico	56
7. CONCLUSIONES	59
8. RECOMENDACIONES	60
9. LITERATURA CITADA	61

ÍNDICE DE TABLAS

		Páginas
Tabla 1.	Valores de los parámetros de la caracterización del hábitat de los sitios de muestreo	19
Tabla 2.	Escala para estimar la calidad del agua (ICA) utilizados en el índice de Dinius	22
Tabla 3.	Usos aconsejables en función de los valores del ICA (Dinius, 1987)	22
Tabla 4.	Escala de estadios tróficos de acuerdo con el índice de Carlson	23
Tabla 5.	Escala de valores sapróbicos	26
Tabla 6.	Parámetros físicos, químicos y microbiológicos: promedio, mensual y sitios	30
Tabla 7.	Correlación entre variables fisicoquímicas y microbiológicas evaluadas	31
Tabla 8.	Clasificación taxonómica del zooplancton presente en el río Chalma	37
Tabla 9.	Riqueza y densidad (ind/L) de las especies del zooplancton por sitios de estudio	39
Tabla 10.	Riqueza y densidad (ind/L) de las especies del zooplancton por meses	41
Tabla 11.	Índice de similitud de Sørensen espacial y temporal	42

ÍNDICE DE FIGURAS

		Páginas
Figura 1.	Localización geográfica del río Chalma, México, dentro de la cuenca del río Balsas	14
Figura 2.	Sitios de estudio a lo largo del río Chalma	17
Figura 3.	Diagrama del análisis de componentes principales (ACP) de las variables físicas, químicas y microbiológicas. OD (Oxígeno disuelto), DBO ₅ (Demanda Bioquímica de Oxígeno), TSS (Total de sólidos suspendidos), °C (Temperatura del agua), Pt (Fósforo total), NO ₂ (Nitritos), NH ₃ (Nitrógeno amoniacal), Col Totales (Coliformes totales) y Col Fecales (Coliformes fecales).	32
Figura 4.	Índice de calidad del agua de Dinius, a) Valores promedio del ICA por sitios, b) Valor promedio del ICA por meses, c) Valores del ICA por sitios y meses.	33
Figura 5.	Calidad del hábitat de acuerdo con la escala propuesta por Barbour et al. (1999), a) Valores promedio de la calidad del hábitat por sitios, b) Valor promedio de la calidad del hábitat por meses, c) Valores de la calidad del hábitat por sitios y meses.	35
Figura 6.	Índice del Estado Trófico de Carlson, a) Valores promedio del IET por sitios, b) Valor promedio del IET por meses, c) Valores del IET por sitios y meses.	36
Figura 7.	Riqueza y densidad de zooplancton	37
Figura 8.	Índice de Shannon-Wiener por sitios y meses	42
Figura 9.	Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad zooplanctónica. 1 (<i>Rotaria</i> sp), 2 (<i>B. calyciflorus</i>), 3 (<i>B. quadridentatus</i>), 4 (<i>B. patulus</i>), 5 (<i>P. quadricornis</i>), 6 (<i>L. decipiens</i>), 7 (<i>L. leontina</i>), 8 (<i>L. patella</i>), 9 (<i>E. dilatata</i>), 10 (<i>T. tetractis</i>), 11 (<i>T. patina</i>), 12 (Calanoida), 13 (Harpacticoida), 14 (<i>Mesocyclops1</i> sp), 15 (<i>Mesocyclops2</i> sp), 16 (<i>Nauplios</i>), 17 (<i>Chydorus</i> sp), 18 (<i>Macrothrix</i> sp), 19 (<i>Simocephalus</i> sp), 20 (Metacopina).	43
Figura 10.	Índice sapróbico a) Valores por sitios, b) Valor por meses	44

Figura 11. Diagrama de análisis de correspondencias canónicas (ACC) de las variables físicas, químicas, microbiológicas y biológicas. Rotar (*Rotaria* sp), Bcaly (*B. calyciflorus*), B. quad (*B. quadridentatus*), Bpatu (*B. patulus*), Pquad (*P. quadricornis*), Ldeci (*L. decipiens*), Lleon (*L. leontina*), Lpate (*L. patella*), Edila (*E. dilatata*), Ttetr (*T. tetractis*), Tpati (*T. patina*), Calan (Calanoida), Harpa (Harpacticoida), Meso1 (*Mesocyclops1* sp), Meso2 (*Mesocyclops2* sp), Naupl (Nauplios), Chydorus (*Chydorus* sp), Macro (*Macrothrix* sp), Simoc (*Simocephalus* sp), Metac (Metacopina). ICA (Índice de Calidad del Agua), IET (Índice del Estado Trófico), ICH (Índice de Calidad del Hábitat), OD (Oxígeno disuelto), DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxígeno), Cl (Cloruros), μ S (Conductividad), TSS (Total de sólidos suspendidos), °C (Temperatura del agua), Pt (Fósforo total), Chla (Clorofila 'a'), PO₄³⁻ (Ortofosfatos), NO₂- (Nitritos), NH₃ (Nitrógeno amoniacal), Coltot (Coliformes totales) y Colfec (Coliformes fecales).

RESUMEN

Los ríos son ecosistemas dinámicos, complejos, integradores, esenciales para el correcto funcionamiento del planeta; en este trabajo se hace una evaluación del estado de salud del río Chalma, con un enfoque ambiental y biológico. A lo largo del río se seleccionaron siete sitios de estudio para tomar muestras durante cinco visitas: estiaje frío (febrero), estiaje cálido (abril), temporada de lluvias (junio y agosto) y después de lluvias (octubre). En cada sitio se estimaron parámetros físicos, químicos, microbiológicos y biológicos. Con base en el índice de calidad del agua (ICA) se obtuvieron valores de aguas regulares y buenas. Todos los sitios de estudio acordes con el uso agrícola demandan purificación menor para cultivos que requieren de agua de alta calidad; para el uso de pesca y vida acuática se encuentra en los límites para peces muy sensibles y para uso recreativo se puede realizar cualquier tipo de deporte acuático. El índice de la calidad del hábitat tuvo valores correspondientes a sitios marginales y sitios subóptimos de acuerdo con el estrés ambiental. El índice del estado trófico permitió catalogar al río como oligotrófico debido a que no tiene afectación por la contaminación de grandes ciudades e industrias como ocurre en otros cuerpos de agua; convergente con el índice sapróbico, donde los valores obtenidos lo ubican en la categoría de β -mesosapróbica, lo que corresponde a aguas medianamente contaminadas. Se registraron dos filos, cinco clases, ocho órdenes, 12 familias, 13 géneros y 16 especies de zooplancton; del total 11 son rotíferos (58%), 2 especies y 2 órdenes son copépodos (21%), 3 cladóceros (16%) y 1 orden de ostrácodos (5%). La densidad total del zooplancton fue de 155 ind/L, de los cuales, los rotíferos obtuvieron la densidad más alta con 89 ind/L (57%), seguida por los copépodos con 38 ind/L (25%), los ostrácodos 26 ind/L (17%) y los cladóceros 3 ind/L (2%); con una diversidad de Shannon-Wiener de 2 bits/ind lo cual es un valor normal y de acuerdo con la escala de contaminación se considera como medianamente contaminado. Con base en todos los análisis realizados en este estudio, el río Chalma es un ecosistema acuático moderadamente contaminado.

ABSTRACT

Rivers are dynamic, complex, integrating ecosystems, essential for the correct functioning of the planet; in this work we evaluate the state of health of the Chalma River, with an environmental and biological approach. Seven study sites were selected along the river to take samples during five visits: cold low water (February), warm low water (April), rainy season (June and August) and after the rains (October). Physical, chemical, microbiological and biological parameters were estimated at each site. Based on the water quality index (WQI), regular and good water values were obtained. All of the sites, in accordance with agricultural use, require minor purification for crops that require high quality water; for fishing and aquatic life use, the water is within the limits for very sensitive fish; and for recreational use, any type of water sport can be carried out. The index of habitat quality had values corresponding to marginal sites and suboptimal sites according to environmental stress. The trophic state index allowed cataloging the river as oligotrophic because it is not affected by pollution from large cities and industries as occurs in other bodies of water; converging with the saprobic index, where the values obtained place it in the β -mesosaprobic category, which corresponds to moderately polluted waters. Two phyla, five classes, eight orders, 12 families, 13 genera and 16 species of zooplankton were recorded; of the total 11 are rotifers (58%), 2 species and 2 orders are copepods (21%), 3 cladocerans (16%) and 1 order of ostracods (5%). The total density of zooplankton was 155 ind/L, of which rotifers obtained the highest density with 89 ind/L (57%), followed by copepods with 38 ind/L (25%), ostracods 26 ind/L (17%) and cladocerans 3 ind/L (2%); with a Shannon-Wiener diversity of 2 bits/ind which is a normal value and according to the contamination scale is considered as moderately contaminated. Based on all the analyses carried out in this study, the Chalma river is a moderately contaminated aquatic ecosystem.

1. INTRODUCCIÓN

El agua cubre más del 70 % de la superficie del planeta; se encuentra en océanos, lagos, ríos; en el aire, en el suelo; posee propiedades únicas que la hacen esencial para la existencia de la vida (Fernández, 2012). Sin embargo, las aguas continentales del mundo constituyen un recurso escaso, amenazado y en peligro. El deterioro de la calidad del agua es un problema que va en aumento, y se espera que hacia el 2025 el 80% de la población terrestre viva bajo condiciones de alta escasez de los recursos hídricos (Toledo, 2002).

Los ríos son ecosistemas dinámicos, complejos e integradores, con múltiples conexiones con otros ecosistemas: longitudinales (conexión río arriba - río abajo), laterales (conexión con la cuenca hidrográfica y vegetación de la ribera) y verticales (conexión con las aguas subterráneas y la precipitación). Las conexiones longitudinales y laterales reflejan uno de los principales procesos ecosistémicos de los ríos, que es el transporte y procesamiento de materiales en suspensión, químicos y otros nutrientes que mantienen los ciclos biogeoquímicos del planeta (Encalada, 2010). También son cursos naturales de agua esenciales para el funcionamiento del planeta y para cubrir las necesidades hídricas de uso doméstico de las poblaciones humanas y sus actividades productivas.

Los servicios ecosistémicos que brindan los ríos a nivel global son fundamentales ya que conectan los ecosistemas terrestres y marinos. A través de sus cauces transportan y regulan los niveles globales de nutrientes, sedimentos y sales a lo largo de extensos gradientes longitudinales desde sus cabeceras hasta las desembocaduras oceánicas (Acosta et al., 2014). Llevan un flujo unidireccional horizontal y continuo de una carga significativa de materia en fases disueltas y en partículas de fuentes naturales y antropogénicas, moviéndose río abajo sujeto a intensas transformaciones químicas y biológicas (Al-Abbawy, 2012). Así mismo, los ríos son unidades vitales en el funcionamiento de las cuencas que, debido al transporte y a la circulación cíclica del agua, permiten la existencia de los seres vivos. Poseen valor ecológico y ambiental dado su influencia sobre otros ecosistemas y los beneficios que proporcionan al hombre, tanto para consumo, así como para el uso en los ámbitos agrícola e industrial (Mendoza-Cariño et al., 2014).

El impacto de las actividades humanas en los ecosistemas acuáticos ha provocado deterioro continuo de la calidad del agua; afectando los procesos de los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos y la biodiversidad, causando impactos económicos y sociales, (Tundisi y Tundisi, 2008). De acuerdo con Mendoza-Cariño et al. (2014), las actividades humanas tienen impactos negativos directos e indirectos sobre los ecosistemas ribereños; los impactos directos se relacionan con la extracción desmedida del caudal, su desviación, represamiento o agotamiento, con la inadecuada operación de obras hidráulicas y con la contaminación a causa de la descarga de aguas residuales municipales e industriales que modifican el volumen, la calidad y la estacionalidad de dichos sistemas. Mientras que los impactos indirectos, se caracterizan por el inadecuado manejo territorial de las cuencas, como la deforestación, fragmentación de ecosistemas a causa de cambios no planificados en el uso de la tierra, crecimiento urbano y desarrollo de infraestructura como carreteras, lo que pone en riesgo su integridad ecológica.

Acosta et al. (2014), mencionan los beneficios del uso de herramientas integradoras a nivel ecosistémico como medida de la integridad ecológica de los ríos, las cuales han sido respaldadas en diversos programas de monitoreo a nivel global y forman parte de la legislación de muchos países del mundo. Por lo que se puede obtener información mediante las diferentes herramientas desarrolladas para clasificar la calidad del agua; como los métodos físicos y químicos, estos análisis suelen ser más rápidos y pueden ser monitoreados con mayor frecuencia, sin embargo, no aportan información de su influencia en la vida acuática (Iliopoulou-Georgudaki et al., 2003), mientras que los elementos bióticos reflejan el estado ecológico de un sitio desde el pasado reciente hasta el momento del muestreo (Trujillo-Jiménez et al., 2011), el cual se fundamenta en la capacidad natural que tienen las comunidades biológicas de responder a los efectos de impactos humanos ya sean eventuales o permanentes, pero no señalan nada acerca del contaminante o los contaminantes responsables (Samboni et al., 2007). Por lo tanto, es posible usar algunas características estructurales y funcionales de las comunidades biológicas que habitan los ríos para evaluar su estado ecológico (Acosta et al., 2014).

Con base en lo anterior, lo ideal es que la calidad del agua sea evaluada utilizando parámetros físicos, químicos y biológicos a fin de proporcionar un espectro completo de información para la gestión adecuada del agua (Iliopoulou-Georgudaki et al., 2003).

Los primeros intentos para evaluar la calidad del agua a través de indicadores biológicos fueron desarrollados por Kolkwitz y Marsson (1908), por medio del primer sistema sapróbico, que hace un reconocimiento de organismos indicadores para áreas específicas que estaban contaminadas orgánicamente; posteriormente surgió el índice sapróbico (SI), que es un sistema de organismos acuáticos (bacterias, plantas y animales) que por su presencia indican diferentes niveles de calidad del agua y fue introducido por Pantle y Buck (1955) quienes desarrollaron la idea de la saprobidad en los ríos como una medida del grado de contaminación por materia orgánica introduciendo numerosas variaciones.

Los índices de calidad del agua (ICA) son herramientas de diagnóstico rápido que garantizan una evaluación integral del recurso (Lozada et al., 2010). A nivel mundial se han desarrollado diferentes ICAs para identificar cambios en la calidad del agua, y ayudar en decisiones gubernamentales (Ott, 1978; Canter, 1998). Destaca el de la Fundación Nacional de Saneamiento (ICA– NSF por sus siglas en inglés), desarrollado por Brown et al. (1970) para ríos de Estados Unidos, el cual es ampliamente empleado y validado o adaptado en diferentes estudios internacionales. Dinius (1987) desarrolló un ICA similar teniendo como valor agregado el planteamiento de rangos de clasificación basados en usos específicos, entre los que se destaca el del consumo humano, este ICA emplea doce parámetros que entran en su formulación (Lozada et al., 2010). La evaluación de la calidad del agua resulta bastante importante y es una estrategia básica en el desarrollo de los fundamentos para el manejo de los recursos hídricos (Hakanson et al., 2000).

La calidad de las aguas superficiales frecuentemente se ve afectada por la eutrofización, este fenómeno que se define como un proceso de deterioro de la calidad del recurso, se origina por el enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, condicionando la utilización de los mismos y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional (Ledesma et al., 2013), conduciendo generalmente a modificaciones sintomáticas

tales como aumento de la producción de algas, plantas acuáticas, degradación de la pesca y deterioro de la calidad del agua, así como de todos sus usos en general (OCDE, 1982). Con base en lo anterior, se implementaron índices de nivel trófico que clasifican los ecosistemas acuáticos según su productividad y regímenes de nutrientes y, por lo tanto, evalúan los cambios de calidad del agua basados únicamente en las respuestas del estado trófico a varios factores de forzamiento, como la carga de nutrientes, por lo que este índice en muchos casos sirve como herramienta de monitoreo (Parparov et al., 2010).

También están los índices basados en organismos acuáticos que han sido utilizados ampliamente como indicadores biológicos (Margalef, 1955; Saksena, 1987), como el plancton en donde se distinguen tradicionalmente dos grandes grupos: el fitoplancton y el zooplancton. El zooplancton es útil para realizar la caracterización ambiental de sistemas acuáticos utilizadas como especies indicadoras para determinar cambios en el estado trófico (Fuller et al., 1977; Sprules, 1977; Mäemets, 1983; Radwan y Popiolek, 1989; Ejsmont-Karabin, 1995; Duggan et al., 2002; Caroni e Irvine, 2010); su manipulación y estudio es relativamente fácil por las características biológicas y ecológicas que posee y pueden ser usados como indicadores de primera advertencia de la alteración ambiental antes de que sea irreversible; ya que su presencia o ausencia refleja las características del ambiente (Elías-Gutiérrez, 2017). Una simple lista de especies proporciona gran cantidad de información del área bajo investigación (Margalef, 1983), además su importancia es fundamental, pues constituyen la base de todo lo que vive en el agua al estar al inicio de la cadena alimenticia.

2. ANTECEDENTES

Con respecto en la evaluación de la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos con el índice del estado trófico del agua (IET) está el estudio realizado por Fraile et al. (1995), quienes evaluaron el estado trófico de los embalses de Cernadilla y Valparaíso, ubicados en el río Tera, afluente de la cuenca del Duero (Zamora, España); utilizados para producir energía eléctrica y para riego. Con base en la clasificación trófica de límites fijos propuesta por la OCDE (1982) los embalses de Cernadilla y Valparaíso se clasifican como mesotróficos, siendo Valparaíso el que más se acerca a la oligotrofia, y los valores obtenidos mediante el índice del estado trófico de Carlson que son inferiores a 50, los clasifica como mesotróficos.

Al-Abbawy (2012) realizó la evaluación de las tendencias espaciales y estacionales de nutrientes en el río Shatt Al-Arab, el más importante en la región sur de Iraq. Se tomaron muestras de diez sitios, los cuales fueron seleccionados de acuerdo con la carga de contaminación puntual y no puntual; los resultados del estado trófico mediante el índice de Carlson lo clasifican como mesotrófico.

En cuanto a los estudios en donde se emplea el índice de calidad del agua, se encuentra el realizado por Stambuk-Giljanović (2003) quien evaluó la calidad del agua del río Matica ubicado en Vrgorska en el sur de Croacia, con un el índice general de calidad del agua (σ_{S95}), el cual emplea nueve parámetros físicos, químicos y microbiológicos. De acuerdo a este índice, el agua se puede clasificar en cuatro categorías: La primera categoría, incluye las aguas subterráneas y superficiales utilizadas para beber o en la industria alimentaria; la segunda categoría incluye el agua utilizada en su estado natural para natación y recreación; la tercera categoría incluye el agua utilizada en la industria sin solicitudes específicas sobre la calidad del agua y en la agricultura que van de 50 a 70 puntajes; la cuarta categoría incluye el agua utilizada solo después de haber sido tratada en áreas con escasez de agua. De acuerdo con los resultados obtenidos por las investigaciones, el agua del río Matica y el manantial Prud entran en la segunda categoría, mientras que el agua del lago Modro Oko pertenece a la primera categoría.

Sedeño-Díaz y López-López (2007), evaluaron las variaciones espaciales y temporales en la calidad del agua del río Lerma (México) durante los últimos 25 años mediante el índice ponderado multiplicativo propuesto por Dinius (1987), los puntajes del ICA que van desde 26.53 a 67.44 indican que el agua de río Lerma no es apta para beber, no es apropiada para la protección y conservación de la vida acuática, requiere tratamiento para la mayoría de los usos industriales y de cultivos, y no es adecuada para peces sensibles. Se encuentra entre los cursos de agua más degradados de México.

Álvarez et al. (2008), realizaron un estudio de la calidad del agua superficial en la cuenca hidrológica en el río Amajac en el estado de Hidalgo, contemplando cinco ríos. Identificaron los problemas asociados con contaminantes específicos y se determinaron las principales características físicas, químicas y microbiológicas de las aguas. Todos los valores obtenidos en la cuenca del río Amajac, sobrepasan los valores límites establecidos en la Norma Oficial Mexicana, (100 mg L⁻¹), NOM-001-SEMARNAT-1996, lo cual indica contaminación del agua de diferentes formas. De los cinco ríos seleccionados, el río en Tulancingo es el que presenta aguas fuertemente contaminadas.

Lozada et al. (2010) realizaron un análisis comparativo de la aplicación de los índices ICA-NSF, ICA Dinius, ICAUCA y UWQI en cinco puntos del río Cauca, ubicado en Colombia; este río es utilizado como fuente de abastecimiento para consumo humano previo tratamiento. El ICA Dinius indica que en todos los sitios el agua del río requiere tratamiento para consumo humano y a medida que el río va siendo más impactado por los diversos vertimientos que recibe, el índice va disminuyendo, lo que influye en la complejidad y mayores costos de tratamiento. En general, los ICA evaluados reflejan el deterioro creciente en la calidad del agua del río.

Así mismo existen estudios que solamente emplearon organismos biológicos como el fitoplancton como indicadores ecológicos de la calidad del agua como el reportado por Segura-García et al. (2012) quienes realizaron un trabajo taxonómico y ecológico con diatomeas epilíticas como indicadores de la calidad del agua en la cuenca alta del río Lerma, México; el cual

es el primer estudio con una orientación ambiental que se realiza sobre diatomeas de este río, y la información generada permite proponer un índice diatomológico para el río Lerma (IDL), que posibilite emprender programas de monitoreo de la calidad del agua.

Lobo et al. (2016), reportan a las diatomeas epilíticas de los ecosistemas de Brasil, que se utilizan ampliamente como indicadores eficientes para evaluar la calidad del agua, considerando que responden rápidamente a los cambios ambientales. Además, son uno de los grupos clave de organismos recomendados por la Directiva Marco del Agua introducida en la Unión Europea en 2000 para la identificación de gradientes de calidad ecológica en ríos.

También existen trabajos más completos para evaluar la calidad del agua empleando índices de calidad del agua, índices del estado trófico y organismos de diferentes grupos vegetales y animales como el de Frutos (1998) donde comparó la abundancia y diversidad de zooplancton de los ríos Salado y Negro (Argentina) en relación con las fluctuaciones del nivel del agua. La abundancia de zooplancton se correlacionó positivamente con los factores abióticos y bióticos (temperatura, conductividad del agua, transparencia, total de sólidos suspendidos y fitoplancton). El grupo dominante en los dos ríos estudiados fueron los rotíferos.

García (2003) efectuó una caracterización del estado físico químico, biológico y geomorfológico en la Subcuenca del río Tascalapa, Yoro Honduras; las muestras fueron colectadas en doce sitios, las cuales estaban agrupadas en dos tratamientos: cuatro sitios con bosque y nueve sitios con cultivos; evaluó la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua, registró los parámetros fisicoquímicos para determinar el ICA y aplicó el índice de diversidad de Shannon para macroinvertebrados. Los resultados mostraron que el uso de cultivos y asentamiento humano tienen un impacto negativo en algunos parámetros fisicoquímicos, biológicos y geomorfológicos.

García-Cabrera (2007), realizó un trabajo sobre el río Santiago en el estado de Nayarit; antes, durante y después de la construcción de la presa hidroeléctrica Aguamilpa, con el objeto de detectar los impactos generados sobre la comunidad planctónica, aplicando índices de calidad del agua (ICA), índice secuencial de comparación (ISC), índice de diversidad de Shannon-

Weiner y para la población fitoplanctónica, el índice de saprobiedad (S). De acuerdo con los resultados, para el ICA hay una calidad del agua media; para el índice Shannon-Weiner hay poca diversidad, y el índice de saprobiedad indica que existió una contaminación de tipo orgánica.

Trujillo-Jiménez et al. (2011), evaluaron la condición ambiental a lo largo del río Champotón, Campeche, en el cual emplearon el índice de calidad del agua (ICA); e indicadores de daño temprano con diferentes biomarcadores, e índices somáticos en el pez *Astyanax aeneus*; registrando que a pesar de que los valores del ICA sugieren que el agua del río no está altamente contaminada, se detectó un aumento en los biomarcadores de alerta temprana después de las inundaciones inducidas por huracanes. Los marcadores de daño oxidativo (Lipoperoxidación), procesos de energía (Lactato deshidrogenasa), desintoxicación (Etoxisresorufina-O-deetilasa) y actividad antioxidante (Glutación S-transferasas) sugirieron que dos períodos de estrés afectaron el estado de salud de *A. aeneus* de diferentes maneras. El conjunto de biomarcadores constituyó una herramienta sensible y efectiva para identificar períodos de condiciones ambientales adversas para la salud de los peces.

Lobo et al. (2015) desarrollaron el Índice de Calidad del Agua Trófica (ICAT) para sistemas lóticos brasileños de clima templado subtropical, basados en una revisión de los valores indicativos de las especies de diatomeas obtenidas mediante técnicas de análisis multivariado y considerando el gradiente ambiental definido por una serie de variables físicas, químicas y microbiológicas.

Nandini et al. (2019) realizaron un trabajo en el río Amacuzac y el lago Tequesquitengo, en el cual evaluaron algunas variables fisicoquímicas del agua, bacterias coliformes y niveles biológicos de demanda de oxígeno. También cuantificaron el fitoplancton y zooplancton y determinaron el índice saprobico, encontrando que los sitios de estudio son mesotróficos con altas densidades de diatomeas y cianobacterias. La constancia de los taxones planctónicos fue alta en el lago, pero baja en el río. Respecto al zooplancton, los organismos dominantes fueron los rotíferos. El índice saprobiano mostró que el sistema es β -mesosaprobiano.

Bonilla (2020) evaluó el efecto del cambio del uso del suelo en la ictiofauna del río Amacuzac, así como el impacto que tiene el uso de suelo sobre la calidad del agua y del hábitat donde se utilizó el ICA de Dinius y el Índice de la Calidad del Hábitat (ICH). Registro 30 tipos de cobertura vegetal entre los cuales el uso agrícola y vegetación secundaria fueron los más predominantes, un ICA con un intervalo de 58.40 a 80.44 indicando una calidad de agua regular, el ICH mostró valores de 0.45 a 0.85 obteniendo sitios subóptimos y marginales, y la comunidad íctica se vio compuesta por 20 especies (70% corresponden a especies introducidas, 10% endémicas y 20% nativas).

Martínez (2021) evaluó el estado de salud del río Amacuzac mediante la aplicación de bioindicadores e índices biológicos y ecológicos donde obtuvo mediante el ICA de Dinius una calidad del agua regular (62.2 a 74.8), el estado trófico del índice de Carlson evidenció un ecosistema oligotrófico (6.81 a 16.01), el índice de calidad de hábitat mostro sitios óptimos y marginales (0.45 a 0.85), mientras que el índice sapróbico lo ubica en la categoría β -mesosapróbica lo que corresponde a aguas medianamente contaminadas y respecto al zooplancton se registraron 38 especies. Con base en todos los análisis realizados en este estudio, el río Amacuzac es un ecosistema moderadamente contaminado.

Para el río Chalma los estudios son muy escasos registrándose el realizado por Rodríguez-Romero et al. (2014), quienes evaluaron la toxicidad de las aguas del ecosistema a través de un bioensayo con *Lactuca sativa*, para lo cual eligieron seis sitios a lo largo del cauce. Con base en los resultados, se diferenciaron tres zonas: 1) los tres primeros sitios río arriba presentaron valores positivos y bajos en toxicidad, 2) la parte media representada por el cuarto sitio es clasificado en la categoría de toxicidad moderada y 3) la parte baja del río, es considerada zona con toxicidad de moderada a baja. Esta parte del río estuvo además asociada con la acumulación de compuestos lixiviados durante la época de lluvias. Finalmente, los índices obtenidos mostraron que la sensibilidad del bioensayo de germinación de las semillas de *L. sativa* generó respuestas biológicas integradoras.

Ruíz-Picos et al. (2016) analizaron las relaciones que guardan las características fisicoquímicas del agua y los ensambles de invertebrados acuáticos (IA) con los distintos usos del suelo (US) adyacentes al río Chalma. Se tomaron muestras de agua y de IA, durante cuatro temporadas, y se determinó el porcentaje de US correspondiente a su área de influencia. Se realizaron análisis de ordenación, similitud y de correlación de Pearson, con los parámetros fisicoquímicos, biológicos y el US. El río mostró características fisicoquímicas y biológicas homogéneas. Se detectaron algunos ensambles de familias de macroinvertebrados correlacionados con ecosistemas sanos, con ambientes altamente perturbados y los sitios impactados por actividades agrícolas se correlacionaron con abundancias moderadas y baja diversidad de IA.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Evaluar el estado de salud del río Chalma, con base a las dimensiones ambiental y biológica.

3.2. Objetivos particulares

Cuantificar los indicadores físicos, químicos y biológicos de calidad de agua y del hábitat del río Chalma.

Estimar el estado trófico del río con base en el índice de Carlson.

Analizar la diversidad del zooplancton presentes y su bioindicación.

Estimar el índice sapróbico utilizando la diversidad y abundancia de rotíferos.

Relacionar la variación de los índices de calidad del agua, índice del hábitat, estado trófico e índice sapróbico con la comunidad zooplanctónica.

4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. Área de estudio

El río Chalma forma parte de la cuenca del río Balsas, (Fig. 1). Inicia en el municipio de Ocuilán en el estado de México, a 3,500 m.s.n.m. Tiene una longitud aproximada de 70 km, y atraviesa el estado de México y el estado de Morelos. Su desembocadura en el río Amacuzac, se encuentra en Puente de Ixtla, Morelos a una altura de 898 m.s.n.m. Es un río caudaloso con varios afluentes, y tiene un clima templado con una precipitación anual de 600 mm (CONAGUA, 2016).

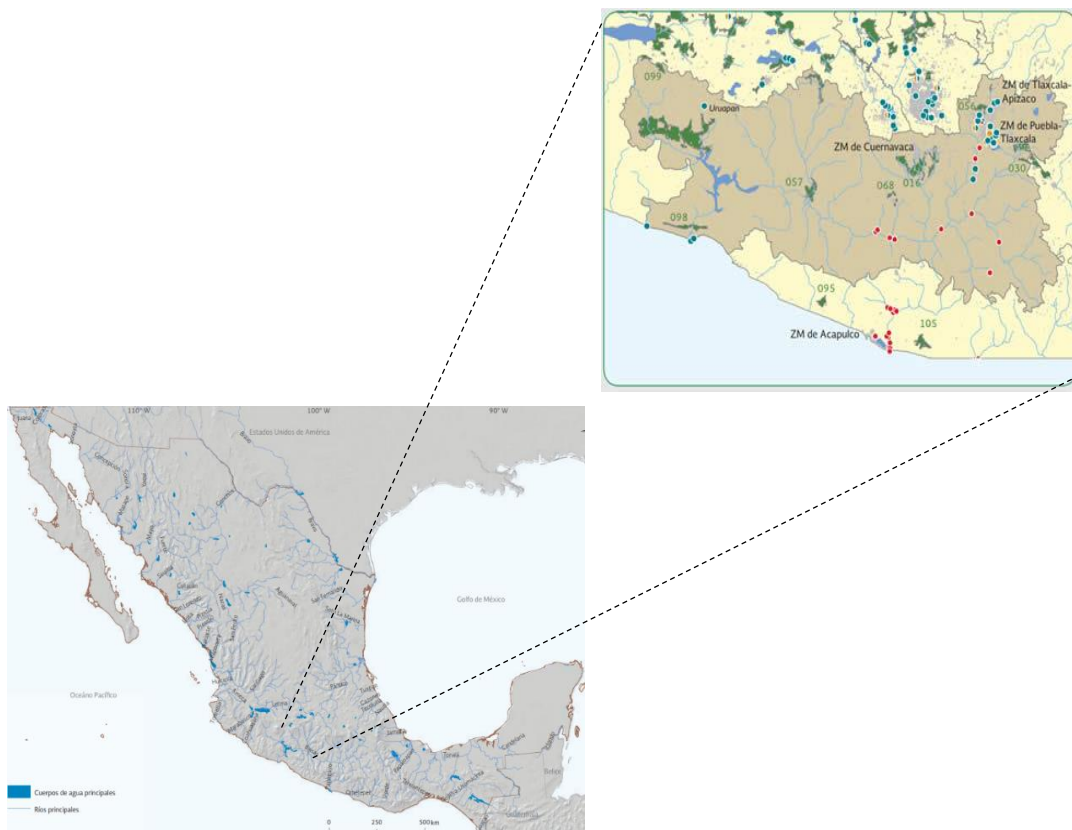


Figura 1. Localización geográfica del río Chalma, México, dentro de la cuenca del río Balsas. (CONAGUA, 2016).

Se seleccionaron siete sitios de estudio a lo largo del río, tres en la parte alta (La Loma, San Juan Chichicaxtle, Hidroeléctrica), dos en la parte media (El Platanar y Coatlán del Río) y dos en la parte baja del río (Tetecala y Hacienda de Cuautlita). Se llevaron a cabo cinco muestreos durante

el año 2021 divididos por temporada de estiaje frío (febrero), estiaje cálido (abril), temporada de lluvias (junio y agosto) y después de lluvias (octubre).

Sitio 1 (E1) La Loma pertenece al municipio de Malinalco, Estado de México, se encuentra ubicado entre las coordenadas 18° 54' 31.8" Latitud Norte; 99° 27' 26.4" Longitud Oeste, a 1,471 m.s.n.m., su uso de suelo corresponde a pastizal cultivado. El clima predominante es semicálido subhúmedo A(C) w1 (w) ig, con régimen de lluvias en verano y menor al 5% de precipitación invernal, isotermal con marcha de la temperatura tipo Ganges. La temperatura media anual de 20°C y precipitación anual de 742 mm. En las partes más altas el clima se modifica a templado subhúmedo Cb(w2)(w)(i')g, con régimen de lluvias de verano (García, 2004; Fig. 2).

Sitio 2 (E2) San Juan Chichicastle pertenece al municipio de Malinalco, Estado de México, se encuentra ubicado entre las coordenadas 18° 50' 43.1" Latitud Norte; 99° 27' 46.3" Longitud Oeste, a 958 m.s.n.m., con uso de pastizal cultivado. El clima predominante es semicálido subhúmedo A(C) w1 (w) ig, con régimen de lluvias en verano y menor al 5% de precipitación invernal, isotermal con marcha de la temperatura tipo Ganges. La temperatura media anual de 20°C y precipitación anual de 742 mm. En las partes más altas el clima se modifica a templado subhúmedo Cb(w2)(w)(i')g, con régimen de lluvias de verano (García, 2004; Fig. 2).

Sitio 3 (E3) Hidroeléctrica pertenece al municipio de Malinalco, Estado de México, se encuentra ubicado entre las coordenadas 18° 50' 40.7" Latitud Norte; 99° 27' 40.1" Longitud Oeste, a 960 m.s.n.m., con uso de pastizal cultivado. El clima predominante es semicálido subhúmedo A(C) w1 (w) ig, con régimen de lluvias en verano y menor al 5% de precipitación invernal, isotermal con marcha de la temperatura tipo Ganges. La temperatura media anual de 20°C y precipitación anual de 742 mm. En las partes más altas el clima se modifica a templado subhúmedo Cb(w2)(w)(i')g, con régimen de lluvias de verano (García, 2004; Fig. 2).

Sitio 4 (E4) El Platanar pertenece al municipio de Malinalco, Estado de México, se encuentra ubicado entre las coordenadas 18° 49' 39.0" Latitud Norte; 99° 27' 17.1" Longitud Oeste, a

1,216 m.s.n.m., con uso de riego eventual. El clima predominante es semicálido subhúmedo A(C) w1 (w) ig, con régimen de lluvias en verano y menor al 5% de precipitación invernal, isotermal con marcha de la temperatura tipo Ganges. La temperatura media anual de 20°C y precipitación anual de 742 mm. En las partes más altas el clima se modifica a templado subhúmedo Cb(w2)(w)(i')g, con régimen de lluvias de verano (García, 2004; Fig. 2).

Sitio 5 (E5) Coatlán del Río pertenece al municipio de Coatlán del Río, estado de Morelos, se ubica entre las coordenadas 18° 44' 31.4" Latitud Norte; 99° 26' 08.7" Longitud Oeste, a una altura de 1,010 m.s.n.m., con uso de riego suspendido e influencia de pastizal cultivado. El clima tipo cálido, subtipo subhúmedo con lluvias en verano y en invierno A (W) es el predominante. Los meses más calurosos son abril y mayo, mientras que los meses más fríos son diciembre y enero; la precipitación promedio es de 1,000 milímetros anuales, las temperaturas máximas que se presentan son de 34°C, la media de 24°C y la mínima de 14°C (García, 2004; Fig. 2).

Sitio 6 (E6) Tetecala pertenece al municipio de Tetecala de la Reforma, estado de Morelos. Se ubica entre las coordenadas 18° 43' 40.3" Latitud Norte; 99° 24' 15.4" Longitud Oeste, a una altura de 989 m.s.n.m., con uso de pastizal inducido. Registra una temperatura media anual de 24.6°C y una precipitación total anual de 754.6 mm, con un clima Aw" (w)(i'')g, cálido subhúmedo, con lluvias en verano, el más seco los subhúmedos, con presencia de canícula, porcentaje de lluvia invernal menor de cinco, poca oscilación térmica y marcha de temperatura tipo Ganges (García, 2004; Fig. 2).

Sitio 7 (E7) Hacienda de Cuautlita pertenece al municipio de Tetecala de la Reforma, estado de Morelos. Se ubica entre las coordenadas 18° 42' 4.1" Latitud Norte; 99° 22' 38.5" Longitud Oeste, a una altitud de 948 m.s.n.m., con uso de riego eventual. Registra una temperatura media anual de 24.6°C y una precipitación total anual de 754.6 mm, con un clima Aw"(w)(i'')g, cálido subhúmedo, con lluvias en verano, el más seco los subhúmedos, con presencia de canícula, porcentaje de lluvia invernal menor de cinco, poca oscilación térmica y marcha de temperatura tipo Ganges (García, 2004; Fig. 2).

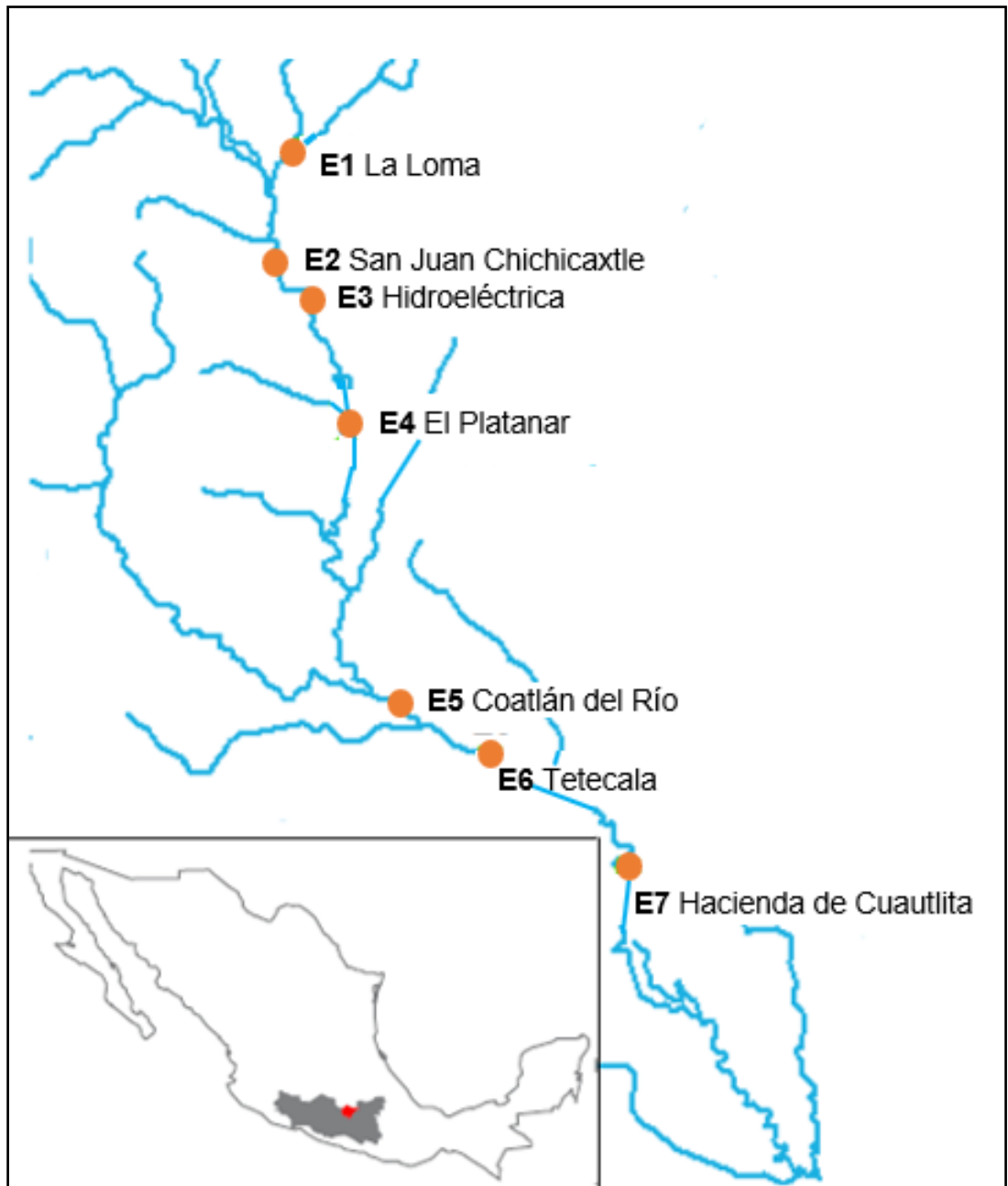


Figura 2. Sitios de estudio a lo largo del río Chalma. (Modificado de Ruíz-Picos et al., 2016)

4.2. Metodología

4.2.1. Trabajo de campo

4.2.1.1. Obtención de las muestras de agua

En cada sitio se obtuvieron registros (con una sonda multiparamétrica Quanta) de las siguientes variables: oxígeno disuelto (mg/L), conductividad (mS/cm³), pH, total de sólidos suspendidos totales (TSS mgL⁻¹), temperatura del agua y temperatura del aire (°C). La transparencia fue medida con un disco de Secchi. Adicionalmente se recolectaron muestras de agua por duplicado en recipientes de 500 mL para estimar parámetros físicos y químicos en laboratorio. Para estimar el contenido de coliformes totales y fecales, se obtuvo una muestra de agua en bolsas estériles WhirlPack de 100 mL y se determinaron con una prueba estándar de tubo múltiple y fueron reportados como número más probable (NMP 100 mL⁻¹; APHA, 2019). Todas las muestras de agua fueron conservadas en refrigeración y oscuridad hasta su traslado al laboratorio.

4.2.1.2. Análisis de la calidad del hábitat

Respecto a la calidad de hábitat en cada uno de los muestreos se utilizó para cada sitio los lineamientos descritos por Barbour et al. (1999); mediante una evaluación visual en campo y asignación de un valor de acuerdo con diez parámetros indicadores del hábitat establecidos (Tabla 1). Se sumaron los valores de todos los parámetros y se obtuvo una calificación que se dividió entre 200, para la evaluación se utilizaron los rangos del Departamento de Recursos Naturales de Vermont (VANR, 2004) que son: óptimo (0.85 – 1.0), subóptimo (0.65 – 0.84), marginal (0.35 – 0.64) y pobre (0 – 0.34).

Tabla 1. Valores de los parámetros de la caracterización del hábitat de los sitios de muestreo

	Óptimo	Subóptimo	Marginal	Pobre
1. Sustrato /cobertura disponible	20 – 16	15 - 11	10 - 6	5 – 0
2. Sustrato	20 – 16	15 - 11	10 - 6	5 – 0
3. Regímenes de velocidad y profundidad	20 – 16	15 - 11	10 – 6	5 – 0
4. Depósito de sedimento	20 - 16	15 - 11	10 - 6	5 – 0
5. Estado del canal	20 - 16	15 - 11	10 - 6	5 – 0
6. Alteración del canal	20 - 16	15 - 11	10 - 6	5 - 0
7. Sinuosidad del canal	20 - 16	15 - 11	10 - 6	5 - 0
8. Estabilidad del banco izquierdo	10 – 9	8 - 6	5 - 3	2 - 0
8. Estabilidad del banco derecho	10 – 9	8 - 6	5 - 3	2 - 0
9. Protección de la vegetación izquierdo	10 – 9	8 - 6	5 - 3	2 - 0
9. Protección de la vegetación derecho	10 – 9	8 - 6	5 - 3	2 - 0
10. Vegetación riparia izquierdo	10 - 9	8 - 6	5 - 3	2 - 0
10. Vegetación ripiara derecho	10 - 9	8 - 6	5 - 3	2 - 0
Total	(200 – 166)	(153 – 113)	(100 – 60)	(47 – 0)

4.2.1.3. Recolecta de material biológico

Las muestras del zooplancton se obtuvieron de cada sitio de estudio, mediante la filtración de 80 L de agua, usando una cubeta de 10 litros y una red de plancton con una abertura de poro de 60 μm . Los organismos obtenidos fueron preservados en frascos de vidrio de 100 mL con formaldehído al 10%, y adicionando detergente para reducir la tensión superficial como ha sido descrito por Schwöerbel (1975).

4.2.2. Trabajo de laboratorio

4.2.2.1. Análisis de parámetros físicos y químicos del agua

En el laboratorio se determinaron los siguientes parámetros físicos y químicos del agua: nitritos (NO_2 - mgL^{-1}), nitrógeno amoniacal (NH_3 mgL^{-1}), sulfatos (SO_4 mgL^{-1}), ortofosfatos (PO_4^{3-} mgL^{-1}), fósforo total (PT mgL^{-1}), color (U de Pt-Co) clorofila ‘a’ (mgL^{-1}) empleando un espectrofotómetro HACH® DLR2000. También se determinó la alcalinidad (CaCO_3 mgL^{-1}), dureza total (CaCO_3 mgL^{-1}), demanda bioquímica de oxígeno por cinco días (DBO_5 mgL^{-1}),

cloruros (Cl^- mgL^{-1}) y bióxido de carbono (CO_2 mgL^{-1}) mediante las técnicas de Boyd (1981); Contreras (1994); Arredondo (1998); Wetzel y Likens (2000); Rodier et al. (2010); APHA (2019).

4.2.2.2. Análisis microbiológico del agua

Las coliformes fecales y totales (número más probable NMP/100mL) fueron estimadas con la técnica de fermentación en tubos múltiples, en dos etapas: prueba presuntiva y prueba confirmativa. Esto consiste en la realización de medios de cultivos para ambas pruebas, inoculando en cada uno de los cinco tubos la muestra de agua, se realiza una serie de diluciones (10 mL, 1.0 mL y 0.1 mL). La técnica está basada en la probabilidad de la estimación de número de bacterias en una muestra o sea el número más probable (APHA, 2019).

4.2.2.3. Identificación de las especies del zooplancton

Para llevar a cabo la identificación de la Subclase Copépoda y Suborden Cladóceras se realizaron preparaciones temporales para distinguir estructuras que permitieron el reconocimiento de las especies de acuerdo con la técnica de Rose (1933). Para la identificación del Filo Rotífera, se extrajeron los ejemplares con ayuda de una pipeta Pasteur con bulbo previamente abierta bajo la técnica de calor y de un microscopio estereoscópico. La identificación se llevó a cabo examinando la estructura del *trophi*, utilizando la técnica de Sarma y Elías-Gutiérrez (1999), para lo cual se realizó la desintegración del organismo colocando este en un portaobjetos y añadiendo unas gotas de hipoclorito de sodio al 5%, una vez desintegrados los tejidos se procedió a la observación con ayuda de un microscopio óptico Olympus CX 31 de las partes mandibulares dependiendo de la especie y en otros casos características morfológicas distintivas.

La determinación taxonómica se realizó con claves taxonómicas (Balwin y Chandler, 1918; Edmonson y Winberg, 1971; Smirnov, 1971, 1974; Pennak, 1978; Elías-Gutiérrez et al., 1997, 1999; Elías-Gutiérrez y Valdéz-Moreno, 2008; Sarma y Elías-Gutiérrez, 1999; Thorp y Covich, 2001; Sarma y Nandini, 2017). Todos los organismos están depositados en la Colección

Acuática de Flora y Fauna del Centro de Investigaciones Biológicas UAEM (CAFF-CIB-UAEM).

La densidad del zooplancton fue evaluada colocando 1 mL de cada muestra ya homogenizada en una cámara Sedgwick-Rafter examinando el volumen total concentrado bajo un microscopio óptico Olympus CX 31 con el objetivo de 10x. Los resultados se obtuvieron mediante la siguiente fórmula (En comunicación personal Dr. Sarma Singaraju Sri):

$$n/VTF = \text{ind/L}$$

Donde:

n = Número de individuos contados

VTF = Volumen total filtrado

4.3. Trabajo de Escritorio

4.3.1. Cálculo del índice de calidad del agua (ICA) de Dinius (1987)

El índice de Dinius considera los siguientes parámetros porcentaje de saturación de oxígeno, conductividad, temperatura del agua y del aire, nitritos, color, alcalinidad, dureza, cloro, demanda bioquímica de oxígeno, pH, coliformes totales y fecales. Con el subíndice de calidad de cada parámetro se calculó el ICA para cada sitio de estudio. El resultado fue comparado con una escala del ICA (Tabla 2) que determina la idoneidad del agua para sus diferentes usos antropogénicos.

$$ICA = \left(\prod_{i=1}^n q_i \right)^{w_i}$$

Donde:

n: es el número de parámetros.

q_i: es la escala de calidad del parámetro (i).

w_i: peso o porcentaje asignado a cada parámetro (i) (0-1).

PI: representa la operación multiplicativa de las variables q elevada a la w.

Tabla 2. Escala para estimar la calidad del agua (ICA) utilizados en el índice de Dinius

Calidad	Intervalo
Excelente	91-100
Buena	81-90
Regular	51-80
Mala	41-50
Muy mala	0-40

De acuerdo con los rangos asociados al valor numérico del ICA, se puede clasificar a los sitios de estudio dependiendo al uso al que está siendo destinada el agua, que de acuerdo con esta clasificación se indican criterios o límites aconsejables para hacer un uso consciente del agua (Tabla 3).

Tabla 3. Usos aconsejables en función de los valores del ICA (Dinius, 1987)

Intervalo	Uso en agricultura	Uso pesca y Vida acuática	Uso recreativo (UR)	Intervalo UR
91 - 100	No requiere purificación para riego	Pesca y vida acuática abundante	Cualquier tipo de deporte acuático	71 - 100
71 - 90	Purificación menor para cultivos que requieren de agua de alta calidad	Límites para peces muy sensibles	Restringir los deportes de inmersión, precaución si se ingiere dada la posibilidad de presencia de bacterias	51 - 70
51 - 70	Utilizable en mayoría de cultivos	Dudosa la pesca sin riesgo de salud	Dudosa para contacto con el agua	41 - 50
31 - 50	Tratamiento requerido para la mayoría de los cultivos	Vida acuática limitada a especies muy resistentes	Evitar contacto, solo con lanchas	31 - 40
21 - 30	Uso sólo en cultivos muy resistentes	Inaceptable para actividad pesquera	Contaminación visible, evitar cercanía	21 - 30
0 - 20	Inaceptable para riego	Inaceptable para vida acuática	Inaceptable para recreación	0 - 20

4.3.2. Cálculo del índice del estado trófico de Carlson

El estado trófico fue estimado con el índice de Carlson (1977), que utiliza los valores medios anuales de la profundidad de visión del disco de Secchi (Sec, m), las concentraciones superficiales de fósforo total (PT, mg/m³) y de clorofila 'a' (Chla, mg/m³); y en función de los resultados obtenidos se clasifican en uno de los niveles de estado trófico (Tabla 4).

Se calcula mediante las siguientes ecuaciones:

$$\text{IET (Sec)} = 60 - (14.41 * [\ln (\text{Secchi promedio})])$$

$$\text{IET (PT)} = 14.42 * [\ln (\text{PT promedio})] + 4.14$$

$$\text{IET (Chla)} = 9.81 * [\ln (\text{Chl-a promedio})] + 30.6$$

$$\text{Media TSI} = ((\text{IET (Sec)} + \text{IET (PT)} + \text{IET (Chla)}) / 3)$$

Donde:

PT: fósforo total

Chla: clorofila 'a'

Sec: disco Secchi

Tabla 4. Escala de estadios tróficos de acuerdo con el índice de Carlson

Estadio trófico	Valor de IET
Oligotrófico	<30 - 40
Mesotrófico	>40 - ≤ 50
Eutrófico	>50 - ≤ 70
Hipereutrófico	> 70 - 100

4.3.3. Cálculo de índices ecológicos

4.3.3.1. Índice de diversidad de Shannon-Wiener

Los índices de diversidad se aplican en situaciones de contaminación física o tóxica que atribuye un estrés sobre los organismos. En este estudio, la diversidad por sitio se evaluó mediante la función de Shannon-Wiener, que combina dos componentes de la diversidad: el número de especies y la igualdad o desigualdad de los individuos entre la distribución de las diversas especies; la cual varía entre 0 y 5, aunque su valor normal está entre 2 y 3; valores inferiores a 2 se consideran bajos en diversidad y superiores a 3 son altos en diversidad de especies (Krebs, 1999). La escala de contaminación para este índice es de acuerdo con lo reportado por Wilhm y Dorris (1968): Valores: 0-1.5: muy contaminado, 1.5-3.0: medianamente contaminado y 3.0-5.0: no contaminado.

$$H' = -\sum (P_i) (\log_2 p_i)$$

Donde:

H': índice de diversidad de Shannon-Wiener

p_i : abundancia relativa de la especie $i = n_i / \sum n_i$

4.3.3.2. Índice de similitud de Sørensen cuantitativo

Para conocer si existen similitudes entre los sitios de estudio, se empleó el índice de Sørensen cuantitativo (Moreno, 2001)

$$I_{Scuant} = 2pN/aN + bN$$

Donde:

I_{Scuant} : índice de Sørensen

aN: número de especies encontradas en la comunidad a

bN: número de especies encontradas en la comunidad b

pN: sumatoria de las abundancias más bajas de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios

4.3.3.3. Diagrama de Olmstead-Tukey

La dominancia de las especies fue estimada con un diagrama de Olmstead-Tukey, que permite clasificar a las especies como dominantes, constantes, ocasionales y raras. Esta prueba no paramétrica, sirve para asociar dos variables continuas, a las que denominaron prueba de la suma del cuadrante (Sokal y Rohlf, 1981). Se obtiene a partir de la relación entre las densidades de los organismos y sus frecuencias de aparición. El criterio de discriminación se basa en la media de la frecuencia de aparición relativa para el eje de las “X” y de la media respectiva del logaritmo natural de la sumatoria de la densidad absoluta para el eje de las “Y”, de tal forma que al trazar ambas se perfilan cuatro cuadrantes. Las especies dominantes, son aquellas que presentan la densidad y la frecuencia mayor a ambas medias. Las constantes muestran densidades menores a la media y la frecuencia mayor a la media. Las ocasionales son la que exhiben densidad mayor a la media y frecuencia menor a la media. Por último, las especies raras ostentan densidades y frecuencias menores a ambas medias (Varona-Cordero y Gutiérrez, 2003).

4.3.4. Índice sapróbico

El índice sapróbico (S) (Pantle y Buck, 1955), utiliza la presencia de rotíferos indicadores que reciben un valor sapróbico en una escala dependiente de su tolerancia (Tabla 5) y se calcula con la siguiente fórmula:

$$S = \sum (N_j * S_i) / \sum N$$

Donde:

S: índice sapróbico

N_j: abundancia relativa de la especie j

S_i: valencia sapróbica de cada especie de rotífero (1 infrecuente, 3 frecuente y 5 abundante)

N: abundancia total de las especies

Tabla 5. Escala de valores sapróbicos

	Valor
Xenosaprobica	≤ 0.5
Oligosaprobica	1.0 a 1.5
β -mesosaprobica	1.6–2.5
α -mesosaprobica	2.6–3.5
Polisaprobica	$3.6 \geq 4.4$

4.3.5. Análisis estadístico

La normalidad de las variables se analizó mediante la prueba de Shapiro-Wilk y la homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Levéne. Los datos con distribución normal fueron procesados con Análisis de Varianza (ANDEVA). Las variables que no presentaron distribución normal ni homogeneidad de varianza fueron analizadas con la prueba de Kruskal-Wallis. En todos los casos se utilizó una $p \leq 0.05$. Los análisis fueron procesados con el programa Statistica 7.0.

Se realizó un análisis de correlación de Pearson para estimar el grado de asociación entre las variables ambientales; un análisis de componentes principales (ACP) para estimar el comportamiento de las variables físicas, químicas y microbiológicas entre los sitios y los meses del estudio y un análisis de correspondencias canónicas (ACC) para evaluar la relación que existe entre los factores ambientales y las comunidades biológicas (McCune y Grace, 2002). Estos análisis fueron realizados con el programa XLSTAT 2014.

5. RESULTADOS

5.1. Parámetros físicos, químicos y microbiológicos del agua

5.1.1. Parámetros físicos del agua

La temperatura del agua tuvo variaciones temporales y por sitios de estudio; con el valor más bajo en el mes de febrero (19.4°C) y el más alto en abril (23.5°C). El sitio E1 “La loma” tuvo el valor mínimo (17.1°C) y el máximo en los sitios E5 “Coatlán del Río” y E6 “Tetecala” (24.1 y 24.3°C respectivamente), con un promedio de $21.8 \pm 0.9^\circ\text{C}$. El pH exhibió el valor más bajo en abril (6.8) y los más alto en agosto y octubre (8.3 en cada mes), y por sitio, E1 tuvo el valor mínimo (7.5) y el máximo en E4 “El Platanar” (8.1), con un promedio de 7.8 ± 0.07 , y de acuerdo con los criterios ecológicos de calidad del agua (CE-CCA-001/89; INE, 1989), se encuentra dentro de los niveles permisibles de 5 a 9 para el abastecimiento de agua potable y de 4.5 a 9.0 para el uso de riego agrícola (Tabla 6).

El color del agua mostró el valor mínimo a nivel temporal en febrero (15.6 PtCo) y el máximo en junio (66.3 PtCo), mientras que a nivel espacial el valor más bajo se observó en el sitio E3 “Hidroeléctrica” (20.2 PtCo) y el más alto en E7 “Hacienda de Cuautlita” (65.4), con un promedio de 36.3 ± 6.05 PtCo, encontrándose dentro de los valores permisibles de 75 PtCo para el abastecimiento de agua potable (Tabla 6).

Mientras que los valores obtenidos de sólidos suspendidos totales están entre el intervalo de 67.2 mg/L en el sitio E1 a 187.2 mg/L correspondiente a E2 “San Juan Chichicaxtle”, con un promedio de 137 ± 13.85 mg/L y de acuerdo con lo establecido por CONAGUA (2015), el sitio E1 presenta una buena calidad ya que exhibe valores mayores a 25 mg/L y menores a 75 mg/L, los sitios E3, E4, E5 y E7 tiene una calidad aceptable por presentar valores mayores a 75 mg/L y menores a 150 mg/L, sin embargo, los sitios E2 y E6 se consideran contaminadas por presentar valores mayores a 150 mg/L (Tabla 6).

5.1.2. Parámetros químicos del agua

El oxígeno disuelto mostró el valor mínimo en el mes de febrero con 3.8 mg/L y el mes de junio el valor máximo de 7.8 mg/L. De manera espacial se exhibió un intervalo de 4.7 mg/L correspondiente al sitio E2 a 6.6 mg/L (E5), con un promedio de 5.8 ± 0.22 mg/L, de acuerdo con lo establecido en la CE-CCA-001/89 (INE, 1989) se debe de considerar tener como mínimo un valor de 5.0 mg/L para la protección de la vida acuática (Tabla 6).

Para la DBO₅ se obtuvieron valores entre 6.9 mg/L (E7) a 8.5 mg/L correspondiente al sitio E3, con un promedio de 7.9 ± 0.22 mg/L. De acuerdo con la CONAGUA (2015) todos los sitios presentan aguas aceptables debido a que exhibieron valores mayores a 6 mg/L y menores a 30 mg/L (Tabla 6).

La alcalinidad presentó variaciones que van de 67.6 mg/L en el sitio E1 a 209.8 mg/L correspondiente a E2, con un promedio de 155.1 ± 16.7 mg/L, observándose que se encuentran dentro de los niveles permisibles, ya que se presentaron valores menores a 400 mg/L. Los cloruros exhibieron un intervalo entre 0.6 mg/L (E1, E4, E5, E6 y E7) a 0.8 mg/L en el sitio E2, con un promedio de 0.6 ± 0.03 mg/L, también se encuentran dentro de los niveles permisibles para la protección de la vida acuática, ya que tienen valores menores a 250 mg/L. La dureza mostró valores entre 57.7 mg/L en E1 a 210.6 mg/L en E2, con un promedio de 158.7 ± 18.82 mg/L, observándose que son aguas muy blandas en E1 ya que no rebasa los 79 mg/L, aguas blandas en E4 (<149 mg/L) y aguas semiduras en el resto de los sitios de estudio (>150 mg/L; Tabla 6).

Para los ortofosfatos se registraron valores entre 0.1 mg/L en el sitio E7 a 0.8 mg/L correspondiente a E1, con un promedio de 0.3 ± 0.08 mg/L, los niveles permisibles para la protección de la vida acuática deben ser menores a 0.05 mg/L, por lo que se puede observar que todos los sitios superan los niveles permisibles (Tabla 6).

Los nitritos exhibieron valores bajos entre 0.01 mg/L en los sitios E2 y E4, a 0.05 mg/L en E1 con un promedio de 0.03 ± 0.01 mg/L. Los sulfatos exhibieron valores bajos entre -1.4 mg/L en E1, a 10.4 mg/L en E7 con un promedio de 5.6 ± 1.5 mg/L. Los sulfatos se encuentran dentro de los niveles permisibles para el uso de riego agrícola <130 mg/L, en todos los sitios de estudio con excepción de E1 que superan los niveles permisibles para la protección de la vida acuática <0.005 (Tabla 6).

El nitrógeno amoniacal mostró valores entre 0.07 mg/L correspondiente a E2 a 0.3 mg/L en E5, con un promedio de 0.1 ± 0.03 mg/L, todos los sitios superan los límites permisibles de 0.06 mg/L para la protección de la vida acuática (Tabla 6).

5.1.3. Parámetros microbiológicos del agua

Los coliformes totales muestran valores mínimos de 1,214 NMP/100mL en E2, el resto de los sitios tienen valores de 1,600 NMP/100 mL cada uno, con un promedio de $1,545 \pm 55.14$ NMP/100 mL, mientras que los coliformes fecales presentaron valores de 1,600 NMP/100 mL en todos los sitios. Todos los sitios superan los niveles máximos permisibles para todos los usos humanos como el abastecimiento de agua potable, el uso para riego agrícola, para el uso recreativo con contacto primario y para la protección de la vida acuática (INE, 1989), de acuerdo con CONAGUA (2015) se clasifican como aguas contaminadas (Tabla 6).

Tabla 6. Parámetros físicos, químicos y microbiológicos: promedio, mensual y sitios

	Promedio	Feb	Abr	Jun	Ago	Oct	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Temperatura	21.7	19.4	23.5	20.6	22.3	22.9	17.1	22.6	21.7	20.7	24.1	24.3	21.8
pH	7.8	7.7	6.8	8.0	8.3	8.3	7.5	7.8	7.9	8.1	7.9	7.8	7.7
Color	36.3	15.6	32.6	66.3	24.6	42.6	30.2	37.6	20.2	22.0	30.2	48.6	65.4
TSS	137.0	150.7	141.9	147.3	123.6	121.6	67.2	187.2	132.8	123.8	147.8	152.6	147.6
O ₂	5.8	3.8	3.7	7.8	6.9	6.9	5.6	4.7	6.0	6.1	6.6	6.0	5.7
DBO ₅	7.9	8.7	7.3	8.1	7.9	7.6	8.3	8.4	8.5	8.2	7.7	7.6	6.9
Alcalinidad	155.1	208.1	215.7	106.4	106.3	139	67.6	209.8	157.6	141.2	179.6	170.8	159.2
Cloruros	0.6	0.6	0.7	0.7	0.6	0.6	0.6	0.8	0.7	0.6	0.6	0.6	0.6
Dureza	158.7	172.5	180.8	138.7	147.9	153.9	57.7	210.6	174.2	142.9	154.2	185.0	186.6
Ortofosfatos	0.3	0.4	0.7	0.4	0.1	0.1	0.8	0.4	0.3	0.3	0.3	0.2	0.1
Nitritos	0.03	-0.05	0.1	-0.01	0.05	0.05	0.05	0.01	0.03	0.01	0.03	0.03	0.04
Sulfatos	5.6	-2.3	14.9	6.9	8.6	0	-1.4	6.2	3.8	3.2	7.6	9.4	10.4
NH ₃	0.2	0.4	0.06	0.3	0.04	0	0.1	0.07	0.1	0.08	0.3	0.1	0.2
Col. Totales	1545	1421	1503	1600	1600	1600	1600	1214	1600	1600	1600	1600	1600
Col. Fecales	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600

5.1.4. Correlación entre parámetros físicos, químicos y microbiológicos del agua

Dado que una correlación expresa el grado de asociación entre dos variables, se procedió a realizar un análisis de correlación de Pearson, obteniendo las siguientes correlaciones con base en lo reportado por Hernández et al. (2010): positiva considerable con un valor de 0.51 a 0.99 entre el pH y el oxígeno; total de sólidos suspendidos TSS con la temperatura y conductividad; alcalinidad con conductividad y TSS, dureza total (CaCO₃) con temperatura, conductividad, TSS y alcalinidad. También se obtuvieron correlaciones negativas considerables (-0.51 a -0.99) entre los ortofosfatos (PO₄³⁻) y el O₂ y pH; entre el nitrógeno amoniacal (NH₃) y los nitritos (NO₂-) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) con NO₂- (Tabla 7).

Tabla 7. Correlación entre variables fisicoquímicas y microbiológicas evaluadas

Variables	Temp	O ₂	Conduc	pH	TSS	Alcali	Dureza	Cl-	PO ₄ ³⁻	Pt	NO ₂	NH ₃	DBO ₅	Col. Tot.
Temp	1													
O ₂	0.11	1												
Conduc	0.42	-0.12	1											
pH	0.01	0.68	0.03	1										
TSS	0.55	-0.14	0.91	-0.04	1									
Alcali	0.47	-0.46	0.56	-0.30	0.72	1								
Dureza	0.64	-0.04	0.67	0.03	0.80	0.74	1							
Cl-	0.18	-0.22	0.16	-0.12	0.31	0.23	0.29	1						
PO ₄ ³⁻	-0.08	-0.61	-0.14	-0.66	-0.13	0.07	-0.20	0.20	1					
Pt	0.21	0.26	-0.18	0.36	-0.16	-0.08	0.01	-0.15	-0.17	1				
NO ₂	0.39	0.02	-0.40	-0.24	-0.25	-0.08	-0.04	0.06	0.26	0.23	1			
NH ₃	-0.27	-0.06	0.32	-0.09	0.22	0.16	0.02	-0.14	-0.18	-0.36	-0.56	1		
DBO ₅	-0.47	-0.10	0.07	0.11	-0.13	-0.10	-0.18	0.07	0.07	-0.14	-0.52	0.11	1	
Col. Tot.	0.01	0.49	-0.27	0.22	-0.28	-0.24	-0.28	-0.50	-0.32	0.09	0.20	0.06	-0.23	1

5.1.5. Análisis de componentes principales de las variables físicas, químicas y microbiológicas

El análisis de componentes principales permitió establecer asociaciones entre los sitios de muestreo, los meses de estudio y las variables físicas, químicas y microbiológicas, los dos primeros componentes explicaron el 53.80% de la variación total. El primer componente conformo el 28.46% de la varianza, registrándose en el margen derecho una relación entre los sitios E2 de febrero, abril, agosto y octubre; E6 y E7 del mes de abril con la temperatura, conductividad, total de sólidos suspendidos (TSS), alcalinidad, dureza, cloruros; mientras que en el margen izquierdo se encuentran los sitios E1 y E6 de junio; E1 y E4 de agosto; E1, E4 y E7 de octubre asociados con la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y los coliformes totales (Col. Totales; Fig. 3).

El segundo componente presentó el 25.33% de la varianza, donde se observa en el margen derecho los sitios E3, E4, E5, E6 y E7 de febrero; E3, E4 y E5 de abril; E3, E5 y E6 de agosto y octubre relacionados con los ortofosfatos, fosforo total (Pt), nitrógeno amoniacal (NH₃); en el lado izquierdo se encuentran los sitios E1 de febrero y abril; E2, E3, E4, E5 y E7 de junio; E7

de agosto, y E3 de octubre relacionados con el oxígeno disuelto (O_2), el pH y los nitritos (NO_2^- ; Fig. 3).

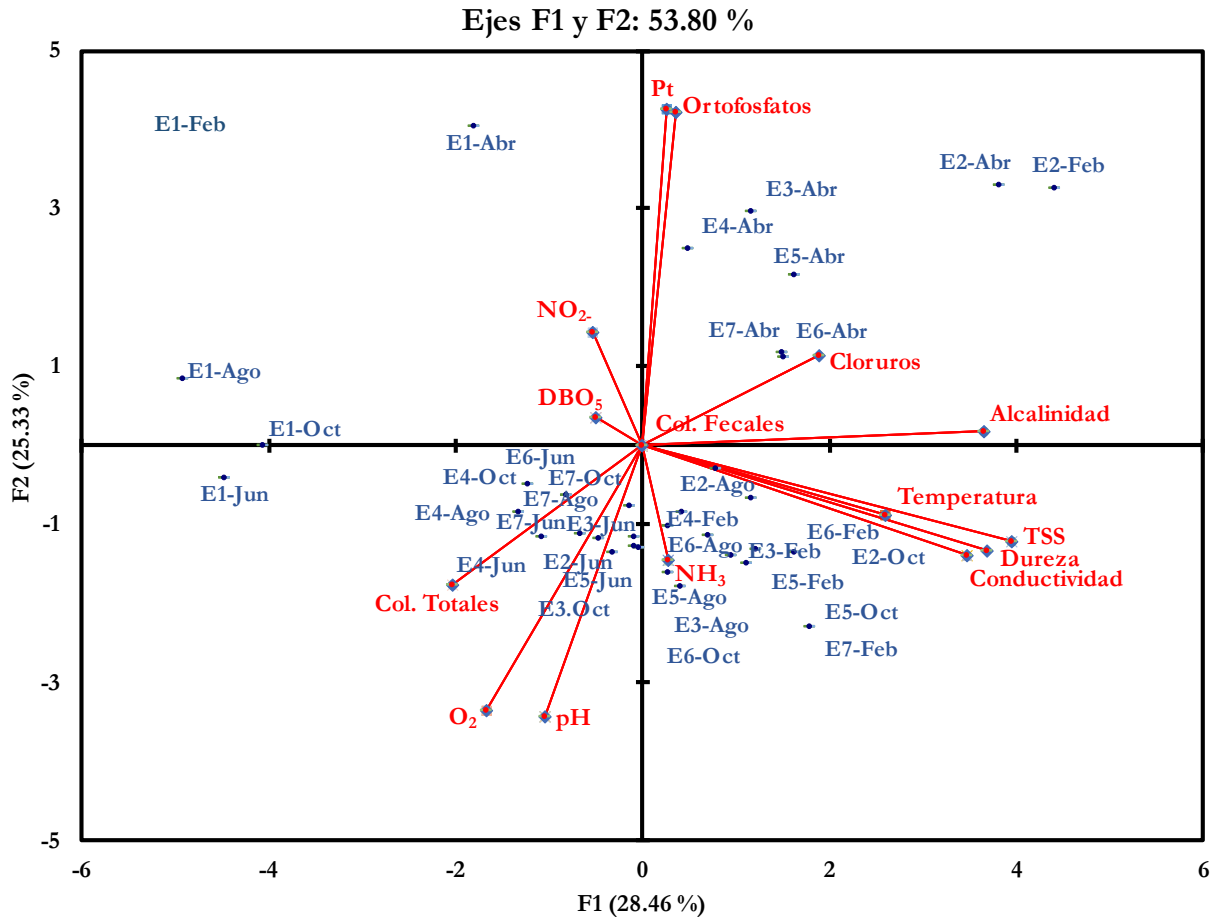


Figura 3. Diagrama del análisis de componentes principales (ACP) de las variables físicas, químicas y microbiológicas. OD (Oxígeno disuelto), DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxígeno), TSS (Total de sólidos suspendidos), °C (Temperatura del agua), Pt (Fósforo total), NO₂⁻ (Nitritos), NH₃ (Nitrógeno amoniacal), Col. Totales (Coliformes totales) y Col. Fecales (Coliformes fecales).

5.2. Índice de calidad del agua de Dinius

Los valores del ICA durante el periodo de estudio permanecieron por arriba de 51 en la escala del ICA de 0 a 100, con un intervalo de 52.91 a 89.47 con una media global de 75.3 ± 1.8 . Los valores promedio por sitios indican aguas regulares (72.70 a 75.84) con excepción de E1 (83.01) el cual presentó una calidad buena (Fig. 4a). Las puntuaciones del ICA tuvieron variaciones temporales ya que los meses de febrero, abril y octubre presentan aguas regulares (73.22, 58.79 y

80.25 respectivamente), mientras que junio y agosto correspondientes a la temporada de lluvias presentan aguas buenas (82.86 y 81.20 en el mismo orden; Fig. 4b). En cuanto a la variación espacial los valores más altos se registraron en el sitio E1 en los meses de junio, agosto y octubre (89.15, 89.47 y 84.43 respectivamente) con una calidad del agua buena; y los valores más bajos se presentaron en los sitios E3 y E5 (52.91 y 52.93) en el mes de abril con aguas de calidad regular (Fig. 4c). De acuerdo con la prueba ANDEVA no hubo diferencias significativas entre sitios de estudio (>0.05), mientras que de manera temporal si hay diferencias significativas (<0.05).

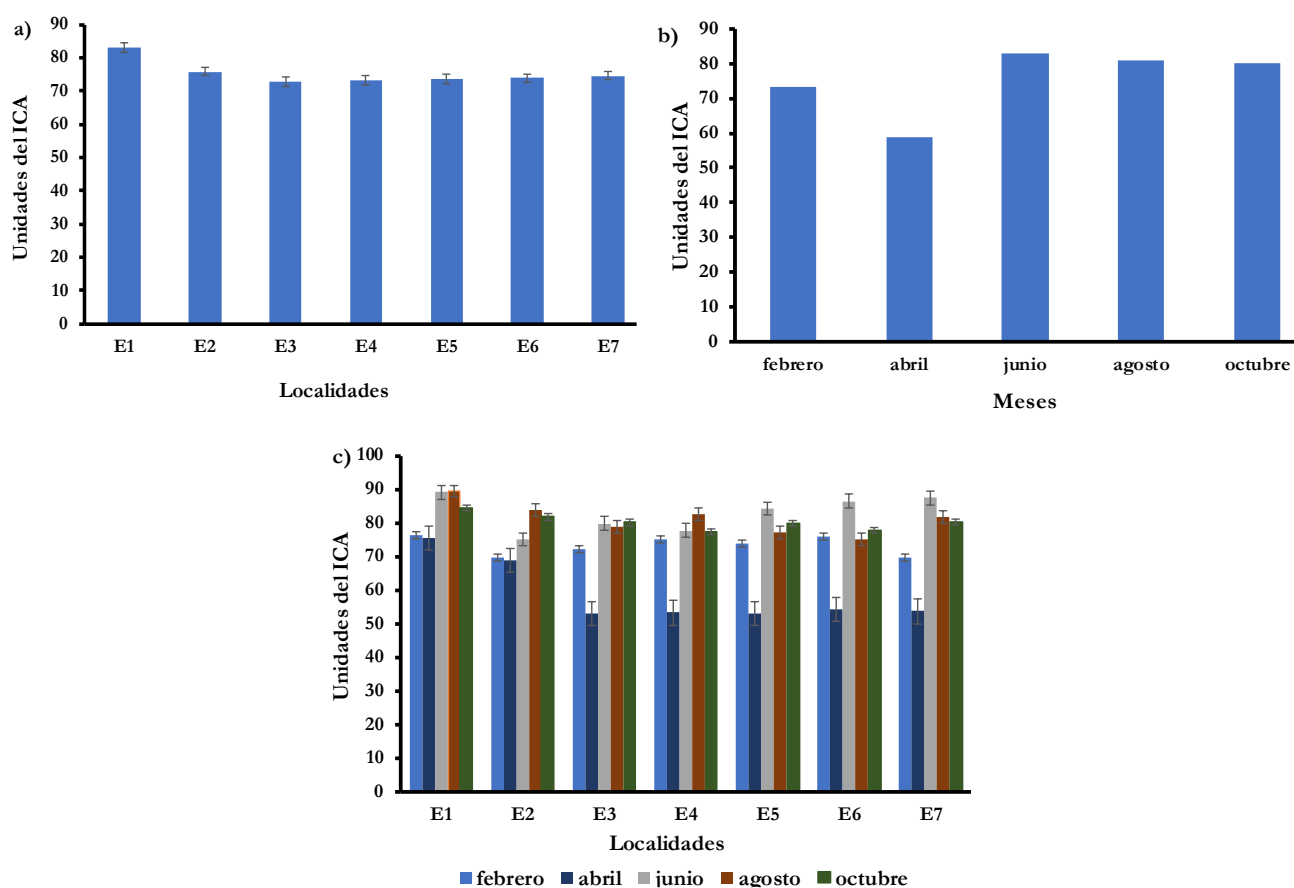


Figura 4. Índice de calidad del agua de Dinius, a) Valores promedio del ICA por sitios, b) Valor promedio del ICA por meses, c) Valores del ICA por sitios y meses.

De acuerdo con los intervalos asociados al valor numérico del ICA, se puede clasificar a los sitios de estudio dependiendo al uso al que está siendo destinada el agua. A lo largo del río Chalma, se puede observar tres tipos de usos, los cuales son a) agrícola, b) pesca y vida acuática

y c) uso recreativo, que de acuerdo con esta clasificación se indican criterios o límites aconsejables para hacer un uso consciente del agua (Tabla 3).

Todos los sitios de estudio de acuerdo con el uso agrícola entran en el criterio de purificación menor para cultivos que requieren de agua de alta calidad; para el uso de pesca y vida acuática se encuentran en los límites para peces muy sensibles y para uso recreativo se puede realizar cualquier tipo de deporte acuático (Tabla 3).

5.3. Análisis de la calidad del hábitat

Los valores de los parámetros de la caracterización del hábitat de los sitios durante el periodo de estudio presentaron un intervalo de 0.36 a 0.83, con una media global de 0.58 ± 0.03 . Los valores promedio por sitios indican una calidad del hábitat subóptima en E2, E4 y E5, y el resto de los sitios presentan un hábitat marginal (Fig. 5a). Los valores promedio mensuales no exhibieron variaciones (0.58-0.59) e indican una calidad del hábitat marginal (Fig. 5b). En cuanto a la variación espacial los valores máximos se registraron en E2 (0.83) durante los cinco meses de estudio caracterizado como un hábitat subóptimo, mientras que los valores mínimos se presentaron en E7 (0.36) en febrero y abril propios de un hábitat marginal (Fig. 5c). De acuerdo con la prueba ANDEVA hubo diferencias significativas espaciales (<0.05), mientras que de manera temporal no hay diferencias significativas (>0.05).

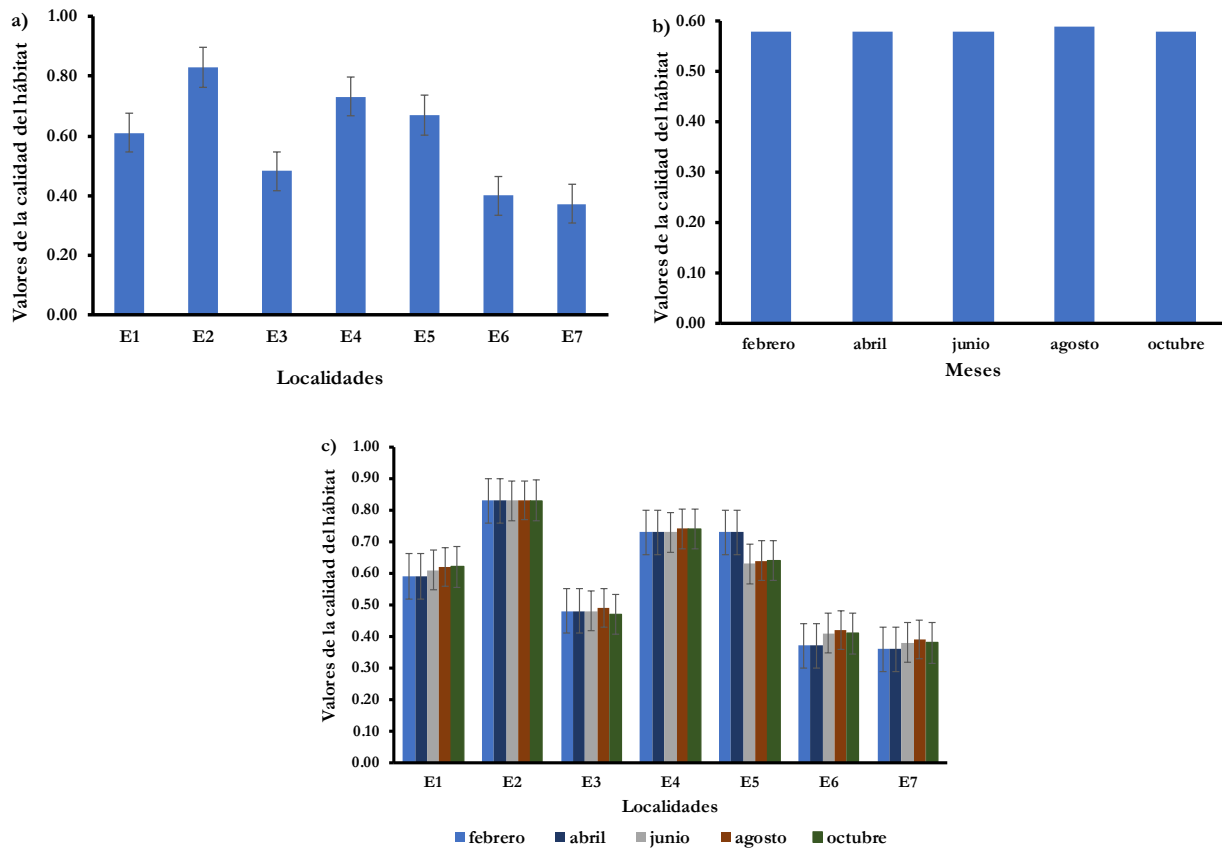


Figura 5. Calidad del hábitat de acuerdo con la escala propuesta por Barbour et al. (1999), a) Valores promedio de la calidad del hábitat por sitios, b) Valor promedio de la calidad del hábitat por meses, c) Valores de la calidad del hábitat por sitios y meses.

5.4. Índice del estado trófico de Carlson

Los valores del índice del estado trófico de Carlson (IET) durante el periodo de estudio permanecieron por debajo de 40 en la escala del IET de 0 a 100, en un intervalo de 6.03 a 39.93 con una media global de 19.90 ± 1.4 . Los valores promedio de los sitios indican un estado oligotrófico (13.63 a 23.88; Fig. 6a). Los valores mensuales del IET no exhibieron variaciones temporales (14.39 a 23.3) clasificando al estado trófico como oligotrófico (Fig. 6b). En cuanto a la variación espacial se registró el valor más alto en E6 (39.93) en el mes de febrero y el valor mínimo en E4 (6.03) en el mismo mes (Fig. 6c). De acuerdo con la prueba Kruskal-Wallis no hubo diferencias significativas espaciales ni temporales (>0.05).

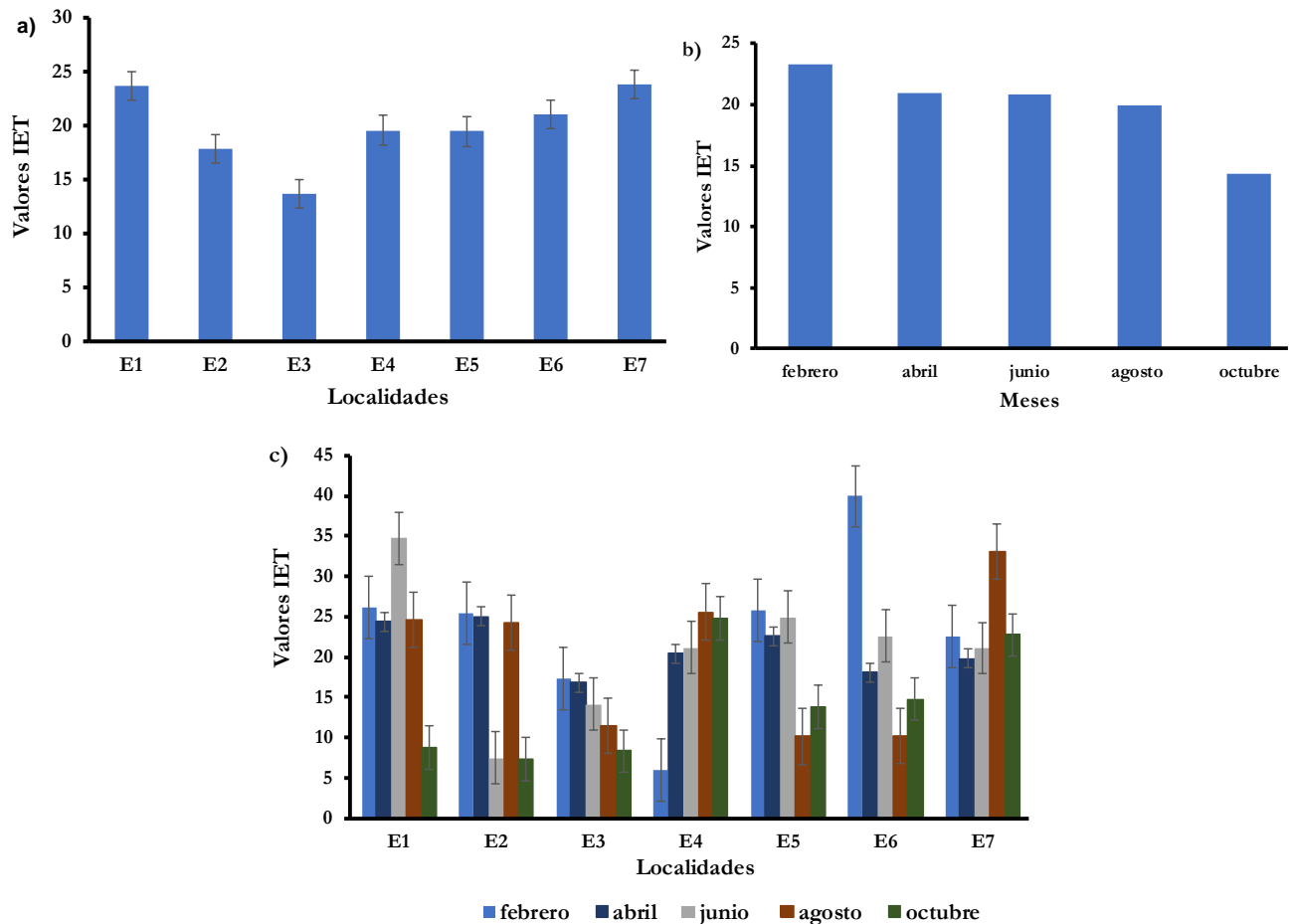


Figura 6. Índice del Estado Tráfico de Carlson, a) Valores promedio del IET por sitios, b) Valor promedio del IET por meses, c) Valores del IET por sitios y meses.

5.5. Identificación de las especies del zooplancton

La riqueza total del zooplancton obtenida durante el periodo de estudio está representada por 19 taxones (dos Filo, cinco clases, siete órdenes, 11 familias, 12 géneros y 16 especies). El grupo de los rotíferos fue el más representativo con dos clases, dos órdenes, siete familias, ocho géneros y 11 especies. La familia Brachionidae fue la más representativa con dos géneros y cuatro especies, seguida por las familias Lecanidae y Cyclopidae (dos especies cada una; Tabla 8). Los valores porcentuales de cada grupo indican que los rotíferos presentaron una mayor riqueza con 11 especies (58%), seguida por los copépodos con dos especies, dos órdenes y nauplios (21%), los cladóceros con tres especies (16%) y los ostrácodos con una orden (5%; Tabla 8).

Tabla 8. Clasificación taxonómica del zooplancton presente en el río Chalma

FILO	CLASE	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO Y ESPECIE	
Rotífera	Bdelloidea	Ploima	Philodinidae	<i>Rotaria</i> sp Scopoli, 1777	
	Monogonta		Brachionidae	<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	
				<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	
				<i>Brachionus patulus</i> O. F. Muller, 1786	
				<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	
				Lecanidae	<i>Lecane decipiens</i> (Murray, 1913)
					<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)
				Lepadellidae	<i>Lepadella patella</i> (O. F. Muller, 1773)
				Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832
				Trichotriidae	<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)
				Flosculariaceae	Testudinellidae
Arthropoda	Maxillopoda	Calanoida	Cyclopidae	<i>Mesocyclops1</i> sp G. O. Sars, 1914.	
		Harpacticoida		<i>Mesocyclops2</i> sp G. O. Sars, 1914.	
		Cyclopoida			
	Branchiopoda	Diplostraca	Chydoridae	<i>Chydorus</i> sp Leach, 1816	
			Macrothricidae	<i>Macrothrix</i> sp Baird, 1843	
			Daphniidae	<i>Simocephalus</i> sp Schoedler, 1858	
	Ostrácoda	Metacopina			

Los valores porcentuales de cada grupo indican que los rotíferos presentaron una mayor riqueza con 58% (11 especies), seguida por los copépodos con 21% (2 especies y 2 ordenes), los cladóceros con 16% (3 especies) y los ostrácodos con 5% (1 orden). La densidad total del zooplancton fue de 155 ind/L, de los cuales, los rotíferos obtuvieron la densidad más alta con 89 ind/L (57%), seguida por los copépodos con 38 ind/L (25%), los ostrácodos 26 ind/L (17%) y los cladóceros 3 ind/L (2%; Fig. 7).

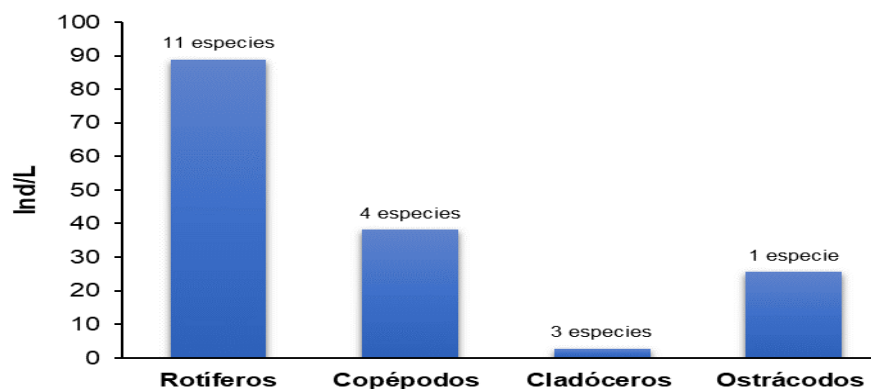


Figura 7. Riqueza y densidad de zooplancton

5.5.1. Riqueza y densidad espacial de las especies del zooplancton

Con el análisis por sitios, se observó que E7 fue el que exhibió el mayor número de taxones (17), seguido por E1 y E4 con 13 y 14 taxones respectivamente, mientras que E3, E5 y E6 mostraron un menor número de taxones (Tabla 9).

Los organismos *Rotaria* sp, *Lecane decipiens*, *Euchlanis dilatata*, Harpacticoida, *Mesocyclops*1 sp, *Mesocyclops*2 sp, nauplios de copépodos y los ostrácodos del orden Metacopina se registraron en todos los sitios estudiados, mientras que *B. patulus*, *Macrothrix* sp y *Simocephalus* sp fueron exclusivas de E7 y *B. calyciflorus* sólo fue observada en E1. Con base en las densidades, los valores máximos se exhibieron en el sitio E7 (47 ind/L) lo que representa el 30.32% de la densidad total, mientras que los sitios E2 y E5 mostraron las densidades más bajas con 11 ind/L y 10 ind/L respectivamente (7.09% y 6.45% en el mismo orden). Dentro de los rotíferos, se registró a *Rotaria* sp con las densidades más altas en los sitios E3 (19 ind/L) y E6 (11 ind/L), así como a *E. dilatata* en E7 (11 ind/L; Tabla 9).

En cuanto a los copépodos, *Mesocyclops* 1 sp fue el que mostró la mayor densidad con un total de 15 ind/L, lo que representa el 9.8% con un valor máximo en la E7 con 6 ind/L (3.92%), seguido por los nauplios de copépodos con 14 ind/L (9.16%) con un valor máximo en E7 con 7 ind/L (4.58%), mientras que el orden Calanoida presentó los valores mínimos con una densidad <1 ind/L (0.07%; Tabla 9).

De los cladóceros, *Chydorus* sp obtuvo una densidad de 2 ind/L (1.48%), seguida por *Macrothrix* sp con 1 ind/L (0.51%), mientras que *Simocephalus* sp exhibió los valores mínimos con una densidad <1 ind/L (0.07%) ambas presentes únicamente en E7. Dentro de la clase Ostrácoda, el orden Metacopina estuvo representado por un total de 26 ind/L (17.26%), con un máximo en E1 con 6 ind/L (3.9) y un valor mínimo en E4 y E6 con 2 ind/L (1.32%; Tabla 9).

Tabla 9. Riqueza y densidad (ind/L) de las especies del zooplancton por sitios de estudio

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Rotíferos							
<i>Rotaria</i> sp	8	2	19	4	2	11	5
<i>Brachionus calyciflorus</i>	1						
<i>Brachionus quadridentatus</i>	0.1						0.2
<i>Brachionus patulus</i>							0.1
<i>Platyias quadricornis</i>		1		0.04			1
<i>Lecane decipiens</i>	1	0.2	0.06	1	0.04	0.4	0.5
<i>Lecane leontina</i>				0.1			0.1
<i>Lepadella patella</i>	0.1	0.1		0.03			0.1
<i>Euchlanis dilatata</i>	2	1	1	6	2	3	11
<i>Trichotria tetractis</i>	0.1	0.04		0.1		1	2
<i>Testudinella patina</i>				0.01			0.2
Copépodos							
Calanoida	0.1			0.1			
Harpacticoida	2	0.2	0.04	0.3	0.3	1	4
<i>Mesocyclops1</i> sp	1	1	0.1	3	2	1	6
<i>Mesocyclops2</i> sp	0.04	0.1	0.04	0.4	0.1	0.2	1
Nauplios	2	1	0.2	1	1	2	7
Cladóceros							
<i>Chydorus</i> sp	0.1		0.03	0.2			2
<i>Macrothrix</i> sp							1
<i>Simocephalus</i> sp							0.1
Ostrácodos							
Metacopina	6	5	4	2	3	2	5
Densidad ind/L	23	11	24	19	10	21	47
No. taxones	14	11	9	15	8	9	18

5.5.2. Riqueza y densidad temporal de las especies del zooplancton

En los meses de febrero y abril correspondientes a la temporada de estiaje se exhibió entre ambos un total de 19 taxones lo que representa el 100% del total de la riqueza. El mayor número de taxones se presentó en el mes de abril (estiaje cálido) con 17 taxones lo que corresponde al 89.47%, de los cuales diez pertenecen al grupo de los rotíferos (52.63%), tres a los copépodos (15.78%), tres a los cladóceros (15.78%) y uno a los ostrácodos (5.26%); seguido por el mes de febrero (estiaje frío) con 16 taxones (84.21%), donde diez son rotíferos (52.63%), cuatro copépodos (21.05%), un cladócero (5.26%) y un ostrácodo (5.26%; Tabla 10).

Para los meses de junio y agosto correspondientes a la temporada de lluvias se exhibió entre ambos un total de 14 taxones lo que corresponde al 73.68%, en agosto se registraron 13 (68.42%) de los cuales ocho son rotíferos (42.10%), tres copépodos (15.78%), un cladócero (5.26%) y un ostrácodo (5.26%), mientras que en junio se presentó la menor cantidad con 11 taxones (57.89%), ocho rotíferos (42.10%), tres copépodos (15.78%), un cladócero (5.26%) y un ostrácodo (5.26%). En el mes de octubre (después de lluvias) solo se registraron 10 taxones lo que corresponde al 52.63%, de las cuales seis son rotíferos (31.6%), cuatro copépodos (21.05%) y un ostrácodo (5.26%; Tabla 10).

Los organismos identificados como *B. calyciflorus*, *B. quadridentatus*, *B. patulus*, Calanoida y *Simocephalus* sp solo se presentaron en la temporada de estiaje. En el mes de febrero solamente se registró a *B. calyciflorus* y el orden Calanoida, mientras que *Simocephalus* sp solo se observó en el mes de abril; el resto de las especies se exhibieron en las tres temporadas (Tabla 10).

Con base en las densidades, el valor máximo mensual se exhibió en abril con 58 ind/L, lo que representa el 37.41% de la densidad total, seguido por el mes de febrero con 47 ind/L (30.32%), mientras que los meses de junio, agosto y octubre presentaron una menor densidad con 25 ind/L (16.12%), 18 ind/L (11.61%) y 7 ind/L (4.51%) respectivamente (Tabla 10).

Rotaria sp fue la que exhibió los valores más altos con un total de 52 ind/L (33.54%), con valores máximos en los meses de febrero y abril con 17 ind/L (10.96%) cada uno, seguido de *Euchlanis dilatata* con 27 ind/L (17.41%) y valores máximos en abril y agosto con 7 ind/L (4.51%), también Metacopina con 26 ind/L (16.77%) con valores máximos en febrero con 8 ind/L (5.44%) y abril con 10 ind/L (6.8%), *Mesocyclops* 1 sp tuvo 15 ind/L (9.95%) con valores máximos en febrero con 7 ind/L (4.51%) y en abril con 6 ind/L (3.87%; Tabla 10).

Tabla 10. Riqueza y densidad (ind/L) de las especies del zooplancton por meses

	Febrero	Abril	Junio	Agosto	Octubre
Rotíferos					
<i>Rotaria</i> sp	17	17	8	7	3
<i>Brachionus calyciflorus</i>	1				
<i>Brachionus quadridentatus</i>	0.1	0.2			
<i>Brachionus patulus</i>	0.1	0.04			
<i>Platylas quadricornis</i>	0.03	1	0.1	0.01	1
<i>Lecane decipiens</i>	1	1		0.03	0.2
<i>Lecane leontina</i>	0.1	0.1		0.03	0.01
<i>Lepadella patella</i>	0.1	0.1		0.1	
<i>Euchlanis dilatata</i>	5	7	6	7	2
<i>Trichotria tetractis</i>	1	3	0.1	0.1	0.3
<i>Testudinella patina</i>		0.1	0.1	0.01	
Copépodos					
Calanoida	0.1				
Harpacticoida	1	5	2	0.1	0.1
<i>Mesocyclops</i> 1sp	7	6	2	0.2	0.2
<i>Mesocyclops</i> 2 sp	0.3	0.8	0.2	0.01	0.01
Nauplios	5	6	2	1	0.2
Cladóceros					
<i>Chydorus</i> sp	1	1	0.04	0.1	
<i>Macrothrix</i> sp		0.7	0.1		
<i>Simocephalus</i> sp		0.1			
Ostrácodos					
Metacopina	8	10	5	2	1
Densidad ind/L	47	58	25	18	7
No. Taxones	17	18	12	14	11

5.6. Índice de diversidad de Shannon-Wiener

El valor general del índice de Shannon-Wiener fue de 2 bits/ind lo que indica una diversidad intermedia. Los valores mensuales más bajos se exhibieron en E3 (1.2, 1, 0.5, 0.9 y 1.5 bits/ind) durante los cinco meses, mientras que el valor máximo (3 bits/ind) se registró en E7 en abril. Dentro de la escala de contaminación para este índice el río Chalma se cataloga como medianamente contaminado, excepto E3 que es considerada como muy contaminada (Fig. 8).

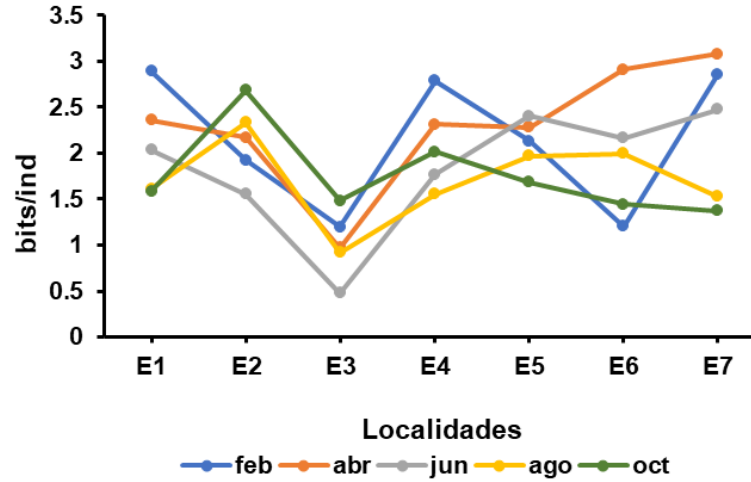


Figura 8. Índice de Shannon-Wiener por sitios y meses

5.7. Índice de similitud de Sørensen cuantitativo

De acuerdo con los resultados obtenidos en el índice de Sørensen se registró que la mayoría de las combinaciones presentaron una similitud alta, mientras que las combinaciones E2-E3, E2-E4, E2-E6, E2-E7, E3-E4, E3-E5, E3-E7, E5-E7 y E6-E7 no exhibieron similitud (Tabla 10). En cuanto al análisis temporal la mayoría de las combinaciones presentaron baja similitud, excepto feb-abr, feb-jun, abr-jun y jun-ago que presentaron alta similitud (Tabla 11).

Tabla 11. Índice de similitud de Sørensen espacial y temporal

ESPACIAL			
sitios	Sørensen	sitios	Sørensen
E1-E2	0.60	E3-E4	0.36
E1-E3	0.57	E3-E5	0.36
E1-E4	0.55	E3-E6	0.63
E1-E5	0.55	E3-E7	0.30
E1-E6	0.75	E4-E5	0.65
E1-E7	0.53	E4-E6	0.62
E2-E3	0.42	E4-E7	0.56
E2-E4	0.48	E5-E6	0.57
E2-E5	0.71	E5-E7	0.36
E2-E6	0.45	E6-E7	0.45
E2-E7	0.37		
TEMPORAL			
Meses	Sørensen	Meses	Sørensen
Feb-Abr	0.83	Abr-Ago	0.46
Feb-Jun	0.63	Abr-Oct	0.22
Feb-Ago	0.48	Jun-Ago	0.76
Feb-Oct	0.24	Jun-Oct	0.38
Abr-Jun	0.61	Oct-Ago	0.49

5.8. Diagrama de Olmstead-Tukey

El diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad zooplanctónica muestra a *Rotaria* sp, Metacopina, *E. dilatata*, *L. decipiens*, Harpacticoida, *Mesocyclops*1 sp y nauplios como especies dominantes, ya que alcanzaron altas frecuencias (51% a 100%), mientras que *Mesocyclops* 2 sp, es considerado como especie constante (40%); siete especies de rotíferos (*B. calyciflorus*, *B. quadridentatus*, *B. patulus*, *P. quadricornis*, *L. leontina*, *L. patella* y *T. patina*), tres cladóceros (*Chydorus* sp, *Macrothrix* sp y *Simocephalus* sp) y un copépodo (Calanoida) se consideran raras, y como especies ocasionales encontramos a *T. tetractis* (Fig. 9).

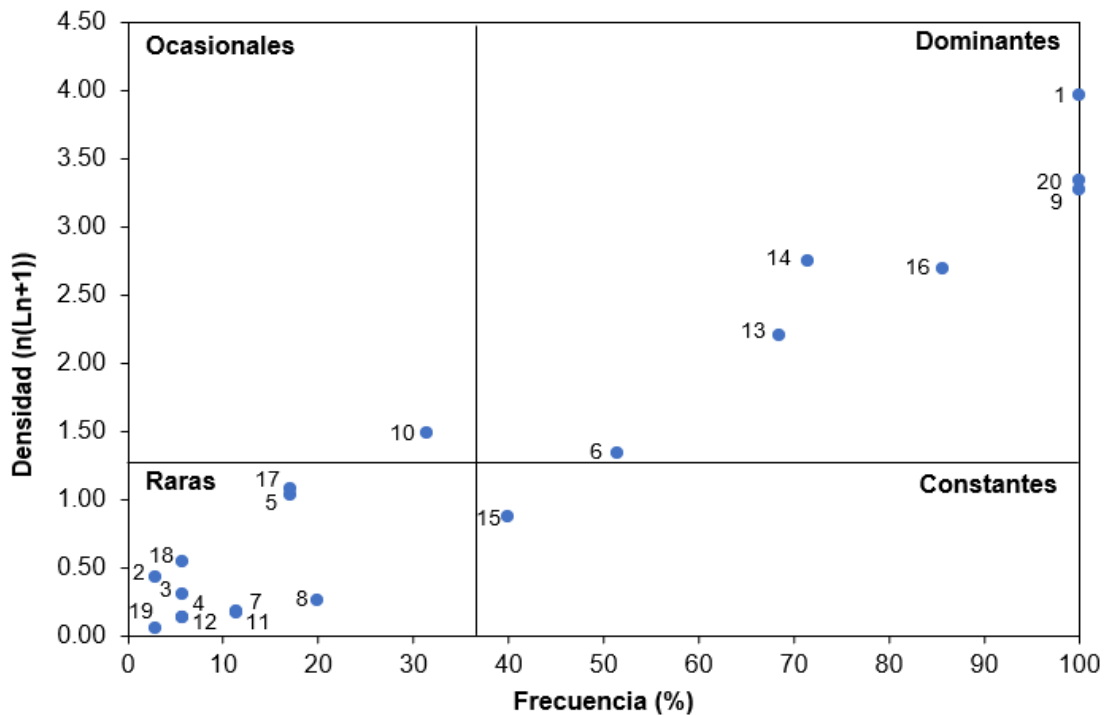


Figura 9. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad zooplanctónica. 1 (*Rotaria* sp), 2 (*B. calyciflorus*), 3 (*B. quadridentatus*), 4 (*B. patulus*), 5 (*P. quadricornis*), 6 (*L. decipiens*), 7 (*L. leontina*), 8 (*L. patella*), 9 (*E. dilatata*), 10 (*T. tetractis*), 11 (*T. patina*), 12 (Calanoida), 13 (Harpacticoida), 14 (*Mesocyclops*1 sp), 15 (*Mesocyclops*2 sp), 16 (Nauplios), 17 (*Chydorus* sp), 18 (*Macrothrix* sp), 19 (*Simocephalus* sp), 20 (Metacopina).

5.9. Índice saptróbico

Los valores del índice saptróbico por sitios de estudio mostraron el valor máximo en E1 (2) y el valor mínimo en los restantes (1.9; Fig. 10a) y mensuales de 1.9 en cada uno de ellos (Fig. 10b), indican de manera general que el río Chalma se encuentra en la categoría β -mesosaptróbica (1.6-2.5), lo que corresponde a aguas medianamente contaminadas.

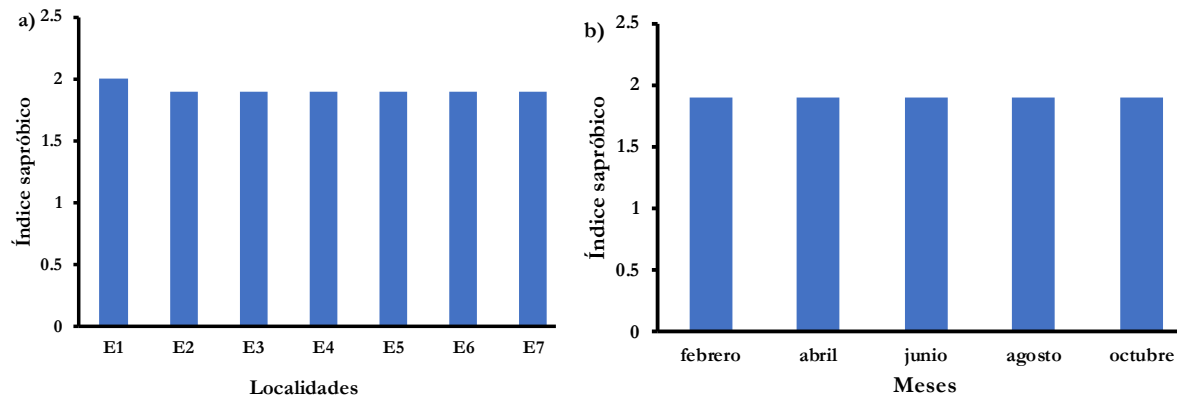


Figura 10. Índice saptróbico a) Valores por sitios, b) Valor por meses

5.10. Análisis de correspondencias canónicas de las variables físicas, químicas, microbiológicas y biológicas

El análisis de correspondencias canónicas explicó el 53.58% de la variación total. El primer componente conformó el 30.99%, registrándose en el lado derecho del diagrama a los sitios E2 y E6 febrero; E1 y E2 de abril; E1, E2, E3, E4 de junio; E1, E3, E4, E5, E6 y E7 de agosto; y E3, E5, E6 y E7 de octubre relacionados con los parámetros pH, Cl (cloruros), DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxígeno), los índices de calidad del agua (ICA), estado trófico (IET) y calidad del hábitat (ICH) y las especies *Rotaria* sp (Rotar), *Metacopina* (Metac) y *E. dilatata* (Edila); mientras que en el lado izquierdo del diagrama se observan los sitios E7 febrero; E3, E4, E6 y E7 abril, y E1 y E2 de octubre que están relacionados con los parámetros de alcalinidad, nitritos (NO₂) y coliformes totales (Coltot) y con las especies *B. patulus* (Bpatu), *P. quadricornis* (Pquad), *L. decipiens* (Ldeci), *L. leontina* (Lleon), *T. tetractis* (Ttetr), *T. patina* (Tpati), Harpacticoida (Harpa), *Mesocyclops1* sp (Meso1), *Mesocyclops2* sp (Meso2), nauplios (Naupl), *Chydorus* sp (Chydorus), *Macrothrix* sp (Macro), *Simocephalus* sp (Simoc; Fig. 11).

El componente dos presentó una variación del 22.59% donde se registran en el lado derecho del diagrama a los sitios E1, E4 y E5 de febrero; E5 abril; E5 y E6 junio; E2 de agosto, y E4 de octubre relacionadas con los parámetros fósforo total (Pt), ortofosfatos (PO_4^{3-}), oxígeno disuelto (OD) y conductividad (μS) y las especies *B. calyciflorus* (Bcaly), *L. patella* (Lpate) y Calanoida (Calan), en tanto en el lado izquierdo del diagrama se encuentran los sitios E3 febrero, y E7 junio, que se relacionan con la clorofila 'a' (Chla), la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), total de sólidos suspendidos (TSS), dureza y nitrógeno amoniacal (NH_3) y la especie *B. quadridentatus* (Bquad; Fig. 11).

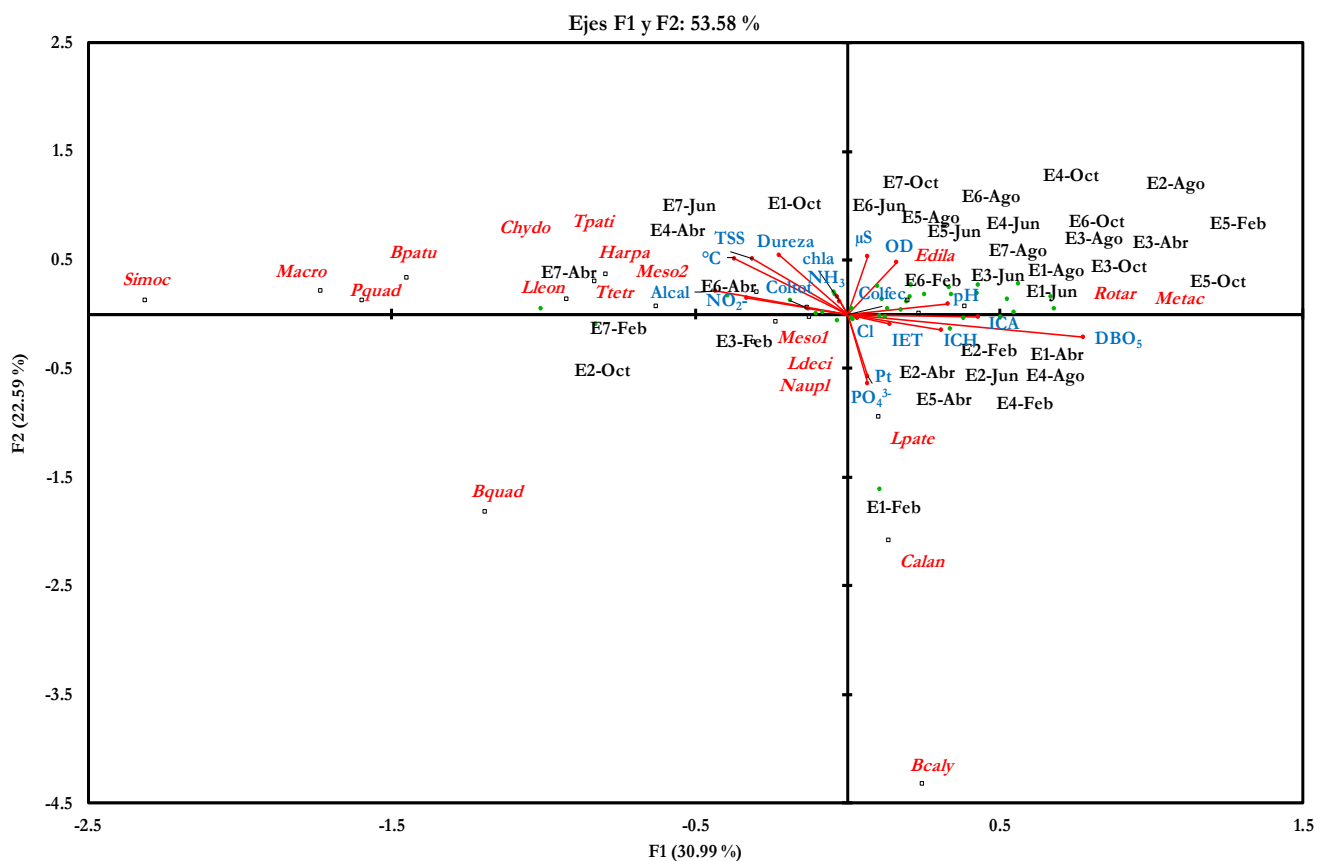


Figura 11. Diagrama de análisis de correspondencias canónicas (ACC) de las variables físicas, químicas, microbiológicas y biológicas. Rotar (*Rotaria* sp), Bcaly (*B. calyciflorus*), B. quad (*B. quadridentatus*), Bpatu (*B. patulus*), Pquad (*P. quadricornis*), Ldeci (*L. decipiens*), Lleon (*L. leontina*), Lpate (*L. patella*), Edila (*E. dilatata*), Ttetr (*T. tetractis*), Tpati (*T. patina*), Calan (Calanoida), Harpa (Harpacticoida), Meso1 (*Mesocyclops1* sp), Meso2 (*Mesocyclops2* sp), Naupl (Nauplios), Chydorus (*Chydorus* sp), Macro (*Macrothrix* sp), Simoc (*Simocephalus* sp), Metac (Metacopina). ICA (Índice de Calidad del Agua), IET (Índice del Estado Trófico), ICH (Índice de Calidad del Hábitat), OD (Oxígeno disuelto), DBO_5 (Demanda Bioquímica de Oxígeno), Cl (Cloruros), μS (Conductividad), TSS (Total de sólidos suspendidos), $^{\circ}\text{C}$ (Temperatura del agua), Pt (Fósforo total), Chla (Clorofila 'a'), PO_4^{3-} (Ortofosfatos), NO_2 (Nitritos), NH_3 (Nitrógeno amoniacal), Coltot (Coliformes totales) y Colfec (Coliformes fecales).

6. DISCUSIÓN

6.1. Índice de calidad del agua

El medio acuático está sujeto a variaciones temporales y espaciales de calidad debido a factores internos y externos (Sedeño-Díaz y López-López, 2007), el marcado deterioro de los cuerpos de agua hace prioritaria su evaluación. La evaluación de la calidad del agua no es una tarea fácil, especialmente cuando se aplican diferentes criterios a diferentes usos del agua (Bordalo et al., 2001), uno de los índices con los que se pueden evaluar estos criterios en conjunto es el ICA de Dinius utilizado en el presente trabajo.

Los valores del ICA obtenidos en el presente estudio indican aguas con calidad regular y buena, los principales usos observados a lo largo del río son el agrícola, pesca y vida acuática y el uso recreativo. El sitio E1 presentó aguas de buena calidad debido que la mayoría de los parámetros registrados no superan los límites máximos permisibles de acuerdo a los criterios ecológicos de calidad del agua (CE-CCA-001/89; INE, 1989) y concuerda con lo mencionado por Pérez y Restrepo (2008) con relación a que la calidad física y química del agua en la parte alta de las corrientes es normalmente buena por el alto contenido de oxígeno, baja conductividad, nutrientes y productividad primaria, ya que los consumidores dependen del material alóctono que cae de los árboles o que es arrastrado por las lluvias. Mientras que el resto de los sitios presentaron aguas regulares con un valor mínimo en E3 donde se ubica una central hidroeléctrica que utiliza el agua del drenaje de la población de Chalma para su funcionamiento la cual llega entubada hasta las instalaciones y después de su uso es vertida al cauce del río, donde se percibió una coloración café y un fuerte olor a hidrocarburos, además se encuentran asentadas industrias artesanales de mezcal que desechan el gabazo de las plantas a unos metros del cauce. De acuerdo con los intervalos asociados al valor numérico del ICA el agua para todos los sitios en el ámbito agrícola requiere purificación menor para cultivos que necesitan agua de alta calidad; para el uso de pesca y vida acuática se encuentra en los límites para peces muy sensibles y para uso recreativo se puede realizar cualquier tipo de deporte acuático.

Los valores obtenidos en el presente estudio, son similares a los reportados por Bonilla (2020) y Martínez (2021) en el río Amacuzac y Trujillo-Jiménez et al. (2011) en el río Champotón, quienes registraron calidad del agua regular y de acuerdo con el uso agrícola es utilizable para la mayoría de los cultivos; para el uso de pesca y vida acuática se considera como dudosa la pesca sin riesgo de salud, y para uso recreativo se deben restringir los deportes de inmersión y tener precaución con la ingesta en todos los sitios estudiados. Lo anterior no concuerda con lo reportado por Sedeño-Díaz y López-López (2007) quienes registran que el río Lerma presenta aguas de calidad regular, mala y muy mala, lo cual representa un grave deterioro de este ecosistema.

De manera general el río Chalma recibe contaminantes emitidos por asentamientos urbanos, turísticos, agrícolas, ganaderos e industriales, deteriorando la calidad del recurso hídrico; situación reportada con anterioridad por Rodríguez-Romero et al. (2014) quienes mencionan que el río Chalma presenta aguas de mínima a moderada fitotoxicidad por su cercanía a la población, la presencia de zonas de recreación y pastizales, mientras que Ruíz-Picos et al. (2016) exponen que la cuenca sufre los efectos ocasionados por la presencia de algunos asentamientos urbanos y zonas agrícolas, sin embargo, en ninguno de los dos estudios se evidencia al sector ganadero. Los datos obtenidos en el presente estudio son similares a los reportados para el río Champotón por Trujillo-Jiménez et al. (2011) y para el río Amacuzac por Martínez (2021) donde encontraron que la contaminación proviene de las fuentes difusas de la agricultura, residuos químicos relacionados con el ganado y el aporte de materia de pequeños asentamientos cerca del río; mientras que Sedeño-Díaz y López-López (2007) exhiben que el río Lerma presenta diversas fuentes de contaminación puntual y difusa catalogándolo como uno de los cursos de agua más degradados de México.

6.2. Análisis de la calidad del hábitat

Los seres humanos han utilizado los ríos, y otras fuentes de agua dulce, como ejes para el desarrollo de sus civilizaciones. A pesar de todos los servicios que proporcionan, se han contaminado sus cauces y transformado su morfología a través de grandes obras de

infraestructura como diques, presas, canalizaciones, reservorios, tomas de agua, e hidroeléctricas (Encalada, 2010). La zona ribereña es un área de transición entre los medios terrestre y acuático, la cual es el suministro energético más importante en los ríos y constituye una zona crítica para la protección de los cuerpos de agua (Granados-Sánchez et al., 2006).

El estrés ambiental como los huracanes, la actividad volcánica, las inundaciones, introducción de especies exóticas, los cambios en el uso de suelo y las descargas de aguas residuales de las actividades industriales y agrícolas, son una acción, agente o condición que daña la estructura o función de los ecosistemas acuáticos (Rapport y Whitford, 1999; Cairns, 2003) provocando cambios en los hábitats ribereños, el cual influye en la calidad del agua y, por lo tanto, en la calidad del entorno para el desarrollo de los organismos.

Ruíz-Picos et al. (2016) mencionan que el cauce del río Chalma contienen un alto porcentaje de cobertura vegetal natural, sin embargo, al realizar el presente estudio se registraron sitios con baja cobertura vegetal y además se presentó alteración del cauce por la extracción de sustrato mediante maquinaria pesada para elaborar gaviones (esto observado en la cuarta visita al ecosistema) afectando a la vegetación ribereña, modificaciones del cauce por la presencia de formación de pozas realizadas con piedras, presencia de cultivos y tala ligera; lo que derivó de una calidad del hábitat subóptima en los sitios E2, E4 y E5 y hábitat marginal en el resto de los sitios estudiados, debido a la baja estabilidad de los bancos, cobertura vegetal y aumento del depósito de sedimento, basura, quema de cultivos, deshierbe, excretas de ganado, circulación de vehículos y obras de infraestructura. Lo anterior, coincide con lo reportado en el río Amacuzac (Pita, 2018; Bonilla, 2020) que a lo largo de su cauce presenta áreas de calidad subóptima como en la cabecera del río (Dos Bocas) que muestra una heterogeneidad y estabilidad del sustrato, así como una baja deposición de sedimentos, una mayor estabilidad en los bancos con una baja erosión y una mayor protección de la vegetación respecto al área de calidad marginal en la parte media y baja del ecosistema debido a la pérdida y reducción de la vegetación, deposición de sedimentos, zonas urbanas, actividad agrícola y canalización por la presencia de puentes para circulación de vehículos automotores, lo que propicia que haya una alteración en el cauce. Estos cambios rompen con la conectividad longitudinal, lateral y vertical y el régimen de caudal

natural de los ríos ocasionando efectos negativos para la biodiversidad y su funcionamiento ecológico (Encalada, 2010).

6.3. Índice del estado trófico de Carlson

El Índice de Estado Trófico (IET), caracteriza al agua en términos de fenómenos de eutrofización, el cual es un proceso que requiere factores externos a un sistema para actuar con el fin de provocar un cambio dentro del sistema. Se origina por el enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, causando el deterioro de la calidad de los cuerpos de agua, lo que condiciona la utilización de los mismos y ejerce grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional (Newman et al., 2005; Ledesma et al., 2013). Una de las principales actividades que afectan la calidad de los sistemas acuáticos es la agropecuaria constituyendo una fuente difusa de entrada de nutrientes, particularmente nitrógeno, fósforo, bacterias fecales y sedimentos (Gillingham y Thorrold, 2000; Monaghan y Smith, 2004), actividad que está altamente arraigada a lo largo de los ecosistemas acuáticos, y que de acuerdo con Sánchez-Colón et al. (2009), con un estudio de SAGARPA del año 2001, el 57% del territorio del país está ocupado por ganadería extensiva, por lo que continúa siendo el uso dominante de la tierra en el país. Gunkel (2003) menciona que la eutrofización es un factor determinante en la calidad del agua, ya que altera la abundancia, diversidad y estructura ecológica de los cuerpos hídricos.

Con base en los resultados del IET en este estudio, se observó que el río Chalma se mantiene en un estado oligotrófico tanto espacial como temporalmente, en la temporada de estiaje (febrero y abril) se presentaron los valores máximos, mientras que en la temporada de lluvias (junio y agosto) y después de lluvias (octubre) se registraron valores mínimos. Los sistemas oligotróficos, están caracterizados por aguas transparentes, presencia de macrófitos en el fondo y pequeñas biomasas y concentraciones de fitoplancton y sólidos en suspensión (Conde-Porcuna et al., 2004). Los resultados coinciden con lo reportado por Martínez (2021) en el río Amacuzac donde se obtuvieron valores que catalogan al ecosistema como oligotrófico, esto debido a que ambos ríos no se ven afectados por la contaminación de grandes ciudades y numerosas industrias como el Lerma-Santiago catalogado por López et al. (2006) como

hipertrófico por el alto enriquecimiento de nutrientes. En el presente estudio el valor más alto se presentó en los sitios E7 (parte baja) y E1 (en la parte alta), a lo cual Tanago y Jalón (1984) mencionan que las aguas de los tramos bajos de los ríos están de forma natural más eutrofizadas que en los tramos altos, mientras que en los tramos altos es debido a la contaminación antropogénica causada por vertidos orgánicos de origen urbano, industrial, agrícola, etc., situación que se presenta en este sitio por su cercanía a la población de Malinalco, que de acuerdo con Alvarado et al. (2017), la población de la cuenca del río Chalma carece de condiciones sanitarias asociadas con la baja cobertura de las redes de drenaje sanitario que hacen de sus ríos unas cloacas insalubres de mal aspecto, con el agravante de que ahí también concurren los residuos sólidos que es otro asunto descuidado en la cuenca. Así mismo, estos autores mencionan que la calidad de los contaminantes vertidos en el agua como los contaminantes emergentes, procedentes de las industrias químicas, de cosméticos, de productos para limpieza personal y de las viviendas, entre otros, y que no son removidos por los tratamientos biológicos convencionales que tratan las aguas residuales municipales son una amenaza creciente.

6.4. Comunidad zooplanctónica

El zooplancton está conformado por todos los organismos microscópicos de origen animal que flotan libres en el agua, principalmente rotíferos y microcrustáceos (cladóceros y copépodos). Estos organismos son utilizados ampliamente como indicadores biológicos ya que responden rápidamente a los cambios ambientales y, por lo tanto, reflejan la calidad ambiental, así como los efectos asimilados de diferentes agentes de estrés proporcionando una medida aproximada del impacto ecológico de este último y de las condiciones ambientales, de aquí la importancia de identificar y cuantificar al zooplancton (Gasca y Suárez-Morales, 1996; Sedeño-Díaz y López-López, 2007; Elías-Gutiérrez, 2017).

En el presente estudio se registró por primera vez para el río Chalma la riqueza zooplanctónica, obteniendo la presencia de copépodos, cladóceros, rotíferos y ostrácodos, Margalef (1983) indica que estos grupos son característicos de aguas continentales. El zooplancton fluvial está controlado por una mezcla poco conocida de factores abióticos que

incluyen los que influyen en la abundancia y el acceso a los alimentos, la mecánica de la alimentación, el transporte río abajo frente a la retención temporal, la mortalidad directa, las condiciones térmicas, etc., y bióticos que incluyen la competencia, el parasitismo, enfermedades y la planctivoria; estos factores varían estacionalmente entre y dentro de los ríos (Thorp y Mantovani, 2005).

La riqueza total del zooplancton obtenida durante el periodo de estudio está constituida por 19 taxones y una diversidad de Shannon de 2 bits/ind encontrándose dentro del valor normal según Krebs (1999); comparado con otros estudios se observa que la diversidad es baja ya que, en el río Amacuzac, Nandini et al. (2019), reportan un total de 65 especies de rotíferos con una diversidad de 2.5 bits/ind, mientras que Martínez (2021) reporta una riqueza de 38 especies en donde se consideran a los rotíferos, cladóceros y copépodos con 3.60 bits/ind. Así mismo, en otros ríos de la República Mexicana como el río La Antigua, Veracruz, se reporta un mayor número de especies de rotíferos con un total de 125 especies y 4 bits/ind (Nandini et al., 2017), mientras que, en Argentina, Frutos (1998) registró en el río Negro 76 rotíferos y ocho cladóceros con 3.44 bits/ind, y en el río Salado 55 rotíferos y cinco cladóceros con 2.89 bits/ind; y en Venezuela, Astiz y Álvarez (2014) reportaron en el río Cataniapo un total de 26 taxones (22 rotíferos, dos cladóceros y dos copépodos) con 2.26 bits/ind. Tanago y Jalón (1984) mencionan que la diversidad es el parámetro más indicativo de la estructura de la comunidad y está relacionado con la contaminación de las aguas, siendo más baja o mínima cuanto mayor sea ésta; de acuerdo con la escala de contaminación de Wilhm y Dorris (1968) para este índice el río Chalma se considera como medianamente contaminado, al igual que el río Amacuzac (Martínez, 2021).

Los rotíferos son considerados los más importantes en ambientes dulceacuícolas debido a su pequeño tamaño que les permite desarrollarse en diversos hábitats, constituyendo en general el grupo mejor representado del zooplancton. Los valores porcentuales de cada grupo en el presente estudio indican que los rotíferos presentaron una mayor riqueza correspondiente a un 58%, mientras que Reckendorfer et al. (1999) registró un 98% en el río Danube, Austria; Thorp y Mantovani (2005) un promedio de 99% en cinco ríos de pradera en Estados Unidos y el 68 %

en el río San Lorenzo; concordando con Williamson y Reid (2001) quienes mencionan que los rotíferos frecuentemente exhiben una mayor riqueza de especies y diversidad; así mismo, Segers (2007), Jose y Paggi (2014) y Nandini et al. (2019) indican que la composición taxonómica del zooplancton en los ríos está dominada por rotíferos en comparación con los cladóceros y los copépodos, mientras que Margalef (1976), Elías-Gutiérrez et al. (2001) y Hye-Ji et al. (2017) indican que su diversidad es debido a su alto grado de renovación poblacional (ciclo de vida corto, reproducción partenogenética y residencia en el agua) que les permite utilizar diferente material en suspensión, ocupando diversas posiciones dentro de la red trófica por la adecuación y adaptación de sus partes bucales, confinándoles preferencias ecológicas que los ubica como indicadores de la calidad del agua y ecotoxicología, colonizan fácilmente los ecosistemas y tienen una amplia distribución.

Las familias más representativas fueron Lecanidae y Brachionidae, concordando con Ferrari et al. (2004) y Nandini et al. (2017; 2019), quienes mencionan que estas familias de rotíferos dominan en los sistemas fluviales. Los géneros más comunes son *Keratella*, *Polyarbra*, *Brachionius*, *Lecane*, *Euchlanis*, *Asplachna*, *Platyias*, *Testudinella*, *Filinia*, *Adineta*, *Trichocerca*, *Rotaria* y *Phylodina* (Roldán y Ruiz, 2001), en el río Chalma el género *Brachionus* fue el más representativo con cuatro especies, lo que coincide con otros estudios como el realizado por Iannacone et al. (2013) que reportan a este género en todas los sitios de muestreo en el río Lurín, en el Perú; mientras que Burdis y Hoxmeier (2011) lo registraron como uno de los géneros dominantes del río Mississippi (USA), al igual que Kim y Joo (2000) en el río Nakdong, Corea del Sur. Nandini et al. (2019) en el río Amacuzac reportan un total de cuatro especies de este género, a diferencia de Martínez (2021) que no registró a este género a lo largo del río Amacuzac. De acuerdo con Sládeček (1983) este género es considerado como altamente tolerante a ciertas concentraciones de contaminantes e indicador de aguas eutrofizadas, lo que coincide con los valores obtenidos del IET en los sitios E1 y E7 que exhiben los valores más altos indicando un posible proceso de eutrofización y donde se encuentra representado este género; concordando con Conde-Porcuna et al. (2004) quien indica que la composición del zooplancton puede ser un excelente criterio para caracterizar el estado trófico de los sistemas acuáticos y para deducir la estructura de las

comunidades acuáticas ya que las diferencias en el estado trófico se manifiestan en la estructura de la comunidad zooplanctónica y en las relaciones zooplancton-fitoplancton.

Con relación a los cladóceros y copépodos fueron los que menor representación tuvieron en este estudio, esta situación es causada por la turbulencia que produce condiciones menos favorables para los taxones de microcrustáceos planctónicos de gran cuerpo como lo son los cladóceros y copépodos (Sluss et al., 2008; Havel et al., 2009), su presencia está relacionada con el régimen fluvial, registrándose la disminución de su riqueza y densidad en los meses correspondiente a la temporada de lluvias y la ausencia de cladóceros en el mes de octubre correspondiente a la temporada después de lluvias, concordando con Nielsen et al. (2005) quien menciona que tienen tiempos de generación más largos y son menos capaces de mantener poblaciones en aguas de flujo rápido; ya que las velocidades altas de las corrientes son un factor limitante (Reckendorfer et al., 1999). Aunado a esto, Woelfl et al. (2018) mencionan que en ambientes oligotróficos los microcrustáceos presentan bajas densidades, por lo general menores a 10 ind/L y muchas veces menores de 1 ind/L, coincidiendo con el presente estudio donde seis de los siete microcrustáceos presentaron esta característica.

En general, los copépodos dulceacuícolas viven en ambientes con alto grado de inestabilidad, sin embargo, poseen ciertos mecanismos como la formación de quistes en Harpacticoida, el estado de diapausa en Cyclopoida o la formación de huevos de resistencia en Calanoida después de la reproducción sexual, que les ayuda a tolerar los cambios en el ecosistema. La especie *Mesocyclops* 1 sp fue la que exhibió una mayor densidad y se presentó en todos los sitios, a diferencia del estudio realizado por Kim y Joo (2000) en el río Nakdong donde su presencia fue insignificante; Gutiérrez-Aguirre et al. (2006) mencionan que se desconoce a ciencia cierta qué estrategias utiliza cada especie de este género para colonizar nuevos ambientes, estas podrían ser una mayor capacidad de competencia y de permanencia en sitios de recién colonización, mejores mecanismos de dispersión pasiva o elevada capacidad fisiológica para soportar cambios abruptos en el ambiente y su presencia está relacionada con un ecosistema oligotrófico y mesotrófico.

El orden Calanoida se presentó en los sitios E1 y E4 con bajas densidades, similar a lo registrado por Kim y Joo (2000) en el río Nakdong donde los calanoideos siempre fueron miembros menores del conjunto de copépodos. Fernández de Puelles (2015) indica que los calanoides tienen la capacidad por adaptarse a ambientes hostiles de temperatura y salinidad y principalmente se presentan en aguas eutróficas. Mientras que los harpaticoides se presentaron en todos los sitios con una densidad relativamente alta. Pérez y Restrepo (2008) mencionan que generalmente este grupo es bentónico y se consideran indicadores de oligotrofia. La presencia de los calanoides y ciclopoideos en el río Chalma indica un posible proceso de eutrofización.

Sendacz (1993) y Elías-Gutiérrez (2017) mencionan que los cladóceros presentan una amplia distribución en ambientes tropicales, sin embargo, a veces ésta se ve restringida a pequeñas áreas debido a los requerimientos ecológicos y fisiológicos que presentan algunas especies y no sobreviven si hay contaminación, lo cual coincide con la baja cantidad de especies (3) de pulgas de agua en el presente trabajo, donde *Chydorus* sp, *Macrothrix* sp y *Simocephalus* sp se presentaron en la temporada de estiaje relacionado a la baja cantidad de TSS para lo cual Astiz y Álvarez (1998) y McCabe y O'Brien (1983) indican que los TSS afectan las densidades de los cladóceros y concentraciones superiores a los 50 mg/L inhiben su crecimiento poblacional, disminuyen su supervivencia y fecundidad. Burdis y Hoxmeier (2011) en el río Mississippi encontraron que los cladóceros son más abundantes en la zona de remansos (entornos favorables), similar a lo encontrado en el presente estudio donde se observó que el sitio E7 presentó este tipo de hábitat asociado a una mayor vegetación acuática respecto a los otros sitios y donde se presentaron las tres especies de pulgas de agua. Algunos autores los consideran como indicadores de ambientes oligotróficos (Conde-Porcuna et al., 2004) y mesotróficos (Miño y Rodríguez, 2018).

Con base en las densidades, se obtuvo un valor total de 155 ind/L, el grupo de los rotíferos exhibió 89 ind/L, seguido por los copépodos con 38 ind/L, los ostrácodos con 26 ind/L y los cladóceros con 3 ind/L, estos valores se encuentran por arriba de los reportados por Astiz y Álvarez (2014) en el río Cataniapo donde la densidad total fue de 1.55 org/L, los rotíferos con 1.32 org/L, cladóceros con 0.04 org/L y copépodos con 0.19 org/L, esto debido a las bajas concentraciones de nutrientes que presentó el río pudiéndolo calificar como oligotrófico al igual

que el río Chalma. Espacialmente la densidad y riqueza del zooplancton fue mayor río abajo correspondiente al sitio E7, coincidiendo con los estudios de Basu y Pick (1997) en el río Rideau (Ontario, Canadá) y Kim y Joo (2000) en el río Nakdong (Korea) en los cuales registraron el aumento del zooplancton aguas abajo, asociado con un mayor tiempo disponible para que se desarrolle y menores tasas de descargas que río arriba. En primavera (abril) se observó un incremento del zooplancton, mientras que en verano (junio y agosto) las densidades se suprimieron un poco coincidiendo con eventos de alta descarga, situación también descrita por Kim y Joo (2000) en el río Nakdong. Las densidades de los rotíferos disminuyen con la velocidad de las corrientes cuando la descarga de agua es mayor, mientras que los microcrustáceos se relacionan positivamente con la retención hidrológica, situación registrada temporalmente en el Chalma, siendo similar a lo obtenido por Thorp y Mantovani (2005) en el río Kansas.

En el presente estudio, se observó una variación temporal y espacial en cuanto a la riqueza y densidad del zooplancton, coincidiendo con Madhu et al. (2007) quienes mencionan que los cambios en la estructura de la comunidad planctónica se esperan naturalmente en los ríos debido a cambios en las variables ambientales como fisicoquímicas, los cuales se incrementan con la contaminación o eutrofización de los ríos. La dinámica hidrológica como las variables de velocidad de la corriente, la profundidad del agua y la turbulencia inciden directamente en las densidades del zooplancton (Thorp y Mantovani, 2005). Además, los ríos presentan una variable morfología a lo largo del año, la presencia de áreas con aguas tranquilas resulta de gran importancia pues son altamente productivas para una amplia variedad de organismos, proporciona refugios, brinda un lugar donde pueden reproducirse y, por lo tanto, sustentar una comunidad en asociación continua con el cauce del río (Nielsen et al., 2005; 2010).

Se evidencio la importancia del efecto que producen las fluctuaciones hidrológicas sobre la densidad del zooplancton sumado a la estacionalidad, para la temporada de estiaje se presentaron todas las especies del zooplancton con el valor máximo en abril y el mínimo en febrero, esto debido a la fase de concentración, fenómenos reproductivos, menor velocidad de la corriente y TSS y la existencia de los hábitats de canal. Mientras que para la temporada de

lluvias se presentó un valor máximo en agosto y el mínimo en junio, y en octubre correspondiente a la temporada después de lluvias se obtuvo el valor más bajo en el estudio, en ambas temporadas es debido al aumento del cauce de crecida (más de 2 m) que eliminó zonas de refugio, la velocidad de la corriente que arrastra a los organismos, el aumento de TSS y de la profundidad. Esta relación inversa entre la descarga del río y la densidad zooplanctónica es reportada por Astiz y Álvarez (1998) en el río Orinoco donde la mayor densidad se presentó durante la fase de aguas bajas y la mínima durante el ascenso de las aguas; situación también reportada por Frutos (1998) en el río Salado y por Nandini et al. (2019) en el río Amacuzac, coincidiendo con Wallace et al. (2006) quien señala que las variaciones estacionales más significativas en cuerpos acuáticos están relacionadas con las épocas de estiaje y de lluvias, ajustándose a lo mencionado por Nielsen et al. (2010) quienes indican que en los hábitats de aguas tranquilas la microfauna es más abundante ya que funcionan como un amortiguador frente a los cambios en la descarga.

Brito et al. (2011) mencionan que la dominancia de rotíferos sobre copépodos es característica de ambientes eutróficos, tal como se observa en el presente estudio, en donde la riqueza y dominancia de los rotíferos fue mayor. Por lo que una evaluación bien sustentada requiere del análisis conjunto de las comunidades en sí mismas y sus relaciones con los factores ambientales de mayor peso tales como el régimen de flujo, calidad del hábitat y agua e interacciones entre las mismas comunidades (Norris y Thoms, 1999).

6.5. Índice sapróbico

La evaluación de la calidad ambiental mediante indicadores biológicos es fundamental, puesto que es posible utilizar ciertas características o propiedades de las comunidades para evaluar el estado del sistema (Woelfl et al., 2018). Los índices saprobios (IS) basados en rotíferos se han utilizado de forma rutinaria para evaluar los cuerpos de agua y rara vez se utilizan para clasificar y estudiar el agua de los ríos en México (Nandini et al., 2019).

De manera general, el río Chalma se encuentra en la categoría β -mesosapróbica, lo que corresponde a aguas medianamente contaminadas, lo cual coincide con lo reportado por

Nandini et al. (2019) y Martínez (2021) en el río Amacuzac catalogado como un cuerpo de agua β -mesosaprobico lo que representa niveles medidos de materia orgánica en descomposición. Li et al. (2014), reportan esta misma característica para el río Songhua localizado en China, en donde todos los sitios de muestreo fueron mesosaprobicos al igual que el río Chalma, sin embargo, ellos si observaron que en otoño que es la estación seca, el flujo del río y la función de autopurificación del agua disminuyeron significativamente por lo que las concentraciones de contaminantes aumentaron, a diferencia del río Chalma que se mantuvo constante. Sládeček (1978) menciona que las condiciones tróficas están relacionadas con las saprobias, reafirmando en el presente estudio donde las especies de rotíferos del IS se encuentran mayormente representadas en los sitios E1 y E7, donde se registraron altos valores de IET.

Los rotíferos son particularmente útiles en este sentido porque son fáciles de reconocer incluso cuando se conservan y son tolerantes a muchos contaminantes (Sarma y Nandini, 2017); así mismo, los rotíferos son útiles como modelos en ecotoxicología porque a menudo juegan un papel clave en la dinámica de los ecosistemas marinos costeros y de agua dulce (Wallace et al., 2006).

La toxicidad de un gran número de contaminantes ambientales ha sido evaluada mediante pruebas de toxicidad con rotíferos. En la década de 1970, cuando la toxicología acuática aún estaba iniciando, Buikema et al. (1974) y Schaefer y Pipes (1973) utilizaron pruebas de mortalidad a corto plazo con *Philodina acuticornis* y *Philodina roseola*, respectivamente, para evaluar la toxicidad de los metales pesados. Sin embargo, la mayoría de los estudios de toxicidad aguda se han realizado con miembros del género *Brachionus*, ya que algunas especies resultan ser buenas indicadoras de saptobiedad como *Brachionus calyciflorus*, una especie cosmopolita común de aguas alcalinas y tolerante a una fuerte contaminación y es considerada como β -mesosaprobica- α -mesosaprobica, *Brachionus quadridentatus* está ampliamente distribuida y también habita en aguas alcalinas y es una especie β -mesosaprobica. Hay otras especies de diferentes géneros que han sido empleadas para evaluar la toxicidad como *Enchlanis dilatata*, es una especie litoral cosmopolita de vegetación acuática, se encuentra tanto en aguas ácidas como alcalinas, considerada como oligosaprobica- β -mesosaprobica, *Lecane decipiens* vive en pequeños cuerpos de

agua y musgos y es una especie β -mesosapróbica, mientras que *Lepadella patella* es otra especie cosmopolita que se encuentra entre la vegetación, los musgos y en el plancton oligosaprobica- β -mesosapróbica (Sládecek, 1983). Todas las especies citadas, se encuentran en el río Chalma.

Con base en los resultados en el río Chalma obtenidos por Ruíz-Picos et al. (2016), quienes reportan ensambles de familias de macroinvertebrados correlacionados con ambientes altamente perturbados y sitios impactados por actividades agrícolas y el estudio de Rodríguez-Romero et al. (2014), quienes evaluaron la toxicidad de las aguas del ecosistema a través de un bioensayo con *Lactuca sativa*, reportando que la parte media del ecosistema, es clasificada en la categoría de toxicidad moderada, y de acuerdo con el presente estudio, el río Chalma se encuentra bajo estrés antrópico, siendo un ecosistema moderadamente contaminado, lo cual se puede remediar si se realiza un adecuado tratamiento de aguas residuales en los poblados rurales cercanos al río, así mismo, no se debe permitir más el establecimiento de áreas de cultivo cercanos al ecosistema.

7. CONCLUSIONES

1. Con base en los valores del Índice de Calidad del agua (ICA) obtenidos en el río Chalma se puede decir de manera general el río contiene aguas con calidad regular y buen con una diferencia muy clara entre las temporadas estudiadas.
2. Los resultados obtenidos con el análisis de las coliformes totales y fecales indican una contaminación microbiológica en todo el río, puesto que todos los sitios de estudio tuvieron valores por arriba del límite permisible.
3. La caracterización del hábitat mostró sitios de estudio subóptimos por la presencia de baja cobertura vegetal, alteración del cauce por la extracción de sustrato mediante maquinaria pesada, presencia de cultivos y tala ligera, y sitios marginales donde se visualiza baja estabilidad de los bancos y cobertura vegetal, aumento del depósito de sedimento, basura, quema de cultivos, deshierbe, excretas de ganado, zonas urbanas, circulación de vehículos y obras de infraestructura.
4. De acuerdo con el Índice del Estado Trófico de Carlson (IET) obtenido en los sitios de estudio, el río Chalma un ecosistema oligotrófico.
5. Los valores porcentuales de cada grupo indican que los rotíferos presentaron una mayor riqueza, seguida por los copépodos.
6. La presencia del género *Brachionus* (Rotifera: Brachionidae) con sus tres especies (*B. calyciflorus*, *B. quadridentatus*, *B. patulus*) indica que el río está en proceso de eutroficación.
7. De acuerdo con los valores obtenidos del Índice sapróbico (IS) el río Chalma se ubica en la categoría β -mesosapróbica, lo que corresponde a aguas medianamente contaminadas.

8. RECOMENDACIONES

Con base en los resultados obtenidos en el presente estudio, se registró que el río Calma es un río moderadamente contaminado; sin embargo, la calidad del agua puede mejorar si existe un tratamiento adecuado de las aguas residuales en los municipios cercanos al río, ya que los vertidos domésticos no tratados o parcialmente tratados son una de las principales causas de contaminación en esta región. Con base en lo anterior, es importante que se haga un plan de monitoreo de la calidad del agua del río Chalma y sus tributarios con regularidad, empleando no sólo parámetros físicos y químicos, si no también microbiológicos e incluir un análisis del plancton en el proceso, puesto que son indicadores sensibles de calidad del agua.

9. LITERATURA CITADA

- Acosta, R., Hampel, H., González, H., Mosquera, P., Sotomayor, G. y Galarza, X. 2014. Protocolo de evaluación de la calidad biológica de los ríos de la región austral del Ecuador. ETAPA EP, SENAGUA - DHS. Universidad de Cuenca. Programa PROMETEO de la SENESCYT 62 p.
- Al-Abbawy, D. A. H. 2012. Assessment of Trophic status for Shatt Al-Arab River using trophic state index (TSI). *Journal of Basrah Researches (Sciences)* 38(3A):36-44.
- Alvarado, G. A. R., Pérez, R. C. A. y Díaz, C. E. 2017. La caracterización de la cuenca como base para planificar el uso de recursos naturales. El caso de la cuenca de Chalma. En: Santana, J. M. V., Hoyos, C. G., Zepeda, M., Calderón, M. J. R. y Santana, C. G. (coord.). *Territorios, sustentabilidad y gobernanza en México y Polonia*. pp: 108-132.
- Álvarez, J. P. A., Panta, J. E. R., Ayala, C. R. y Acosta, E. H. 2008. Calidad integral del agua superficial en la Cuenca Hidrológica del río Amajac. *Información Tecnológica* 19(6):21-32.
- APHA, AWWA y WPCF. 2019. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association, Washington, USA. 1108 p.
- Arredondo, F. J. L. 1998. *Calidad del agua em acuicultura, conceptos y aplicaciones* AGT editor, México. 222 p.
- Astiz, S. y Álvarez, H. 1998. El zooplancton en el alto y medio río Orinoco. *Acta científica venezolana*. 49:5-18.
- Astiz, S. y Álvarez, H. 2014. Dinámica del zooplancton y su relación con la calidad de agua en el río Cataniapo, Amazonas, Venezuela. *Ecotrópicos*, 27(1-2):13-30.
- Balwin, H. W. y Chandler, C. W. 1918. *Fresh water Biology*. John Wiley y Sons, New York. 1111 p.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. y Stribling, J. B. 1999. *Protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. 2nd edition. Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington. 339 p.
- Basu, B. K. y Pick, F. R. 1997. Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate river. *Journal of Plankton Research*, 19(2):237-253.

- Bonilla, R. K. K. 2020. Evaluación del efecto del cambio del uso del suelo en la ictiofauna del río Amacuzac. Tesis, Maestría, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 145 p.
- Bordalo, A. A., Nilsumranchit, W. y Chalermwat, K. 2001. Calidad del agua y usos del río Bangpakong (este de Tailandia). *Water Res* 35 (15):3635–3642.
- Boyd, C. E. 1981. *Water quality in warm water fishponds*. Auburn University. 359 p.
- Brito, S., Maia-Barbosa, P. y Pinto-Coelho, R. M. 2011. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 16:253-264.
- Brown, R., Macclelland, N., Deininger, R. y Tozer, R. 1970. A Water Quality Index – Do We Dare? *Water and Sewage Works* 117(10):339-343.
- Buikema, A. L., Cairns, J. J. y Sullivan, G. W. 1974. Evaluation of *Philodina acuticornis* (Rotifera) as a bioassay organism for heavy metals. *JAWRA Journal of the American Water Resources Associations*, 10(4):648-661.
- Burdis, R. M. y Hoxmeier, R. J. H. 2011. Seasonal zooplankton dynamics in main channel and backwater habitats of the Upper Mississippi River. *Hydrobiologia*, 667(1):69-87.
- Cairns, J. J. 2003. Biotic community response to stress. Pp. 13 – 21 in Thomas P. and Simon (ed.) *Biological response signatures. Indicator patterns using aquatic communities* (CRC Press. EUA.
- Canter, L. 1998. *Manual de evaluación del impacto ambiental. Técnicas para la elaboración de estudios de impacto*. Mc Graw Hill. Madrid. 835 p.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22(2): 361-369.
- Caroni, R. e Irvine, K. 2010. The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: redundant concept or political oversight? *Biology and Environment: Proceeding of the Royal Irish Academy* 110(1): 35-53.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2015. *Monitoreo de la calidad del agua en México*. 9 p.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2016. *Atlas del agua en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 140 p.

- Conde-Porcuna, J. M., Ramos-Rodríguez, E. y Morales-Baquero, R. 2004. El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas* 13(2):23-29.
- Contreras, F. E. 1994. Manual de técnicas hidrobiológicas. Trillas. México. 141 p.
- Dinius, S. H. 1987. Design of an index of water quality. *Water Resources Association* 23(5): 833-843.
- Duggan, I. C., Green, J. D. y Russell, J. S. 2002. Distribution of rotifers in North Island, New Zealand lakes: Relationships to environmental and historical factors. *Freshwater Biology* 47(2): 195-206.
- Edmonson, W. T. y Winberg, G. G. 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwater. Blackwell Scientific Publications. Oxford and Edinburgh. 358 p.
- Ejsmont-Karabin, J. 1995. Rotifer occurrence in relation to age, depth and trophic state of quarry lakes. *Hydrobiologia* 314(1): 21-28.
- Elías-Gutiérrez, M. 2017. Diminuto y fundamental zooplancton de agua dulce. *Ecofronteras* 21(59): 5-6.
- Elías-Gutiérrez, M. y Valdéz-Moreno, M. E. 2008. A new cryptic species of *Leberis* Smirnov, 1989 (Crustacea, Cladocera, Chydoridae) from the Mexican semi-desert region, highlighted by DNA barcoding. *Hidrobiológica* 18(1): 63-74.
- Elías-Gutiérrez, M., Ciro-Pérez, M., Gutiérrez-Aguirre, M. y Cervantes-Martínez, A. 1997. A checklist of the litoral cladócerans from México, with descriptions of five taxa recently recorded from the Neovolcanic Province. *Hydrobiologia* 126(360): 63-67.
- Elías-Gutiérrez, M., Ciro-Pérez, M., Suárez-Morales, J. E. y Silva, B. M. 1999. The freshwater Cladocera (Orders Ctenopoda and Anomopoda) of México, with comments on selected taxa *Crustaceana*, 72: 171-186.
- Elías-Gutiérrez, M., Suárez-Morales, E. y Sarma, S. S. S. 2001. Diversity of freshwater zooplankton in the neotropics: the case of Mexico. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 27:4027-4030.
- Encalada, A. 2010. Funciones ecosistémicas y diversidad de los ríos: Reflexiones sobre el concepto de caudal ecológico y su aplicación en el Ecuador. *Polémika*, 2(5):40-47.

- Fernández de Puellas. 2015. Maxillipoda, C. y Copépoda, S. Orden Calanoida. *Revista IDE-SEA*, 89:1-27.
- Fernández, C. A. 2012. El agua: un recurso esencial. *Química Viva* 11(3): 147-170.
- Ferrari, I., Farabegoli, A. y Mazzoni, R. 2004. Abundance and diversity of planktonic rotifers in the Po River. *Hidrobiología*, 186/187:201-208.
- Fraile, H., Orive, E. y Pozo, J. 1995. Evaluación del estado trófico y comparación de modelos relativos al fósforo en los embalses de Cernadilla y Valparaíso (río Tera, Zamora). *Limnetica* 11(2):29-37.
- Frutos, S. M. 1998. Densidad y diversidad del zooplancton en los ríos Salado y Negro - Planicie del río Paraná – Argentina. *Revista Brasileira de Biología* 58(3):431-444.
- Fuller, D. R., Stemberger, R. S. y Gannon, J. E. 1977. Limnetic rotifers as indicators of trophic change. *Journal of Elisha Mitchell Scientific Society* 93(2):104-113.
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Quinta Edición. Universidad Nacional Autónoma de México. 97 p.
- García, O. L. A. 2003. Indicadores técnicos y evaluación de la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua, Subcuenca del río Tascalapa Yoro Honduras. Tesis de Maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Programa de Enseñanza para el Desarrollo y la Conservación. Escuela de Posgrado. Colombia. 164 p.
- García-Cabrera, J. 2007. Plancton como indicador de calidad del agua en la presa Aguamilpa. *Ingeniería hidráulica en México* XXII(1):103-116.
- Gasca, R. y Suárez-Morales, E. 1996. Introducción al Estudio del Zooplancton Marino. ECOSUR/CONACYT. México, 711 p.
- Granados-Sánchez, D., Hernández-García, M. A. y López-Ríos, G. F. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 12(1):55-69.
- Gillingham, A. G. y Thorrold, B. S. 2000. A Review of New Zealand Research Measuring Phosphorus in Runoff from Pasture. *Journal of Environmental Quality*, 29:88-96
- Gunkel, G. 2003. Limnología de un lago tropical de alta montaña, en Ecuador: características de los sedimentos y tasa de sedimentación. *Revista de Biología Tropical* 51(2):381-392.

- Gutiérrez-Aguirre, M. A., Suárez-Morales, E. y Cervantes-Martínez, A. 2006. Distribución de las especies de *Mesocyclops* (Copepoda: Cyclopoida) en el sureste mexicano y región norte de Guatemala. *Hidrobiológica*, 16(3), 259-265.
- Hakanson, L., Parparov, A., Ostapenia, A. y Boulion, V. V. 2000. Development of a system of water quality as a tool for management. Final report to INTAS, Uppsala University, Department of Earth Science. 19 p.
- Havel, J. E., Medley, K. A., Dickerson, K. D., Angradi, T. R., Bolgrien, D. W., Bukaveckas, P. A. y Jicha, T. M. 2009. Effect of main-stem dams on zooplankton communities of the Missouri River (USA). *Hydrobiologia* 628: 121–135.
- Hernández, S. R., Fernández, C. C y Baptista, L. P. 2010. Metodología de la investigación. McGraw-Hill/Interamericana Editores, S.A. de C.V. 656 p. https://www.esup.edu.pe/descargas/dep_investigacion/Metodologia%20de%20la%20investigaci%C3%B3n%205ta%20Edici%C3%B3n.pdf. Consultado en diciembre 2021.
- Hye-Ji, O., Hyun-Gi, J., Gui-Sook, N., Yusuke, O., Wei, D., Eui-Haeng, L., Dongsoo, K., Soon-Jin, H. y Kwang-Hyeon, C. 2017. Comparison of taxon-based and trophi-based response patterns of rotifer community to water quality: applicability of the rotifer functional group as an indicator of water quality, *Animal Cells and Systems*, 21(2):133-140.
- Iannacone, J., Alvariano, L., Jiménez-Reyes, R. y Argota, G. 2013. Diversidad del plancton y macrozoobentos como indicador alternativo de calidad de agua del río Lurín en el distrito de Cieneguilla, Lima-Perú. *The Biologist (Lima)*, 11(1):79-95.
- Iliopoulou-Georgudaki, J., Kantzaris, V., Katharios, P., Kaspiris, P., Georgiadis, T. H. y Montesantou, B. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators* 2(1):345-360.
- INE. 1989. Acuerdo CE-CCA-001/89. Por el que se establecen los criterios ecológicos de calidad del agua. Instituto Nacional de Ecología. Diario Oficial de la Federación. 2 de diciembre 1989.
- Jose, S. B. y Paggi, J. C. 2014. El zooplancton de los grandes ríos Sudamericanos con planicie de inundación. *FABICIB*, 18:166-194.

- Kim, H. W. y Joo, G. J. 2000. The longitudinal distribution and community dynamics of zooplankton in a regulated large river: a case study of the Nakdong River (Korea). *Hydrobiologia*, 438(1):171-184.
- Kolkwitz, R. y Marsson, M. 1908. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewässerbeurteilung. *Hydrobiologia* 2(4): 126–152.
- Krebs, J. C. 1999. *Ecological Methodology*. Benjamin Cummings. 620 p.
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C. M. y Sánchez, A. R. 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica* 44(3): 419-425.
- Li, X., Yu, H. y Ma, C. 2014. Zooplankton community structure in relation to environmental factors and ecological assessment of water quality in the Harbin Section of the Songhua River. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology* 32(6):1344-1351.
- Lobo, E. A., Heinrich, C. G., Schuch, M., Wetzel, C. E. y Luc, E. 2016. Diatoms as Bioindicators in Rivers. En: Necchi, J. R. O. (ed). *River Algae*. Springer, Cham. pp. 245-271.
- Lobo, E. A., Schuch, M., Heinrich, C. G., Ben da Costa, A, Düpont, A., Wetzel, C. E. y Ector, L. 2015. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring and Assessment* 187:354.
- López, H. M., Infante, R. K. D. y Ramos, E. M. G. 2006. Estado trófico de la cuenca. En: Cotler Avalos H, M. Mazari-Hiriart y J. de Anda Sánchez. (ed) *Atlas de la cuenca Lerma-Chapala: construyendo una visión conjunta*, México. SEMARNAT, INE, UNAM, IE. pp: 128-130.
- Lozada, P. T., Vélez, C. H. C., Escobar, J. C., Vidal, A. P. y Patiño, P. 2010. Aplicación de índices de calidad de agua-ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano. *Ingeniería e Investigación*, 30(3):86-95.
- Madhu, N. V., Jyothibabu, R., Balachandran, K. K., Honey, U. K., Martin, G. D., Vijay, J. G., Shiyas, C. A., Guptam, G. V. M. y Achuthankutty, C. T. 2007. Monsoonal impact on planktonic standing stock and abundance in a tropical estuary (Cochin backwaters- India). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 73: 54–64.
- Mäemets, A. 1983. Rotifers as indicators of lake types in Estonia. *Hydrobiologia* 104(1): 357-361.

- Margalef, R. 1955. Los organismos indicadores en la limnología. Ministerio de Agricultura. España. 300 p.
- Margalef, R. 1976. Limnología de los embalses españoles. Dir. Gen. De Obras. Pub Madrid. 325 p.
- Margalef, R. 1983. Limnología. Omega, Barcelona, España. 1101 p.
- Martínez, Z. A. 2021. Aplicación de bioindicadores e índices biológicos y ecológicos para evaluar el estado de salud del río Amacuzac. Tesis de Maestría en Recursos Naturales. Centro de Investigaciones Biológicas. 88 pp.
- McCabe, G. D. y O'Brien, W. J. 1983. The effects of suspended silt on feeding and reproduction of *Daphnia pulex*. *American Midland Naturalist*, 324-337.
- McCune, B. y Grace, J. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. Glenden Beach, OR: MjM software design.
- Mendoza-Cariño, M., Quevedo, N. A., Bravo, V. A., Flores De La Isla, M. H., De Bauer, L., Gavi, R. F. y Zamora, M. B. P. 2014. Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva Ley General de Aguas de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 30(4): 429-436.
- Miño, A. C. A. y Rodríguez, F. J. A. 2018. Evaluación del estado trófico en relación al comportamiento de los parámetros físicos y biológicos del Lago San Pablo, Ecuador. Tesis, 69 Maestría, Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales, Universidad Técnica del Norte. 71 p.
- Monaghan, R. M. y Smith, L. C. 2004. Minimizing surface water pollution resulting from farm-dairy effluent application to mole-pipe drained soil. II. The contribution of preferential flow of effluent to whole-farm pollutant losses in subsurface drainage from a West Otago dairy farm. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 47: 417- 428.
- Moreno, E. C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. MyT–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. 84 p.
- Nandini, S., Ramírez-García, P., Sarma, S. S. S. y Gutiérrez-Ochoa, R. A. 2019. Planktonic indicators of water quality: a case study in the Amacuzac River Basin (State of Morelos, Mexico). *River Research and Applications* 35(3): 268–279.

- Nandini, S., Sarma, S. S. S. y Gulati, R. D. 2017. A seasonal study reveals the occurrence of exotic rotifers in the river Antigua, Veracruz, close to the Gulf of Mexico. *River Research and Applications* 33: 970-982.
- Newman, J. R., Anderson, N. J., Bennion, H., Bowes, M. J., Carvalho, L., Dawson, F. H., Furse, M., Gunn, I., Hilton, J., Hughes, R., Johnston, A. M., Jones, J. I., Luckes, S., Maitland, P., May, L., Monteith, D., O'Hare, M., Taylor, R., Trimmer, M. y Winder, J. 2005. *Eutrophication in rivers: an ecological perspective*. Centre for Ecology and Hydrology. 37 p.
- Nielsen, D. L., Gigney, H. y Watson, G. 2010. Riverine habitat heterogeneity: the role of slackwaters in providing hydrologic buffers for benthic microfauna. *Hydrobiologia*, 638(1), 181-191.
- Nielsen, D. L., Watson, G. y Petrie, R. 2005. Microfaunal communities in three lowland rivers under differing flow regimes. *Hydrobiologia*, 543(1), 101-111.
- Norris, R. H. y Thoms, M. C. 1999. What is river health? *Freshwater Biology* 41: 197-209.
- OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. Cooperative Programmers on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate, Paris, France. 75 p.
- Ott, W. R. 1978. *Environmental indices: Theory and practice.*, Ann Arbor Science Publishers. Michigan. 384 p.
- Pantle, E. y Buck, H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach* 96: 604.
- Parparov, A. G., Hamilton, D., Kasprzak, P. y Ostapenia, A. 2010. Water quality assessment, trophic classification and water resources management. *Journal of Water Resource and Protection* 2: 907–915.
- Pennak, R. 1978. *Fresh-water Invertebrates of the United States*. John Wiley y Sons, New York. 803 p.
- Pérez, G. R. y Restrepo, J. J. R. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. Vol. 15. Universidad de Antioquia. 231 pp.
- Pita, A. M. E. 2018. *Evaluación del estrés oxidativo y actividad de la acetilcolinesterasa en *Astyanax mexicanus* (Characidae) y *Notropis boucardi* (Cyprinidae) en el río Amacuzac, Morelos*. Tesis, Maestría, Instituto Politécnico Nacional. 158 p

- Radwan, S. y Popiolek, B. 1989. Percentage of rotifers in spring zooplankton in lakes of different trophy. *Hydrobiologia* 186(1): 235-238.
- Rapport, D. J. y Whitford, W. G. 1999. How ecosystems respond to stress. *BioScience* 49(3): 193 - 203.
- Reckendorfer, W., Keckeis, H., Winkler, G. y Schiemer, F. 1999. Abundance in the River Danube, Austria: the significance of inshore retention. *Freshwater biology*, 41, 583-591.
- Rodier, J., Legube, B. y Merlet, N. 2010. *Análisis del agua*. Omega, Barcelona, España. 1539 p.
- Rodríguez-Romero, A. J., Robles-Salazar, C. A., Ruíz-Picos, R. A., López-López, E., Sedeño-Díaz, J. E. y Rodríguez-Dorantes, A. 2014. Índices de germinación y elongación radical de *Lactuca sativa* en el biomonitorio de la calidad del agua del río Chalma. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 30(2): 307-316.
- Roldán G. y Ruiz, E. 2001. Development of limnology in Colombia, in; Wetzel, R. G. and Copal, B., (eds.), *Limnology in developing countries*, Vol. 3. International Association of Theoretical and Applied Limnology. New Delhi, India: International Scientific Publications. p. 69-119.
- Rose, M. 1933. Copépodes pélagiques. *Fauna de France*, 26: 1-374.
- Ruíz-Picos, R. A., Sedeño-Díaz, J. E. y López-López, E. 2016. Ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos relacionados con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (cuenca del río Balsas), México. *Hidrobiológica* 26(3): 443-458.
- Saksena, N. 1987. Rotifers as indicators of water quality. *Acta hydrochimica et Hydrobiologica* 15(5): 481-485.
- Samboni, N. E., Carvajal, Y. y Escobar, J. C. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación* 27: 172-181.
- Sánchez-Colón, S., Flores-Martínez, A., Cruz-Leyva, I. A. y Velázquez, A. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, pp. 75-129.
- Sarma, S. S. S. y Elías-Gutiérrez, M. 1999. Rotifers (Rotifera) from four natural water bodies of central México. *Limnologica* 29(4): 475-483.

- Sarma, S. S. S. y Nandini, S. 2017. Rotíferos Mexicanos (Rotifera). Estado de México. Manual de Enseñanza. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 148 p.
- Schaefer, E. D. y Pipes, W. O. 1973. Temperature and the toxicity of chromate and arsenate to the rotifer *Philodina roseola*. *Water Research*, 7(12):1781-1790.
- Schwöerbel, J. 1975. Métodos de hidrobiología (biología de agua dulce). Hermann Blume, Madrid. 237 p.
- Sedeño-Díaz, J. E. y López-López, E. 2007. Water quality in the río Lerma, Mexico: an overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resources Management* 21(10): 1797-1812.
- Segers, H. 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa* 1564: 1.104.
- Segura-García, V., Cantoral-Uriza, E. A., Israde, I. y Maidana, N. 2012. Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water quality in the Upper Lerma River, Mexico. *Hidrobiológica* 22(1): 16-27.
- Sendacz, S. 1993. Distribuição geográfica de alguns organismos zooplanctônicos na América do Sul. *Acta Limnol. Brasil* 6:31-41.
- Sládeček, V. 1978. Relation of saprobic to trophic levels. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 20(3), 1885-1889.
- Sládeček, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*. 100:169-201.
- Sluss, T. D., Cobbs, G. A. y Thorp, J. H. 2008. Impact of turbulence on riverine zooplankton: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 53: 1999–2010.
- Smirnov, N. N. 1971. Chydoridae of the World fauna. *Fauna of the USSR, Crustacea. New Series*. 643 p.
- Smirnov, N. N. 1974. Fauna of the U. S. S. R. Crustacea. Vol. 2, No. 1. Chydoridae. Israel Program for Scientific Translations, academic of U. S. S. R. Keter, Jerusalem. 644 p.
- Sokal, R. R. y Rohlf, F. J. 1981. *Biometry the principles and practice of statistics in biological research*. 2nd ed. WH Freeman and Company, San Francisco.

- Sprules, W. G. 1977. Crustacean zooplankton communities as indicators of limnological conditions: An approach using principal component analysis. Fisheries Research Board 8: 962-976.
- Stambuk-Giljanović, N. 2003. The water quality of the Vrgorska Matica River. Environmental Monitoring and Assessment 83(3): 229–253.
- Tanago, M. G. y Jalón, D. G. 1984. Desarrollo de un índice biológico para estimar la calidad de las aguas de la cuenca del Duero. Limnetica, 1, 263-272.
- Thorp, H. J. y Covich, A. P. 2001. Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press. USA. 1056 p.
- Thorp, J. H. y Mantovani, S. 2005. Zooplankton of turbid and hydrologically dynamic prairie rivers. Freshwater Biology, 50(9), 1474-1491.
- Toledo, A. 2002. El agua en México y el mundo. Gaceta Ecológica 64: 9-18.
- Trujillo-Jiménez, P., Sedeño-Díaz, J. E., Camargo, J. A. y López-López, E. 2011. Assessing environmental conditions of the Río Champotón (México) using diverse indices and biomarkers in the fish *Astyanax aeneus* (Günther, 1860). Ecological Indicators 11(6): 1636–1646.
- Tundisi, J. G. y Tundisi, T. M. 2008. Limnología. Oficina de Textos. São Paulo, Brazil. 632 p.
- VANR. 2004. Vermont stream geomorphic assessment phase 2 handbook. Rapid stream assessment. Vermont Agency of Natural Resources. Montpelier, EUA. 83 p.
- Varona-Cordero, F. y Gutiérrez M. F. 2003. Estudio multivariado de la fluctuación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica en dos lagunas costeras del estado de Chiapas. Hidrobiológica, 13(3):177-194.
- Wallace, R. L., Snell, W. T. y Nogrady, T. 2006. Rotifera: Biology, Ecology and Systematics. SPB. Academic Publishing. 270 p.
- Wetzel, R. G. y Likens, G. E. 2000. Limnological Analyses. Springer-Verlag. Nueva York. 429 p.
- Wilhm, J. L. y Dorris, T. C. 1968. Biological parameters for water quality criteria. BioScience 18: 477-481

- Williamson, G. E. y Reid, J. W. 2001. Copepoda. En: Thorp, J. H. y A. P. Covich (eds). Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press, Washington. Pp. 849- 913
- Woelfl, S., Caputo L., García-Chicote, J. y de Los Ríos, P. 2018. Manuales para la bioindicación: Zooplancton. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Edición Manuales Sociedad Chilena de Limnología 1: 45 pp.

Cuernavaca, Mor., a 24 de octubre de 2022

DR. ALEJANRO GARCÍA FLORES
DIRECTOR DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES ZOOPLANCTONICAS COMO INDICADOR ALTERNATIVO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO CHALMA”**, que presenta la alumna **LIZBETH AMAYRANI DELGADO SÁNCHEZ**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
PROFESOR- INVESTIGADOR DEL
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

C.c.p. Archivo



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

RUBEN CASTRO FRANCO | Fecha:2022-11-15 15:23:35 | Firmante

DXYZcmWQVdNufUL5pRAvNp2UDuj2noyjKQrWcmhoXnoWLnPBZM4LgScl2yCzgbEvf8j0SujfGcmLjhYa4FOU41TOLfN9MkEwoag9GyJluuZm+QUM83cjog8M/p0nE+T0a1ac1OvSepMHR9+ANKT/1jHEKkuFZbeYo4LzH8V2r0h8jdaDYJqe50Qagp3Qaa/m9qdr26JlfzEDavujKHmvlqhOpSHrTAEExp+46bBhisWN7j/MPd52DZ+ovDaO0TIKrkXfBWS3m/+Zi+6T96LNwm5Y4RorRfa+SWSW3jIMao5zDORQKBguSF+UUwkPJIC1KdnwmUKV00QiFoEfODjkTw==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



8hzpk1Eg9

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/hxOXX93UH7gf978dRkGrAYycukkZ1VYF>



Cuernavaca, Mor., a 24 de octubre de 2022

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES ZOOPLANCTONICAS COMO INDICADOR ALTERNATIVO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO CHALMA”**, que presenta la alumna **LIZBETH AMAYRANI DELGADO SÁNCHEZ**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

M. EN C. JUDITH GACÍA RODRÍGUEZ
PROFESORA INVESTIGADORA DEL
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

JUDITH GARCIA RODRIGUEZ | Fecha:2022-11-17 10:33:35 | Firmante

IsifF9eQDfYgzcRSDetDy4v/swd4TfD2RmmO/YBLObLIEu1G1g5vdqDXGK6Uu0/D+aTGrtv80SSjUVn+eVfb3e1jeLuK+3y6PY8d35z9kNHQnhMtSuzcJfHTjluaLVmx2x/AHxgF5hpSm4CCpqqf8cl/f9qGhHWbxtr8zZlgtVe30tYAtnRgDsNNWaX1IGP6hoS5YqsCLPGebtcC4S6viGTNX2DIIpY00+2Qw7f7t4g8tCTrP9/0cS1geyJL7Ux6XCqBtoAgYxenMHaG8dBacbgdUp+I3m1gLNIDxgSUn/RKGTErLoWEEs2oE2/V/MHDgAPo3z6a6KSfPVvkPQJ8bg==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[ip3amj4qk](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/iwwzDTwoxoLFPM1GLqfVb4TxqPVTCqLa>



Cuernavaca, Mor., a 24 de octubre de 2022

**DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS**

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES ZOOPLANCTONICAS COMO INDICADOR ALTERNATIVO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO CHALMA”**, que presenta la alumna **LIZBETH AMAYRANI DELGADO SÁNCHEZ**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

**DRA. PATRICIA TRUJILLO JIMÉNEZ
PROFESORA INVESTIGADORA DEL
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS**



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

PATRICIA TRUJILLO JIMENEZ | Fecha:2022-11-15 13:53:02 | Firmante

ZQJQnscmn/sWHYOr6sWEc51pxuMvmAunUlusRo6VAkVxjIFU+jn1McyQAIA4VPGk/9g7vEFjeqb/qQEM/2NpW8kWUVvCkFTxXM34Ogdo2qYaTxQqTPMn73NCWss5qWxxRbeVMDjKzgy1nOZWTMNaj1VB0dUpQUUnK3ecl7dkZNhymHUA0ztXtywT2g29cFztr1SDW+mT+DhAN+PXDPxe8ted2Mls9Y/IDG0EscOknpBUtL8JDd4Qg6ou8EIF8/WtyNypu88YM Gv9J8XtNbl2mLgV2fl386bAdwyqV1t/EGP56esGauZE8LYirYc7P+meH+lbPjnlqls/Y2hEPq9KQ==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[htVkkDIU9](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/uRBKhUmXCHkkuMAaSkV80hWsVmJ4KG52>



Cuernavaca, Mor., a 24 de octubre de 2022

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES ZOOPLANCTONICAS COMO INDICADOR ALTERNATIVO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO CHALMA”**, que presenta la alumna **LIZBETH AMAYRANI DELGADO SÁNCHEZ**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

DRA. MARÍA GUADALUPE BUSTOS ZAGAL
PROFESORA INVESTIGADORA DEL
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

C.c.p. Archivo



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

MARIA GUADALUPE BUSTOS ZAGAL | Fecha:2022-11-15 15:42:17 | Firmante

iazrSFye+ZZnZThoTyPeylkjAP7qWCDAhXrnQE9XqfnEgbuCljgmfF4jBizMCB9rlSE0XqPA2Tp3wsMQfQF1GQLb7lwonK3+VeLG+9c+gL0qtK+MWir19huPyjweggKXlfdxUlyOdPtCbonhHBHafCVPmdBx6D4A15L5oO4flIZhusi63wQGLGpRRaHvmrI0+cKqN9fyX1xQ6Mw3SCRoFsvDGNBvNx2rxowh4MyErU/WfO/iTPigcerOOpCpV5BjQx1y/z+HCG+llqsl2rhl3tlzMo1DzW6A+LDk9sLxNzhWuHWBDDQ3jwIP1wQk2R34r0doxRipJOOzMZoxoiHw==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[NpaMt9sDy](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/yqV6fO5I97UnZHnw353Kd10vWEigZqc8>



Cuernavaca, Mor., a 24 de octubre de 2022

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES ZOOPLANCTONICAS COMO INDICADOR ALTERNATIVO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO CHALMA”**, que presenta la alumna **LIZBETH AMAYRANI DELGADO SÁNCHEZ**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

M. EN C. MIGDALIA DÍAZ VARGAS
PROFESORA-INVESTIGADORA DEL
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

MIGDALIA DIAZ VARGAS | Fecha:2022-11-15 15:23:38 | Firmante

vzojxOKwlypSsrulTUJNhzUFhym8/UigGjuNW/j3x1KYT6b1TR3G91k5Hg79KZFw040r8mzvholeadutdwDKBFDdD9tvWvE25eQnoqiO4Ypgl8wc3wg5yq0jyr2eqhvzGo2kTZL5mApQ5SvBKJ3Suld/1HqVwxxkFuPpnISJQEaGJjsAjkKNG9plwAaa6geY+QDVBHJN4qxP6jdk+D5ruxmah0QUucKcsYK+2W6pGkciUi03zeT64C/1C07UWUSMwjmtn3uFRnteDCS04+iXJOjIQ2PqQSd97ADZalej/rNDg9kEHA8JwI3MaJmrwm5bXLqKSuqW0uH/rDdkiv+Dw==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[JnaxLpUC6](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/EwStgdY77q6HNqI59ftCkppZDwB1snM>



Cuernavaca, Mor., a 24 de octubre de 2022

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado: **“ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES ZOOPLANCTONICAS COMO INDICADOR ALTERNATIVO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO CHALMA”**, que presenta la alumna **LIZBETH AMAYRANI DELGADO SÁNCHEZ**, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

M. EN C. ROBERTO TREJO ALBARRÁN
PROFESOR- INVESTIGADOR DEL
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

C.c.p. Archivo



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

ROBERTO TREJO ALBARRAN | Fecha:2022-11-17 10:10:33 | Firmante

NSS2NCvED5H4Q1zN5fPE/hRuEpr9L/t9I6mzaEujYURZ6WadYhynKWTdlwPcyrf/x9NqG2FkYFP3udcpwWOW6fj44eg3yOa0jSSHfMAtYwZc21enQuEllsd+EVtexInQMIKH8T+zOiRvGLsJMfNP6mZHjRPC3prYZfLoXRSM8TSPeQ+1Ts36oJRzDuRZ9B+H62ge3hPzycsO7eqrKFjgoXtBet8cM0EEvYekYQDB9EqByCjBP++0pTytrX+7O8hdnxZqwLUv9uFXhrYowslyOhwOiCAciVvXt3oKxe6VUNUKoB/sHTGfr3ZbwoC92r3eykboRD+jDBphXi5PoTA==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[foTpBjaGP](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/m5QydxDDmnu9gRmgZC0BLXncigDMhcy4>

