UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

ECOLOGÍA ALIMENTARIA DEL COPÉPODO INVASOR *Mesocyclops pehpeiensis* HU, 1943 Y EL NATIVO *Microcyclops dubitabilis* (KIEFER, 1934) AISLADOS DEL RÍO APATLACO, MORELOS, MÉXICO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

PRESENTA:
LETICIA ESMERALDA CRUZ ESCALANTE

TUTORA PRINCIPAL:
DRA. NANDINI SARMA
UNAM FES-IZTACALA
COMITÉ TUTORAL:
DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ
UNAM FES-IZTACALA
DRA. MARTHA ANGÉLICA GUTIÉRREZ AGUIRRE
UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DR. SEGIO CHÁZARO OLVERA
UNAM FES-IZTACALA
DR. MARCELO SILVA BRIANO
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE AGUASCALIENTES

CD. MX., DICIEMBRE, 2019

Universidad Nacional Autónoma de México
UNAM
Biblioteca Central
Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

ECOLOGÍA ALIMENTARIA DEL COPÉPODO INVASOR *Mesocyclops pehpeiensis* HU, 1943 Y EL NATIVO *Microcyclops dubitabilis* (KIEFER, 1934) AISLADOS DEL RÍO APATLACO, MORELOS, MÉXICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS
DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

PRESENTA:
LETICIA ESMERALDA CRUZ ESCALANTE

TUTORA PRINCIPAL:
DRA. NANDINI SARMA
UNAM FES-IZTACALA
COMITÉ TUTORAL:
DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ
UNAM FES-IZTACALA
DRA. MARTHA ANGÉLICA GUTIÉRREZ AGUIRRE
UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DR. SEGIO CHÁZARO OLVERA
UNAM FES-IZTACALA
DR. MARCELO SILVA BRIANO
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE AGUASCALIENTES

MÉXICO, CD. MX., DICIEMBRE, 2019

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacinal Autónoma de Méxicol, al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología y a la Facultad de Estudios Superiores Iztacala por brindarme todas las herramientas necesarias para poder concluir mi formación como Maestra en Ciencias.

Agradezco al CONACYT por la beca número: 639932/629299, al apoyo de la PAEP que me permitió asistir a la XXI Reunión Nacional de la Sociedad Mexicana de Planctología A.C., a los proyectos PAPIIT UNAM: IN216315 y IN219218 con los que se pudo conseguir equipo y material importante para la causa, así como al departamento de becas del PCMyL por la orientación y apoyo económico que recibí durante la maestría.

Al la Dra. Nandini Sarma por creer en mí y ayudarme a ser una excelente investigadora, al Dr. Alfonso Lugo, a la Dra. Martha Gutiérrez, al Dr. Marcelo Silva y al Dr. Sergio Cházaro por compartir su conocimiento conmigo y estar dispuestos a siempre guiarme para complemetar y mejorar mi trabajo.

A mis padres, por estar siempre a mi lado apoyándome, ayudándome y animándome a cumplir mis metas. A Marco “Bisket” Ortega por el apoyo a pesar de las diferencias. A Rocío “Bebé” Saldaña por hacerme reir siempre. A Andrea y Brenda por permanecer a pesar de los años. A Mayra “China” Reyes por acompañarme y comprenderme en todas las etapas y crisis sufridas. A Rocío “Ro” Fernández y Luis Oseguera por abrirme las puertas de su casa y darme refugio, guía, concuelo y consejo cuando más lo necesitaba. A Diego Herrera por no dejarme sola y ayudarme a ingresar al posgrado. A Mayaro Ortega por guiarme y darme todas las herramientras para aprender a manejar mis emociones y poder superar las crisis de ansiedad que me impedían moverme, sin esa guía no lo hubiera logrado y gracias por adoptar y darle la mejor calidad de vida a la hermosa Chesky.

Al Dr. Sarma por ayudarme a la correcta identificación de mis organismos y por estar siempre dispuesto a guiarme incondicionalmente. A todos mis compañeros de los laboratorios de Zoología Acuática 1 y 2 de la UMF por ser parte de ésta etapa y ayudarme a mejorar y crecer como investigadora y persona. Por aportar siempre información y consejos valiosos y les deseo a todos éxito sin importar lo dificil que parezca, todos podemos lograrlo.

Gracias infinitas

DEDICATORIA

A mis padres Maricela Escalante Molina y Alejandro Cruz Esquivel:

Por ser los mejores padres del universo. Por haber trabajado incansablemente para brindarme todas las oportunidades posibles que me ayudaron a llegar al lugar en donde estoy. Por haberme enceñado que sin importar la situación en la que te encuentres debes aferrarte a tus sueños y con trabajo, esfuerzo y paciencia lo podrás lograr. Por apoyarme incondicionalmente en todas las decisiones de mi vida sin importar lo “raras” que fueran. Por siempre creer en mí y no dejarme sola en ningún momento. Por protegerme siempre y por siempre estar dispuestos a cuidarme, defenderme y luchar conmigo y por mí. Y sobre todo por amarme sin importar las diferencias religiosas, de costumbres, pensamiento o de cualquier otra índole que existen entre nosotros.

Ni todo el éxito y titulos académicos que logre en toda mi vida serán suficientes para agradecerles todo lo que han hecho y siguen haciendo por mi. Jamás dejaré de aprender de ustedes, jamás dejaré de amarlos.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS 3

DEDICATORIA 5

RESUMEN 12

ABSTRACT 13

INTRODUCCIÓN 14

ANTECEDENTES 20

HIPÓTESIS 24

OBJETIVOS 25

General 25

Particulares 25

JUSTIFICACIÓN 26

ÁREA DE ESTUDIO 28

MATERIALES Y MÉTODOS 30

Trabajo de campo 30

Colecta de muestras 30

Toma de lectura de parámetros fisicoquímicos 31

Trabajo de laboratorio 31

Identificación de organismos 32

Cultivo de organismos 33

Contenido estomacal 34

Preferencia alimentaria 34

Respuesta funcional 35

Comportamiento alimentario 35

Medición de organismos 36

Análisis de datos 36

RESULTADOS 39

Parámetros fisicoquímicos 39

Especies registradas 42

Presencia y ausencia 47

Riqueza 48

Similitud de comunidades 51

Saprobiedad 51

Contenido estomacal 52

Preferencia alimentaria 54

Consumo 55

Respuestas funcionales 56

Comportamiento alimentario 58

Medición de organismos 59

DISCUSIÓN 61

CONCLUSIONES 70

LITERATURA CITADA 72

ANEXOS 90

ÍNDICE DE FIGURAS

FIG. 1: Ubicación del Estado de Morelos en el mapa de la República Mexicana (Contreras-MacBeath, 2004) 28

FIG. 2: Ubicación satelital del punto de muestreo en el Río Apatlaco, Morelo 30

FIG. 3: Ubicación de los sitios de muestreo en el río Apatlaco, Morelos 31

FIG. 4: Variación temporal de la temperatura, pH y concentración de OD (mg/L) en los tres sitios analizados en el río Apatlaco 39

FIG. 5: Conductividad, Secchi y Profundidad de los tres sitios analizados en el río Apatlaco 40

FIG. 6: Variacion temporal y espacial de la concentración de Nitratos (NO_3^-) y Fosfatos (PO_4^-) en mg/L de los tres sitios analizados en el río Apatlaco 41

FIG. 7: Variación temporal de la concentración de Clorofila a en μg/L de los tres sitios analizados en el río Apatlaco 41

FIG. 8: Riqueza específica de especies de zooplancton del río Apatlaco, Morelos 48

FIG. 9: Riqueza específica de especies de zooplancton en los sitios 1, 2 y 3 del río Apatlaco durante los meses de febrero a julio 49

FIG. 10: Número total de especies por familia registradas en el río Apatlaco, Morelos 50

FIG. 11: Número total de especies de rotíferos de las familias *Brachionidae, Lepadellidae, Lecanidae* y *Filinidae* y del órden *Bdelloida* registradas en el río Apatlaco 50

FIG. 12: Índice de Sorensen: similitud de las comunidades de zooplancton de los sitios 1, 2 y 3 del río Apatlaco durante los meses de febrero a julio 51

FIG. 13: Índice Saprobio de Pantle y Buck (ISPB) de los sitios 1, 2 y 3 del río Apatlaco durante los meses de febrero a julio 52

FIG. 14: Preferencia alimentaria de las hembras no grávidas (A) y grávidas (B) de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* con una mezcla de rotíferos y cladóceros (**C.d.**: *Ceriodaphnia dubia,* **M.m.**: *Moina macrocopa,* **A.g.**: *Alona glabra,* **P.p.**: *Plationus patulus,* **M.v.**: *Mytilina ventralis,* y **L.b.**: *Lecane bulla*) ofrecidos como presas 55

FIG. 15: Promedio del consumo de las hembras no grávidas (A) y grávidas (B) de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* con una mezcla de rotíferos y cladóceros (**C.d.**: *Ceriodaphnia dubia,* **M.m.**: *Moina macrocopa,* **A.g.**: *Alona glabra,* **P.p.**: *Plationus patulus,* **M.v.**: *Mytilina ventralis,* y **L.b.**: *Lecane bulla*) ofrecidos como presas durante los experimentos de preferencia alimentaria 56

FIG. 16: Respuestas funcionales de las hembras no grávidas de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* con *M. macrocopa* ofrecida como presa 57

FIG. 17: Respuestas funcionales de las hembras no grávidas de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* con *P. patulus* ofrecido como presa 57

FIG. 18: Consumo de las hembras no grávidas de los copépodos *M. pehpeiensis* (MP) y *M. dubitabilis* (MD) durante los experimentos de respuesta funcional con *M. macrocopa* y *P. patulus* ofrecido como presa 58

FIG. 19: *M. pehpeiensis* (Hu, 1943). **1**Anténula, **2**P4, **3**Rama caudal (**a**:Suárez-Morales *et al.,* 2005; **b:** Lim & Fernando, 1985) 66

FOTO 1: Río Apatlaco, Morelos (fotografía original) 29

FOTO 2: Contenido estomacal de *M. dubitabilis* (fotografía original) 34

FOTO 3: *Mesocyclops pehpeiensis* hembra 43

FOTO 4: *Mesocyclops pehpeiensis:* 5.1: anténula, 5.2: segmentos antenulares 16 y 17 44

FOTO 5: *Mesocyclops pehpeiensis:* cuarta 4 (P4) 44

FOTO 6: *M. pehpeiensis:* furca 44

FOTO 7: *M. dubitabilis* hembra 45

FOTO 8: *Microcyclops dubitabilis:* anténula 46

FOTO 9: *M. dubitabilis:* cuarta 4 (P4) 46

FOTO 10: *M. dubitabilis:* 10.1: furca, 10.2: espinas donde se insertan las setas caudales 46

FOTO 11. Trofi y parte de la corona trocal de rotíferos del grupo de los *Bdelloides* en el intestino de *M. dubitabilis* 53

FOTO 12: Trofi y espinas de rotíferos *P. patulus* en el intestino de *M. dubitabilis* 53

FOTO 13: Restos de cladócero en el intestino de *M. pehpeiesnsis* 53

FOTO 14: *M. dubitabilis* consumiendo un neonato del cladócero *M. macrocopa* 54

FOTO 15: Hembra no grávida de *M. dubitabilis* después de haber sido consumida por una hembra no grávida de *M. pehpeiensis* 58

FOTO 16: Hembra no grávida de *M. dubitabilis* muerta por una hembra no grávida de *M. pehpeiensis* 59

FOTO 17: Hembra grávida de *M. pehpeiensis* durante y después de haber consumido a una hembra no grávida de *M. dubitabilis* 59

TABLA 1. Listado de especies registradas en el Río Apatlaco, Morelos del mes de febrero a julio de 2018 42

TABLA 2. Listado de presencia y ausencia de las especies registradas en el Río Apatlaco, Morelos del mes de febrero al julio de 2018 47

TABLA 3. Medidas del zooplancton utilizado en los experimentos de preferencia alimentaria, respuesta funcional y comportamiento alimentario 60

ÍNDICE DE ANEXOS

1: Cause permanente y aportes directos al río Apatlaco, Morelos. Zonas industriales marcadas en recuadros rojos: UNIPACK, CIVAC y el Ingenio Zapata (IMTA & INEGI,2008) 90

2: Catálogo fotográfica de las especies de zooplancton del río Apatlaco 91

3. Índice de Sorensen calculado para los sitios 1, 2 y 3 del río Apatlaco durante los mses de febrero a julio 96

4. Listado de especies de rotíferos saprobios del río Apatlaco, Morelos (Sladecek, 1983) 97

5. Categorías de clasificación del Índice Saprobio de Pantle y Buck (Sladecek, 1983) 98

RESUMEN

Actualmente una de las amenazas más grandes para la biodiversidad y el bien estar humano son las invasiones de especies exóticas. El copépodo Asiático *M. pehpeiensis* fue reportado por primera vez en el sureste mexicano hace más de 10 años, ahora aumentó su distribución y ésta tesis lo reporta por primera vez en el estado de Morelos. Por otro lado *M. dubitabilis* nativo de América, es conocido en México desde hace más de 20 años. Debido a que la información respecto a las especies invasoras está restringida a su distribución y descripción taxonómica, no se tienen suficientes datos acerca del impacto ecológico que tienen sobre el ecosistema. Estudios de comportamiento alimentario han sido utilizados como método para medir y predecir el impacto de las especies invasoras sobre las nativas. La presente tesis tuvo como objetivo evaluar y comparar la ecología alimentaria del copépodo invasor *M. pehpeiensis* y el nativo *M. dubitabilis* aislados del río Apatlaco mediante experimentos de contenido estomacal, preferencia alimentaria, respuesta funcional y comportamiento alimentario, así como reportar las variables fisicoquímicas y caracterización del río. El río Apatlaco comparte características fisicoquímicas con otros ríos neotropicales mexicanos, tiene una riqueza específica baja (26 especies de zooplancton). El grupo dominante fueron los rotíferos *Bdelloides* y las especies de rotíferos monogonontos: *L. bulla, L. hamata, L. acuminata* y *L. ovalis.* Se comprobó que el copépodo *M. dubitabilis* es capaz de matar y consumir organismos zooplanctónicos. Respecto a la preferencia alimentaria ambas especies de copépodos prefirieron al cladócero *M. macrocopa* y al rotífero *P. patulus* siendo el consumo de *M. dubitabilis* 40% menor (2ind.) que el de *M. pehpeiensis* (6ind.). Las respuestas funcionales fueron de tipo II, el consumo fue mayor conforme la densidad de alimento aumentó hasta alcanzar una asíntota. No sólo se demostró en ésta tesis que ambos copépodos consumen el mismo tipo de alimento sino que *M. pehpeiensis* además de aprovechar mejor y más eficientemente los recursos comparado con *M. dubitabilis* puede depredarlo por lo que la especie invasora podría desplazar a la nativa convirtiéndose en una amenaza para los sistemas de agua epicontinentales.

ABSTRACT

Nowadays one of the greatest threats to the biodiversity and human well-being are invasions of exotic species. The Asian copepod *M. pehpeiensis* was reported for the first time in the southeast of Mexico over 10 years ago: its range has increased is reported here for the first time in the State of Morelos. On the other hand *M. dubitabilis* native of America, is known in México for over 20 years. Because of the information on this invasive species is restricted to its distribution and taxonomic description, with little information on its ecological impact on the ecosystem. Feeding behavior studies have been used as a method to estimate and predict the impact of invasive species over native taxas. The aim of this thesis was to evaluate and compare the feeding ecology of the invasive copepod *M. pehpeiensis* and the native *M. dubitabilis* isolated from the Apatlaco river through gut content, food preference, functional response and feeding behavior experiments as well as to report the physiochemical characteristics and characterization of the river. The Apatlaco river share physiochemical characteristics with other Neotropical Mexican rivers and has low specific richness (26 zooplankton species). The dominant group was the *Bdelloid* rotifers and the monogonont rotifer species: *L. bulla, L. hamata, L. acuminata* and *L. ovalis.* It was confirmed that *M. dubitabilis* is capable of killing and consuming zooplanktonic. Both copepod species prefer the cladoceran *M. macrocopa* and the rotifer *P. patulus* with the consumption of *M. dubitabilis* 40% less (2 ind.) than that of the one of *M. pehpeiensis* (6 ind.). Functional responses were type II, consumption increased prey density until an asymptote was reached. Both copepods consume the same type of food but *M. pehpeiensis* made better use of resources compared to *M. dubitabilis* and can even pray on it. The invasive species could displace the native one becoming a threat in epicontinental aquatic systems.

INTRODUCCIÓN

Aproximadamente el 30% de la precipitación que llega a la corteza terrestre sigue su camino mediante escurrimientos, formando ríos y riachuelos (SEDESOL, 1993; Alcocer, 2007). Los ríos son sistemas lóticos sometidos a las características de su cuenca y a la influencia del clima; presentan una estructura cambiante a lo largo del tiempo y espacio. Generan energía, alimento y nutrientes para los organismos que se desarrollan en él (Luque & Martínez de Fabricius 2003). Su estructura física forma diferentes nichos especializados entre el flujo turbulento del agua que generan variabilidad biótica (Moss, 1980).

Hay más de 200 ríos distribuidos en 37 regiones hidrológicas dentro del territorio Mexicano, de los cuales 77 fluyen hacia el Golfo de México y el Mar Caribe; Siendo éstos ríos maduros, largos, navegables, de gran volumen de agua, poca pendiente y velocidad baja; 108 hacia el Golfo de California y el Océano Pacífico; Éstos son inmaduros, cortos, no navegables, con volumen de agua y descarga bajos, de gran pendiente y rápidos; el resto lo hace hacia las casi 320 cuencas de drenaje endorreicas que cubren aproximadamente 27% del territorio nacional. (Secretaría de Recursos Hidráulicos, 1976; Alcocer, 2007; Nandini *et al.,* 2017).

Un factor que determina las variaciones de dominancia y abundancia de las especies a lo largo de los ríos es el régimen hidrológico (Reynolds, 1993). A pesar de las corrientes en sistemas loticos, hay una alta diversidad de zooplancton (Vázquez, 1984). Se han reportado en ríos Mexicanos de 13 a más de 125 especies de rotíferos, 2 de copépodos y 5 de cladóceros (Rico-Martínez & Silva-Briano, 1993; Trujillo-Jiménez, 2003; Nandini *et al*., 2017; Nandini *et al.,* 2018). Las 40 especies de organismos zooplanctónicos dulceacuícolas que se tienen registrados en el estado de Morelos se encuentran distribuidos en tres grupos: Cladóceros, copépodos y rotíferos (Contreras-MacBeath *et al*., 2004). Es difícil recopilar información respecto a los cuerpos de agua continental en México debido a que ésta es colectada por las autoridades locales, estatales y federales y rara vez es publicada o analizada por la comunidad científica, además frecuentemente

está incompleta o mal colectada (Alcocer y Escobar, 1996). Sin embargo, aunado a lo anterior y pese al elevado número de ríos en México, a la alta diversidad e importancia tanto ecológica como económica que tienen, pocos son los estudios de zooplancton en ríos Mexicanos (Nandini *et al.,* 2017) en comparación con los realizados en los lagos (Alcocer, 2002).

Dependiendo del clima, la geología local, la cantidad de suelo que lo compone, la distancia del océano, etc., la calidad química del sistema acuático varía (E&FN Spon, 1996). La composición química y diversidad de organismos de las aguas epicontinentales indican el estado de salud que tiene el sistema y reflejan la naturaleza química de los ecosistemas terrestres drenados que las contienen (Margalef 1993; Roldán & Ramírez 2008). Diversos estudios de dinámica poblacional del zooplancton han sido utilizados para describir la condición en la que se encuentran diferentes cuerpos de agua continentales (Nandini *et al.,* 2016; Gutiérrez-Ochoa & Ramírez-García, 2018).

Como país en vías de desarrollo, México tiene problemas de calidad de agua ya que sus ecosistemas acuáticos están muy impactados (De la Lanza-Espino *et al.,* 2000; Ruiz-Picos *et al.,* 2017). Dependiendo del uso para el cual se destine el agua es que se define el grado o término “calidad del agua”. La calidad del agua está dada por las propiedades fisicoquímicas, biológicas y por el contenido de sustancias minerales, todo en conjunto. Se determina mediante una comparación de las características bacteriológicas, físicas y químicas del agua con estándares de calidad del agua (Robles *et al.,* 2013). A diferencia de la calidad química de los cuerpos de agua que puede medirse mediante métodos analíticos, la descripción de la calidad biológica es la combinación de la caracterización cuantitativa y cualitativa de un sistema acuático (E&FN Spon, 1996).

Cualquier perturbación ejercida en el sistema se ve reflejada en las comunidades que lo habitan y como resultado se reestructura la composición biótica presente (Jindal y Vatsal, 2004). Se puede estimar el nivel de contaminación, pureza o incluso la condición general de diferentes cuerpos de agua mediante las diferentes

comunidades de organismos que habitan en ellos (Sladecek, 1983). La composición y riqueza de especies de zooplancton responde a cambios en las variables ambientales (Okenchukwu, 2010), además la posición que ocupa en la red trófica brinda información respecto al control bottom-up y top-down y el impacto de estos en la claridad del agua por lo que el zooplancton es un bioindicador de suma importancia (Jeppsen *et al.,* 2011). Los rotíferos son considerados como buenos bioindicadores de contaminación orgánica la cual se ve reflejada en la DBO_5 y en el oxígeno disuelto (saprobiedad) en el medio (Sladecek, 1983). Para reservorios y lagos muchos estudios se han hecho para relacionar la estructura y función de las comunidades de zooplancton con el medio que los comprende. Sin embargo acerca del zooplancton rivereño existen pocos datos respecto a éstos mismos aspectos (Kobayashi *et al.,* 1998).

El río Apatlaco es uno de los más contaminados de México, se utiliza como drenaje directo de las descargas de desechos de las zonas industriales (UNIPACK, CIVAC y el Ingenio Emiliano Zapata), habitacionales y agrícolas (Anexo1). Estudios previos de caracterización del agua del río Apatlaco realizados por el Instituto Politécnico Nacional, muestran que el agua no es apta para uso en riego agrícola ni como fuente de abastecimiento o para la protección de la vida acuática (López-López *et al.,* 2013).

Además del desequilibrio químico y en la composición de la productividad primaria de los ecosistemas acuáticos causados por la sobre-explotación de recursos, la migración urbana y el vertido accidental o intencional de descargas de agua, a menudo se presenta también contaminación biológica. Los nutrientes y contaminantes vertidos al agua permiten que las especies acuáticas invasoras, que forman parte de la contaminación biológica, se propaguen o se establezcan en nuevos sistemas (Eliott, 2003; CONABIO, 2014).

A nivel mundial las especies invasoras son la segunda causa de pérdida de especies (Lowe *et al.,* 2000). Las especies invasoras son un importante agente de cambio evolutivo y ecológico. Además de ser causantes de importantes pérdidas

económicas (Myers & Knoll, 2001; Olden *et al.,* 2004; Lodge *et al.,* 2006; Pimentel *et al.,* 2005). Se estima que a las pesquerías mexicanas, los plecos les han costado pérdidas de producción de más de 13 millones de dólares (CONABIO, 2014).

Como consecuencia de la disminución de las barreras geográficas debido al aumento en la accesibilidad y rapidez del transporte, la biota del planeta se ha ido homogeneizando (Lodge, 1993; Dukes & Mooney 2004). Es así como el número de introducciones de especies a ambientes nuevos ha alcanzado frecuencias sin precedentes durante las últimas décadas del siglo XX (CONABIO, 2014).

Debido a su alto grado de aislamiento y endemismos, islas y ecosistemas de aguas continentales son los más afectados por la introducción de fauna exótica siendo vulnerables a las invasiones biológicas y extinciones de especies nativas mediante la competencia por los recursos, la depredación, la hibridación, el desplazamiento de las especies nativas, la introducción de parásitos, la transferencia de patógenos y la alteración del hábitat y de la estructura de los niveles tróficos (Krueger y May, 1991; Goldburg y Triplett, 1997; Richter *et al.,* 1997; Ricciardi and Rasmussen, 1999; Fuller *et al*., 1999; Harrison y Stiassny, 1999).

En la naturaleza los copépodos constituyen un eslabón importante en la cadena alimenticia como consumidores de productores primarios, depredadores, generadores de nutrientes o mediadores de flujo de energía a niveles tróficos superiores (Verity & Smetacek, 1996) por lo que juegan un rol central en la estructuración de la comunidad zooplanctónica (Sarma *et al*., 2013).

Aproximadamente 55 especies de copépodos de la familia Cyclopidae son conocidas en México (Suárez *et al.*, 2002). El género *Microcyclops* es diverso, incluye 6 especies y subespecies de agua dulce, pantanos, marismas y algunos de aguas subterráneas. Además de haber sido reportado en Sur y Centroamérica, *Microcyclops dubitabilis* se tiene registrado en la Península de Yucatán, Campeche, Chihuahua, San Luis Potosí, Aguascalientes, Coahuila, Durango y

Zacatecas y desde 1993 en el Estado de México (Reid, 1985, 1990; Grimaldo *et al.,* 1998; Elias *et al*., 2008; Enríquez *et al*., 2009, Mercado-Salas & Suárez, 2011). Los copépodos del género *Microcyclops* son de cuerpo robusto y pequeño. La morfología de sus partes bucales corresponden a las del tipo de los ramoneadores y se le considera un animal eurífago (Burns & Schallenberg, 2001; Mercado-Salas & Suárez, 2011).

Mesocyclops, un género de copépodos ciclopoideos, tiene alrededor de 70 especies válidas (Holynska, 2006). Son eficientes depredadores en las últimas etapas de su desarrollo (Valencia, 2015) alimentándose principalmente de otros organismos zooplanctónicos como ciliados, rotíferos, cladóceros (Brandl, 2005) e incluso de larvas de mosquito (Pernía *et al.*, 2007). En México hay aproximadamente 20 especies de *Mesocyclops* (Gutiérrez *et al.*, 2002; Suárez *et al.,* 2005; Elias *et al.,* 2008; Mercado-Salas y Suárez, 2011). Los primeros reportes de *Mesocyclops pehpeiensis* en México son del estado de Chiapas y ahora se encuentra en los Estados de Veracruz (Gutierrez *et al.,* 2003) y Morelos. La distribución natural de *Mesocyclops pehpeiensis* comprende desde Asia Central, India, Indochina, hasta China y Japón (Holynska *et al.,* 2003).

Diversos estudios muestran que los copépodos cyclopoideos se alimentan vorazmente de protozoos, rotíferos, cladóceros, larvas de insectos y fitoplancton (Monakov, 1969; Enríquez *et al.,* 2013; Sarma *et al*., 2013); de tal manera que su alimentación influencia las relaciones entre zooplancton (Brandl, 2005). Los trabajos de preferencia alimentaria y respuesta funcional son importantes para el estudio de poblaciones debido a que son el enlace que permite relacionar los distintos niveles tróficos, analizar el intercambio de energía entre estos, el comportamiento animal o algunos procesos adaptativos (Jeschke *et al.,* 2004; Sarma *et al*. 2013). Las especies invasoras tienen la característica de aprovechar los recuros, por ejemplo las presas, más eficientemente que las especies nativas, es decir tienen mejores respuestas funcionales que ellas (Chapple *et al.,* 2012), lo que podría reducir las poblaciones de las especies nativas llevándolas inclusive a la extinción (Roy *et al.,* 2012; Dick *et al.,* 2014).

Actualmente el estudio del impacto que tienen las especies invasoras sobre las nativas o los ecosistemas que colonizan está limitado a la descripción y el catalogado de casos de estudio. Son necesarios nuevos métodos que ayuden a mejorar la comprensión y que otorguen poder predictivo de estos impactos (Dick, 2013). Realizando modelos matemáticos para cuantificar la capacidad de invasión de especies tomando en cuenta diferencias intraespecíficas en el desempeño de especies nativas e introducidas en una región e interespecíficas entre poblaciones de especies en sus ambientes nativos e introducidos ayudaría a identificar huecos en los datos que hasta hoy se tienen y mejoraría el entendimiento del tema en cuestión (Coulatti *et al.,* 2014). La comparación de los parámetros de tabla de vida, las preferencias alimentarias, así como las tasas de consumo de recursos de especies invasoras con las de las nativas ha demostrado ser efectiva en la predicción del establecimiento, la capacidad de invasión y del impacto de la invasión en plantas, mamíferos, aves y peces (Marchetti *et al*., 2004; Jeschke & Strayer, 2006; Pysek *et al*., 2009; Blackburn *et al*., 2009, Valencia-Vargas *et al.,* 2014), sin embargo en el zooplancton éste rubro sigue inexplorado.

Para hacer frente a la problemática actual que representan las especies invasoras es necesario desarrollar mecanismos predictivos que faciliten el entendimiento del impacto que tienen sobre las especies nativas y el sistema (Dick *et al*., 2014). Para ello, es necesario primeramente describir (Begon et al, 2008). Por ende, el estudio de la ecología alimentaria de los copépodos, englobando tanto la descripción de lo que deseamos entender y el diseño experimental que conlleve, además de ampliar la información ya existente sobre el tema, es importante para el entendimiento de las interacciones tróficas, y procesos que estructuran los ecosistemas acuáticos así como de las condiciones que pueden determinar el éxito de las especies invasoras al colonizar nuevos ecosistemas (Troedsson *et al.,* 2009; Montoliu *et al*., 2015).

ANTECEDENTES

Contreras-MacBeath *et al.* (2016) realizaron un estudio de la diversidad biológica de Morelos. Recorrieron todo el estado y describieron su relieve, clima, geología recursos hídricos, suelos, población, economía, ecosistemas y diversidad de especies tanto vegetales como animales. Para el caso particular del zooplancton, encontraron alrededor de 40 organismos pertenecientes a los grupos de cladóceros, copépodos y rotíferos.

Trujillo (2003) realizó un estudio acerca de la biodiversidad acuática del río Amacuzac, Morelos. Realizó un ciclo anual de colecta de muestras de la parte media e inferior del río para conocer y recopilar información de la biodiversidad y distribución de la fauna y flora del río. Recolectó 10 especies de zooplancton de los grupos cladócera y copépoda.

Nandini *et al.* (2017) realizaron un estudio sobre la diversidad estacional del zooplancton en el río La Antigua, Veracruz. Colectaron muestras a lo largo del gradiente horizontal del río y analizaron además los parámetros fisicoquímicos. Catalogaron al río como somero. La comunidad dominante fue la de las diatomeas y encontraron más de 125 especies de rotíferos aunque en general las densidades de éstos fueron bajas.

López *et al.* (2013) determinaron el estado de salud e indicadores biológicos para la evaluación de la recuperación del río Apatlaco mediante la comparación de parámetros fisicoquímicos con Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, indicadores de calidad del agua y con límites que clasifican el estado trófico del agua. Concluyeron que el agua no es apta para uso en riego agrícola ni como fuente de abastecimiento o para la protección de la vida acuática.

Reyes-Santillán (2019) realizó una caracterización y diagnóstico de la calidad del agua del Parque Estatal Urbano Barranca de Chapultepec en Morelos. Categorizó al cuerpo de agua como β-mesosapróbico, y concluyó que la calidad del agua del parque es de “buena” a “aceptable” con problemas de contaminación biológica.

Nandini *et al.* (2018) publicaron un artículo relacionado con indicadores planctónicos de calidad del agua en la cuenca del río Amacuzac, Morelos. Tomaron y analizaron muestras del plancton, variables fisicoquímicas, bacterias coliformes y la demanda bioquímica de oxígeno. Los resultados que obtuvieron indican que el plancton puede ser utilizado para evaluar la calidad de agua en los ríos. El estado trófico de los sitios es mesotrófico con altas densidades de cianobacterias y diatomeas y los rotíferos fueron dominantes con densidades bajas en el río.

Respecto a las especies acuáticas invasoras, la CONABIO (2014) publicó un texto informativo resaltando la problemática tanto nacional como internacional respecto a éste tema. Proporciona datos numéricos de daños económicos por ejemplo, en la industria pesquera, de especies acuáticas extintas, amenazadas o en peligro de extinción. Además de listados de especies acuáticas introducidas, invasoras y de sus vías de acceso de las que destaca el copépodo *M. pehpeiensis* que ingresó al continente vía agua de lastre.

Montoliu *et al.* (2015) confirmaron registros del copépodo *Mesocyclops pehpeiensis* en México y España basándose en análisis de códigos de barras de ADN, utilizando el gen COI y morfología. Determinaron que aunque había variación morfológica los códigos de barras de ADN mostraron que los especímenes de ambos continentes eran de la misma identidad.

Coulatti *et al.* (2014) presentaron un marco de referencia matemático para cuantificar la capacidad de invasión de especies a lo largo de dos ejes: diferencias intraespecíficas entre el desempeño de las especies nativas e introducidas en una región, y las diferencias intraespecíficas entre poblaciones de especies en su hábitat natural y sus rangos de introducción. Encontraron que muchas especies son comunes en su hábitat natural pero se vuelven raras luego de una introducción; sólo pocas especies introducidas se vuelven comunes. Que factores biogeográficos limitan la dispersión y que la invasión es explicada mejor por variación interespecífica en potencial invasión, que por cambios biogeográficos en el desempeño.

Valencia-Vargas *et al.* (2019) determinaron y compararon los parámetros de tabla de vida de la especie de copépodo nativa *Mesocyclops longisetus* y la especie invasiva *M. pehpeiensis* en cultivos separados. Concluyeron que *M. pehpeiensis* puede superar a *M. longisetus* especialmente en condiciones de alimento limitado ya que *M. pehpeiensis* tiene un tiempo generacional corto, capacidad reproductiva alta y una amplitud elevada en su dieta.

Morrison y Hay (2011) investigaron y compararon la preferencia alimentaria, tasas de consumo, tasas de crecimiento, y eficiencia de crecimiento de cinco especies introducidas y una especie nativa de caracoles acuáticos. Todos los caracoles mostraron preferencias alimentarias similares, dos especies invasoras comieron más que las otras. Concluyeron que las especies invasoras comen más y crecen más que las especies nativas.

Williamson (1980) comparó el comportamiento depredador del copépodo ciclopoideo *Mesocyclops edax* utilizando cuatro diferentes tipos de presas y diferentes tiempo de inanición. El copépodo consumió al rotífero *Asplanchna girodi* y nauplios del copépodo *Diaptomus spatulocrenaltus* sin importar el tiempo de inanición. Concluyó que tanto las características morfológicas como el comportamiento de las presas son importantes en regular la habilidad del depredador y para determinar el tiempo y la energía que el depredador invertirá en obtener su alimento.

Williamson (1986) publicó un artículo describiendo la natación y el comportamiento alimentario de *Mesocyclops*. Determinó que *Mesocyclops* tiene una flexibilidad de comportamiento en respuesta a los estímulos ambientales. Sus tasas de ingestión son una compleja función entre la morfología, densidad de presa, y comportamiento además del tamaño de la presa. Sugiere que la distribución y abundancia de *Mesocyclops* en la naturaleza está mayormente influenciada por su propio comportamiento alimentario y no tanto por algún otro parámetro fisicoquímico del agua.

Marten y Reid (2007) analizaron el comportamiento alimentario y la capacidad de los copépodos ciclopoideos como agentes de control de larvas de mosquito. Concluyen que las especies de copépodos de más de 1mm de tamaño son mejores controlando larvas de mosquito ya que atacan y matan más larvas de mosquito en comparación con las especies de copépodos de menor tamaño.

Sarma *et al.* (2013) cuantificaron la respuesta funcional del copépodo *Mesocyclops pehpeiensis* utilizando 3 especies de rotíferos, 3 de cladóceros, el alga *Chlorella vulgaris* y la cianobacteria *Anabaena sp.* como alimento. Concluyeron que el copépodo es omnívoro, alimentándose de fitoplancton y zooplancton. Las respuestas funcionales fueron de tipo II, el consumo aumentó conforme aumentaba la densidad de alimento hasta alcanzar una asíntota.

Dick *et al.* (2014) describieron cómo estudios recientes que comparan el aprovechamiento de recursos mediante experimentos de respuestas funcionales de dos especies análogas pueden funcionar como métodos predictivos que ayuden a comprender y abordar de mejor manera los impactos que tienen las especies invasoras sobre las nativas y el ecosistema. Determina que si la especie invasora aprovecha más eficientemente los recursos entonces podrá desplazar a la especie nativa con la que compita.

Trexler *et al.* (1988) evaluaron tres métodos de análisis de datos de respuestas funcionales preguntándose si algún método podía discriminar entre respuestas funcionales y si pueden identificar regiones de depredación denso-dependientes positivas de manera precisa. Concluyeron que los análisis de tasas de depredación con la transformación angular y análisis logarítmicos eran mejores en determinar consistentemente la verdadera respuesta funcional.

HIPOTESIS

Si los valores de las variables Fisicoquímicas determinan la riqueza de especies de zooplancton del río, entonces las especies de zooplancton presentes en el río Apatlaco que los copépodos *Microcyclops dubitabilis* y *Mesocyclops pehpeiensis* pudiesen consumir se verán influenciadas por las modificaciones en los valores de éstas variables

Si el copépodo *Mesocyclops pehpeiensis* es de mayor tamaño y más voraz que *Microcyclops dubitabilis*, entonces *M. pehpeiensis* tendrá preferencia alimentaria por un mayor número de las especies y mayor tasa de consumo de zooplancton que *M. dubitabilis.*

Si el copépodo invasor *Mesocyclops pehpeiensis* ataca y consume más presas en un tiempo menor del que lo hace el copépodo nativo *Microcyclops dubitabilis,* entonces la especie invasora podría desplazar a la especie nativa.

OBJETIVOS

General:

Evaluar y comparar la ecología alimentaria del copépodo invasor *M. pehpeiensis* y del nativo *M. dubitabilis* aislados del río Apatlaco, Morelos, México.

Particulares:

Descripción:

- Registrar y reportar las variables fisicoquímicas del río Apatlaco, Morelos
- Identificar a las especies de zooplancton que pueden ser consumidas por los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis*.
- Comparar la riqueza específica y la similitud entre las comunidades de zooplancton del río Apatlaco utilizando el Índice de Sorensen.
- Determinar la calidad del agua del río Apatlaco mediante el Índice Sapróbico de Pantle y Buck (ISPB).

Experimentación:

- Caracterizar el tipo de alimento que consumen los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis*, mediante experimentos de preferencia alimentaria.
- Determinar y comparar la respuesta funcional de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis*, ante diferentes tipos y densidades de alimento.
- Registrar la interacción directa de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* mediante experimentos de comportamiento.

JUSTIFICACIÓN

Después de la pérdida de hábitat, la invasión por especies exóticas es la segunda causa de extinciones y de especies amenazadas en el mundo (Lowe *et al.,* 2000). Estudios recientes han confirmado que las nuevas especies introducidas, en particular las que tienen huevos de latencia o estadios de dormancia como los copépodos del género *Mesocyclops* tienden a un mayor riesgo de invasión (Santer, 1998; Bailey *et al.,* 2004, 2005; Gray *et al*., 2005).

Los copépodos planctónicos afro-asiáticos del género *Mesocyclops* han sido exitosos al invadir tanto ambientes tropicales como templados (Gutiérrez et al., 2003). El copépodo con mayor dispersión en México del género *Mesocyclops* es probablemente *M. aspernicornis* (Valencia, 2015). Otros copépodos del género *Mesocyclops* que han sido reportados como invasores son*: M. thermocyclopoides, M. pehpeiensis,* y *M. ogunnus* (Gutierrez *et al*., 2003; Suárez *et al*., 2005; Anufriieva *et al*. 2014). La aparición del copépodo depredador *Mesocyclops pehpeiensis* en aguas del sureste del país se conoce desde hace más de una década. Desde entonces su distribución ha aumentado y ahora se encuentra en los Estados de Veracruz (Gutierrez *et al.* 2003) y Morelos.

Microcyclops dubitabilis ha sido reportado en Centro y Sudamérica (Reid, 1985, 1990); en México en los estados de Aguascalientes, Yucatán (Gutiérrez, 2010) y se conoce en el Estado de México desde 1993 (Grimaldo *et al.,* 1998). Actualmente el conocimiento sobre los copépodos del género *Microcyclops* está en gran parte restringido a su taxonomía y distribución (Rocha, 1998; Mercado-Salas *et al.*, 2012) y aunque existen estudios realizados sobre la alimentación de los copépodos del género *Mesocyclops* no se ha realizado ninguno respecto a la alimentación de *M. dubitabilis* o que comparen y analicen la interacción entre copépodos de ambos géneros.

Para poder generar estrategias efectivas para enfrentar los problemas que provocan las invasiones en los ecosistemas acuáticos así como para la evaluación del papel que los copépodos desempeñan en la estructura del ecosistema, en

adición a estos temas, se requiere un buen conocimiento de su ecología, lo cual implica la caracterización de su hábitat, sus patrones alimentarios e interacciones entre copépodos de distinto género como *Mesocyclops* que han sido reportados como eficientes depredadores y omnívoros (Williamson, 1981; Sarma *et al.,* 2013). En este trabajo se utilizarán especies zoobentónicas que están distribuidas en el río Apatlaco, ambiente que *Microcyclops dubitabilis y Mesocyclops pehpeiensis* comparten, ya que el consumo de este zoobentos garantizará una calidad nutrimental para la sobrevivencia de los copépodos (Sarma *et al.,* 2013); para apoyarnos en la disponibilidad del alimento de los copépodos y posteriormente determinar cuál es el consumo de cada uno, y qué influencia tiene la presencia de un copépodo invasor sobre un copépodo nativo, por consiguiente los análisis de las variables fisicoquímicas del río y los experimentos de alimentación aquí realizados proporcionarán ciertos aspectos que podrán ser tomados en cuenta y utilizados en la evaluación del impacto sobre los ecosistemas bentónicos donde habitan *Microcyclops dubitabilis y Mesocyclops pehpeiensis.*

ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Morelos (FIG.1) tiene 4961 km^2 de extensión territorial. Está limitado por el Estado de México y la Ciudad de México al norte; por Puebla al este y sureste; por el Estado de México al oeste y por Guerrero al sur y suroeste (Aguilar, 1990). Se encuentra entre las zonas neotropical y neártica (Aguilar, 1995). Está conformado por 33 municipios siendo la Ciudad de Cuernavaca su capital (Contreras- MacBeath *et al.,* 2004).

FIG. 1: Ubicación del Estado de Morelos en el mapa de la República Mexicana (Contreras-MacBeath, 2004)

Se han determinado para la entidad 5 tipos de clima: frío subhumedo, semifrío subhumedo, templado subhúmedo, semicálido subhúmedo y cálido subhúmedo (Boyás *et al.,* 1993; Contreras- MacBeath *et al.,* 2004). La temperatura varía entre los -2 y 22 ºC aproximadamente. La precipitación media anual es de 1045 mm equivalente a 5164 millones de m^3 de los cuales se transforman en escurrimiento superficial 2 374 millones de m^3 (Contreras- MacBeath *et al.,* 2004).

El escurrimiento del agua que fluye a través del estado de Morelos, las barrancas que lo cruzan y las filtraciones de las lagunas de Zempoala forman la subcuenca del río Apatlaco (CAN, hoy CONAGUA, 1996). El río Apatlaco forma parte la subcuenca del río Apatlaco que es la más contaminada y una de las más importantes del estado de Morelos (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2007; Vargas-Velázquez & Hernández-Arce, 2014).

Nace como cauce en el manantial de Chapultepec en la ciudad de Cuernavaca, desemboca en el río Yautepec, que a su vez desemboca en el Amacuzac y éste en el río Balsas el cual de ahí en adelante fluye hacia el océano Pacífico. Se abastece de los afluentes El pollo y Chapultepec; los arroyos El Salto y Ojo de Agua; los manantiales El Limón, Chapultepec, Santa María Tepeiti y El Túnel. Cubre un área total de 746km^2, de los cuales 656.5 km^2 se encuentran en Morelos (SEMARNAT, 2008).

El río Apatlaco es somero gran parte del año, con vegetación riparia abundante. El suelo es arcilloso con cantos rodados. La turbidez aumenta en temporada de lluvias a la par de la profundidad y la velocidad de corriente (FOTO 1.).

FOTO. 1: Río Apatlaco, Morelos (fotografía original)

MATERIALES Y MÉTODOS

Trabajo de campo

-Colecta de las muestras

Se realizaron seis muestreos del mes de febrero a julio del 2018 en el tramo del río Apatlaco que cruza la Calle República de Paraguay Chiconcuac, Morelos (18.774929- -99.234836) (FIG. 2). Se colocó una red con una abertura de malla de aproximadamente 50 µm. Se sumergió y sostuvo la malla durante 10 min en contra de la corriente. La malla impidió el paso de cualquier partícula de tamaño mayor a 50 µm quedando atrapados los organismos en la red. Esta operación se realizó en tres sitios diferentes (FIG. 3). Lo antes descrito se realizó dos veces en cada sitio, una para la muestra viva y otra para la muestra fijada. El material colectado se vació luego en recipientes de 250 mL y a uno de ellos se le agregó formol al 10% para fijar los organismos (Sarma *et al.,* 2013). Adicionalmente se filtraron 100 L de agua del río en cada sitio y se depositó en un recipiente de 10 L de capacidad. Se tomó una muestra directa de agua de río en cada sitio y se colocó en una botella de 500 mL de color ámbar.

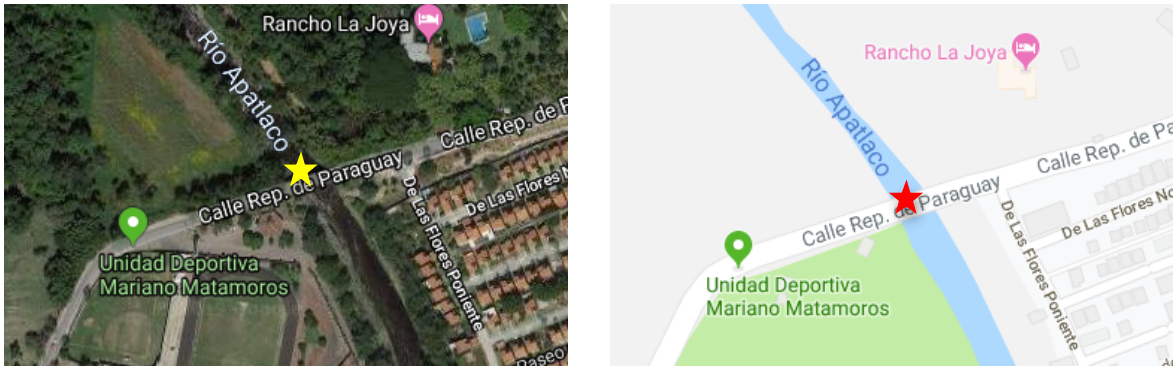


FIG. 2: Ubicación satelital del punto de muestreo en el Río Apatlaco, Morelos

FIG. 3: Ubicación de los sitios de muestreo en el río Apatlaco, Morelos: sitio 1 (rojo), sitio 2 (amarillo) y sitio 3 (azul) (fotografía original).

Todas las muestras fueron trasladadas al laboratorio para identificar y cultivar los copépodos *Microcyclops dubitabilis y Mesocyclops pehpeiensis* y el zoobentos asociado (alimento). Las muestras colectadas en los recipientes de 10 L se utilizaron para aislar organismos para cultivarlos y para realizar experimentos de preferencia alimentaria y las del bote ámbar de 500 mL de capacidad se utilizaron para medir clorofila a.

-Toma de lectura de parámetros fisicoquímicos

Se evaluaron los siguientes parámetros fisicoquímicos en cada uno de los sitios: oxígeno disuelto (oxímetro YSI 55), conductividad (Conductronic), temperatura y pH (HANNA), salinidad (refractómetro mecánico Atago) y finalmente para la transparencia y profundidad se utilizó el disco de Secchi.

Trabajo de laboratorio

Todas las pruebas y el análisis de las muestras se realizaron en el laboratorio 6 de Zoología Acuática de la Unidad de Morfofisiología en la Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Se tamizó la muestra de agua de río contenida en los frascos color ámbar con una malla de 50 µm de apertura de poro para retirar la mayor

cantidad de sedimento posible y posteriormente se filtraron 100mL de muestra con un filtro Millipore de ésteres de celulosa con un tamaño de apertura de poro de 0.45 µm utilizando una bomba de vacío. Cada filtro fue colocado en un tubo de ensayo tipo Falcon, se le adicionó acetona al 90% y se colocó en el congelador durante 24 horas. Transcurridas las 24 horas se centrifugó cada tubo a 2,000 rpm durante 20 min y el sobrenadante se utilizó para medir clorofila a mediante un espectrofotómetro a diferentes longitudes de onda conforme lo establecido por APHA (1994). Se utilizó el agua filtrada y el kit YSI 9300 para medir los nitratos: NITRATEST (23 y 26) y fosfatos: PHOSPHATE LR (28 y 70) mediante espectrofotometría.

-Identificación de organismos

Copépodos:

A la muestra viva de bentos obtenida del río Apatlaco se le adicionó *Chlorella vulgaris* como alimento y se dejó reposar destapada a temperatura ambiente por aproximadamente tres días. Después, se separó de la muestra a todos los copépodos contenidos en ella utilizando una malla de 300 µm para posteriormente clasificar esos copépodos por tamaños. Una vez clasificados se seleccionaron hembras grávidas de cada tamaño succionándolas con una pipeta Pasteur y se fijaron con formol al 10%. Se colocó cada organismo fijado en un portaobjetos para a continuación ser disectado con ayuda de un microscopio estereoscópico y agujas de disección. Habiendo completado la disección se observaron y analizaron con un microscopio óptico. Se compararon las estructuras observadas con las descritas por Holynska *et al.* (2003), Suárez-Morales *et al.* (2005), Gutiérrez-Aguirre *et al.* (2006), Elías *et al.* (2008) para lograr la correcta identificación de las especies de copépodos del río. Se tomaron registros fotográficos de las siguientes estructuras: Anténulas, cuerpo completo, furcas, pata 4 (P4) y pata 5 (P5).

Rotíferos y cladóceros:

Las muestras de bentos fijadas tomadas del río fueron analizadas utilizando un microscopio óptico y estereoscópico para identificar los rotíferos, cladóceros y a los copépodos *Microcyclops dubitabilis. y Mesocyclops pehpeiensis* contenidos en ellas. El zoobentos fue registrado fotográficamente (Anexo 1) e identificado tomando en cuenta diversos criterios morfológicos, se determinaron las especies consultando a Koste (1978) y a Sarma y Nandini (2017) para la correcta identificación de los rotíferos y a Elías *et al*. (2008) para los cladóceros.

-Cultivo de organismos

Los copépodos *Microcyclops dubitabilis y Mesocyclops pehpeiensis,* los rotíferos: *Mytilina ventralis, Plationus patulus y Lecane bulla;* y los cladóceros: *Moina sp., Ceriodaphnia sp. y Alona glabra* fueron aislados del río Apatlaco en el estado de Morelos utilizando una pipeta Pasteur colocada directamente a la flama de un mechero de Bunsen para ser estirada con una pinza con el objetivo de afinar la punta de la pipeta y así realizar la correcta selección y colocación de los organismos en recipientes de 50 mL de manera aislada comenzando de ésta manera el cultivo de los mismos. En el caso de los copépodos y cladóceros se aisló únicamente a una hembra grávida de cada especie con una pipeta Pasteur sin estirar. Tanto el medio como el alimento fueron cambiados y aumentados en volumen y concentración periódicamente conforme el número de individuos en cada recipiente fue creciendo. Para los experimentos y el cultivo del zoobentos antes mencionado se usó agua moderadamente dura (EPA) (Weber, 1993) y *Chlorella vulgaris* como alimento exclusivo, en el caso de los copépodos se le adicionó una vez establecidos los cultivos de zooplancton los rotíferos: *L. bulla, M. ventralis* y *P. patulus* y los cladóceros: *A. glabra, C. dubia* y *M. macrocopa*, todo a una temperatura de 25 $\pm$ 1 ºC bajo luz difusa fluorescente continua (Sarma et. al. 1998).

-Contenido estomacal

Debido a que no hay trabajos previos respecto a la alimentación de *M. dubitabilis* y para poder asegurar la ingesta de organismos zooplanctónicos por parte del copépodo, se empleó la técnica utilizada por Ying-Yen en 1982 modificada. Del cultivo de *M. dubitabilis* previamente establecido se tomaron con una pipeta Pasteur 5 individuos hembra para posteriormente ser montadas en un porta objetos al cual se le adicionó una gota de formol al 4% con glicerina. Una vez fijados fueron aplastados con un cubre objetos y puestos al microscopio óptico (FOTO 2) con el objetivo de analizar el contenido estomacal y tomar registros fotográficos de ello para determinar si el depredador consumía el alimento disponible en el medio que lo rodeaba. Se realizó el mismo procedimiento con hembras de copépodo *M. pehpeiensis.*

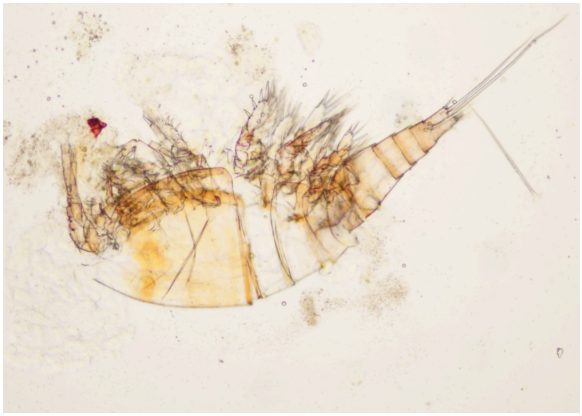


FOTO 2. Contenido estomacal de *M. dubitabilis* (fotografía original)

-Preferencia alimentaria

Se colocaron 20 ind. de cada una de las 3 especies de rotíferos sin huevos seleccionadas: *Mytilina ventralis, Plationus patulus y Lecane bulla;* y 10 ind. de cada una de las 3 especies de los cladóceros: *Moina macrocopa, Ceriodaphnia dubia y Alona glabra,* todos neonatos, en un recipiente transparente con 50 ml de medio EPA dentro del cual se colocaron dos hembras de *Microcyclops dubitabilis* sometidas a 2 hrs de ayuno previo y se contabilizaron las presas ingeridas transcurrida 1 hr de alimentación. Se repitió el experimento con hembras grávidas

de *M. dubitabilis* y con hembras grávidas y no grávidas del copépodo *Mesocyclops pehpeiensis.*

Una vez transcurrido el tiempo de alimentación establecido se adicionó formol al 4% a los recipientes para fijar los organismos restantes y posteriormente utilizando el índice de α de Manley se realizaron los cálculos del zoobentos consumido. La diferencia entre el número inicial y el número final de zoobentos en los recipientes se consideró como el consumo de presa. Se realizaron 4 repeticiones por cada experimento.

-Respuesta funcional

La relación depredador-presa se determinó mediante experimentos de respuesta funcional. Se colocaron 5 densidades del rotífero *P. patulus* sin huevos (15, 30, 45, 60 y 75 ind.) y de neonatos del cladócero *Moina macrocopa* (5, 10, 15, 20, 25 ind.) por separado en recipientes transparentes con 50 mL de medio EPA (Weber, 1993). A cada recipiente se le adicionaron dos hembras de *M.dubitabilis* y de *M. pehpeiensis* respectivamente sometidas a un ayuno previo de 2 hrs (Gliwicz, 2003). Después de 1 hr de alimentación los organismos restantes en los recipientes fueron fijados con formol al 4% y posteriormente se realizaron los cálculos de la cantidad de alimento consumido (Sarma *et. al*., 2013).

La cantidad de alimento ingerido se calculó como la diferencia entre la densidad inicial y la densidad final de alimento en los recipientes. Se realizaron 4 repeticiones por cada densidad.

-Comportamiento alimentario

Se colocó en 250 μL una hembra del copépodo *M. pehpeiensis* y una hembra de *M. dubitabilis* sometidas a un ayuno previo de 2 hrs con un individuo nenonato del cladócero *M. macrocopa* como presa en una placa de poliestireno para analizar el comportamiento de ambos copépodos durante 1 hr de alimentación. Se repitió el experimento con hembras grávidas de *M. pehpeiensis* y hembras no grávidas de

M. dubitabilis con la misma presa. Se realizaron 4 réplicas de cada experimento y se registró el comportamiento de ambos copépodos mediante videograbación.

-Medición de los organismos

Todos los organismos restantes de los experimentos de preferencia alimentaria, respuesta funcional y comportamiento alimentario fueron recolectados y almacenados en placas de poliestireno cerradas. Se seleccionaron y colocaron al azar 10 individuos de cada especie en portaobjetos para posteriormente ser fotografiados y medidos utilizando un microcopio óptico y el programa Motic Images 2.0.

-Análisis de datos

Todos los datos de los parámetros fisicoquímicos, especies registradas, riqueza, saprobiedad, preferencia alimentaria y respuestas funcionales obtenidos fueron colocados ordenadamente en hojas de cálculo de Excel para posteriormente ser debidamente calculados, analizados y finalmente graficados utilizando el programa Sigma Plot versión 12.0.

La concentración de clorofila a por unidad de volumen fue calculada mediante la fórmula:

$$\text{Chlorophyll } a,\ \text{mg/m}^3 = \frac{C_a \times \text{extract volume, L}}{\text{volume of sample, m}^3}$$

Donde:

C_a= concentración de clorofila a

Para comparar la similitud entre las comunidades de zooplancton del río Apatlaco se utilizó el índice de Sorensen.

$$\beta = \frac{2c}{S_1 + S_2}$$

Donde:

B= índice de Sorensen

c= número de especies que comparten ambas comunidades

S_1, S_2= comunidad 1 y comunidad 2

El rango va de 0; cuando no existen especies comunes, es decir, no hay similitud, a 1; cuando ambas comunidades son idénticas (Ferriol & Merle, 2016).

Para determinar la calidad del agua mediante la relación de los organismos presentes en un cuerpo de agua y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) se utilizó en la presente tesis en Índice Saprobio de Pantle y Buck (ISPB).

$$ISPB: \frac{\sum(N * IS)}{\sum N}$$

Donde:

ISPB= Índice Saprobio de Pantle y Buck

N= Número de organismos de cada especie, frecuencia relativa

IS= Índice saprobio

De acuerdo con Sladecek (1983) valores de 0-1.0 corresponden a un sistema Xenosapróbio, de 1.0-1.5 a un sistema Oligosapróbio, de 1.6-2.5 a un sistema β-mesosapróbio, de 2.6-3.5 a un sistema α-mesosapóbio y de 3.6 a 5.0 a un sistema polisapróbio (Anexo 4).

Los datos de preferencia alimentaria fueron analizados utilizando el índice α de Manly (Krebs,1999).

$$\alpha_i = r_i/n_i \left(1/\Sigma(r_j/n_j)\right)$$

r_i, r_j: Proporción de presas en la dieta (i y j= 1, 2, 3…m)

n_i, n_j:Proporción de presas i o j en el medio

m= número de presas posbile

Si el valor de a_i es igual a 1/m no lo selecciona; si es mayor a 1/m lo prefiere; si es menor a 1/m lo evita

Los datos de respuesta funcional fueron analizados utilizando la ecuación de Michaelis-Menten (Lampert & Sommer, 1997).

$$V = V_{max} \times S/(S + k_t)$$

Donde:

V= tasa de consumo de presa

V_{max}= valor de saturación de la tasa de consumo

S= densidad de presa ofrecida

k_t= constante de saturación media

RESULTADOS

Parámetros fisicoquímicos

-Oxígeno disuelto (O_2D): El oxígeno disuelto fue de 7mg/L en promedio en los seis meses analizados. Los puntos de menor registro de cantidad de O_2D fueron los sitios 2 y 3 durante el mes de julio. El Sitio 2 fue el punto con mayor cantidad de O_2D en los seis meses en comparación con los demás sitios.

-Temperatura: La temperatura máxima registrada para los tres sitios fue durante el mes de marzo, mientras que la más baja fue durante el mes de febrero. La temperatura en los seis meses en promedio fue de 23 ºC y varió entre los 21 y 26 °C a lo largo de los 6 meses estudiados.

-pH: El Sitio 1 tuvo los registros más bajos de pH durante los meses de febrero y julio, mientras que en el sitio 3 se registró el valor más alto de todos en el mes de junio. El pH varió de 7.7 a 8.5 durante los seis meses. Lo descrito anteriormente en los tres apartados se puede apreciar en la FIG. 4.

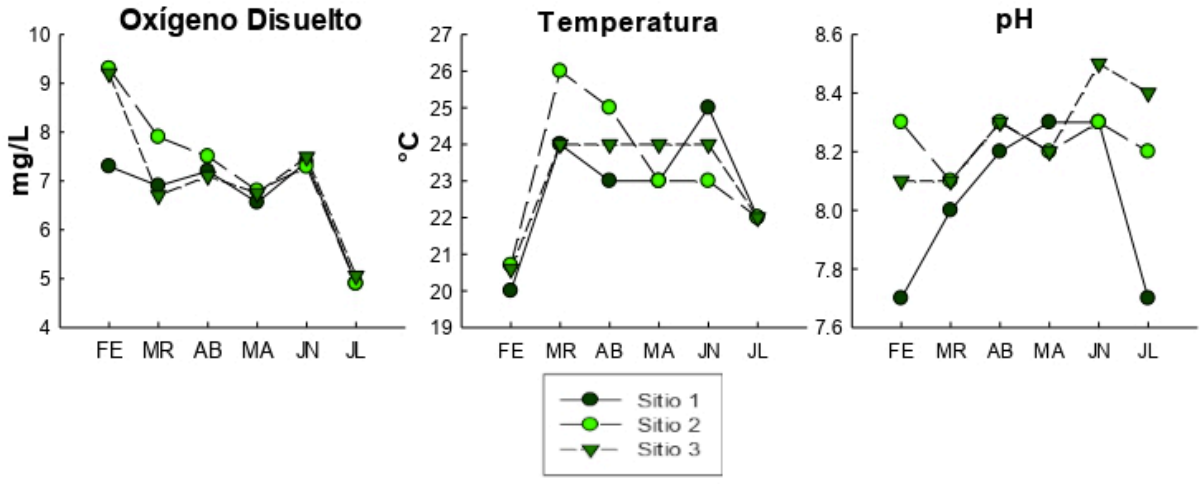


FIG. 4: Variación temporal de la temperatura, pH y concentración de OD (mg/L) (en los tres sitios analizados en el río Apatlaco.

En la FIG. 5 quedan reflejados los niveles de conductividad, Secchi y profundidad registrados en los sitios 1, 2 y 3 analizados en el río Apatlaco durante los meses de febrero a julio.

-Conductividad: Los niveles de conductividad decrecieron conforme pasaron los meses. En promedio en los 6 meses trabajados la conductividad fue de 573 μS/cm. El sitio 1 en el mes de marzo fue el punto en el que menor conductividad se registró mientras que el mayor fue en el mes de febrero en todos los sitios.

-Secchi y Profundidad: Los valores de profundidad y transparencia fueron tomados como uno mismo. La profundidad varió de 7 a 61 cm. El Sitio 3 fue el punto con menor profundidad y transparencia en el mes de junio, mientras que el punto con mayor profundidad y transparencia le corresponde al Sitio 1 durante el mes de mayo.

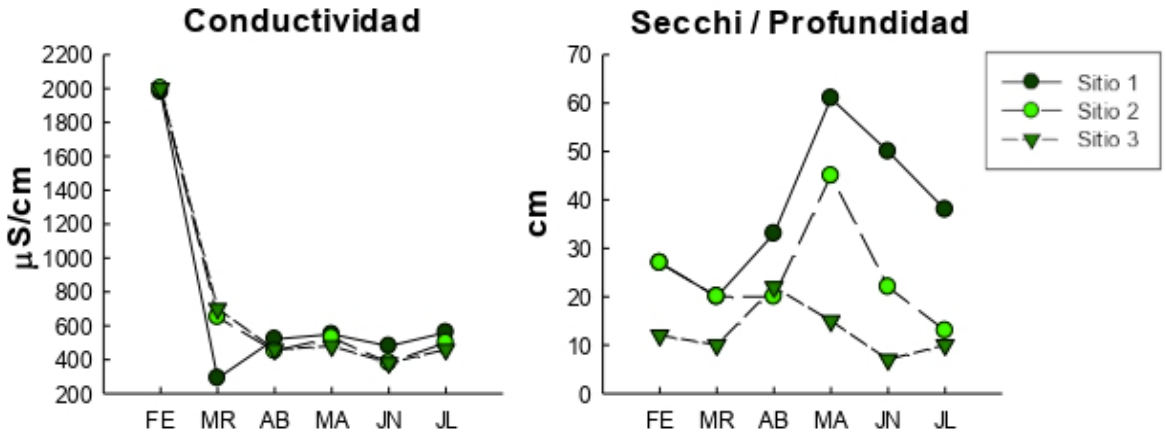


FIG. 5: Conductividad, Secchi y Profundidad de los tres sitios analizados en el río Apatlaco.

-Nitratos: El registro más bajo se obtuvo en el Sitio 2 durante el mes de mayo. En los primeros 5 meses del muestreo, el sitio 3 registró los niveles más altos de nitratos en comparación con los otros dos sitios. La cantidad de mg/L de NO_3^- varió de 1.7 a 4.7 a o largo del periodo estudiados.

-Fosfatos: En el mes de mayo se registró los niveles más altos de fosfatos en los tres sitios, siendo el Sitio 1 el punto con la mayor cantidad de mg/L de PO_4^- en comparación con los otros dos sitios. En junio se registraron los niveles más bajos de fosfatos en los sitios tres sitios. En promedio durante los seis meses de muestreo se registraron 5.3 mg/L de PO_4^-.

Lo anteriormente descrito queda reflejado en la FIG. 6 que muestra la cantidad de mg/L de Nitratos (NO_3) y Fosfatos (PO_4^-) registrados en los 3 sitios mustreados durante los meses de febrero a julio.

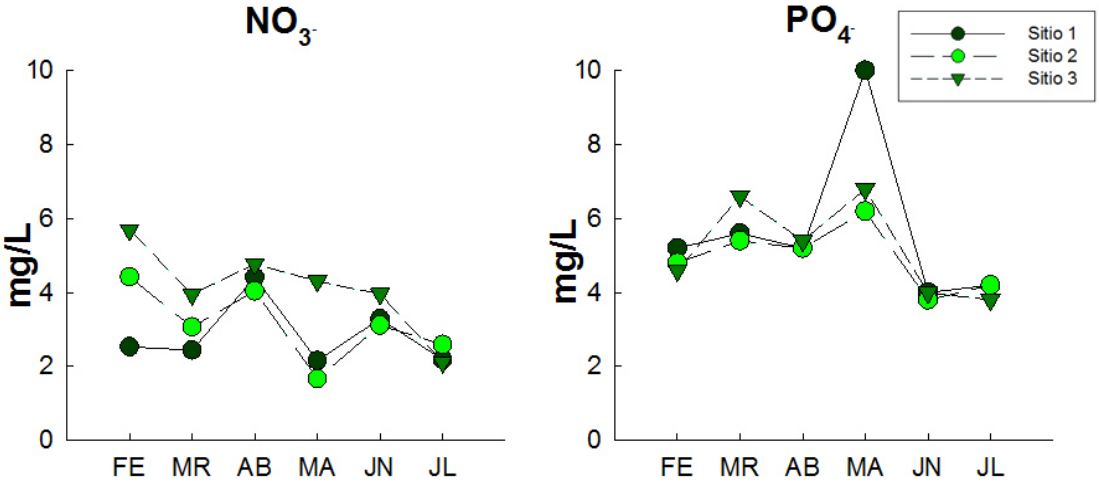


FIG. 6: Variacion temporal y espacial de la concentración de Nitratos (NO_3^-) y Fosfatos (PO_4^-) en mg/L de los tres sitios analizados en el río Apatlaco.

-Clorofila a: La concentración de clorofila a registrada durante los seis meses analizados varía entre 2 y 75 μg/L. Marzo fue el mes con mayor registro de concentración de clorofila a en todos los sitios, siendo el 3 el sitio de mayor registro, mientras que mayo tuvo la menor concentración de clorofila a registrada en los sitios 1 y 2 (FIG. 7). Durante el mes de febrero no se obtuvo una lectura de este parámetro.

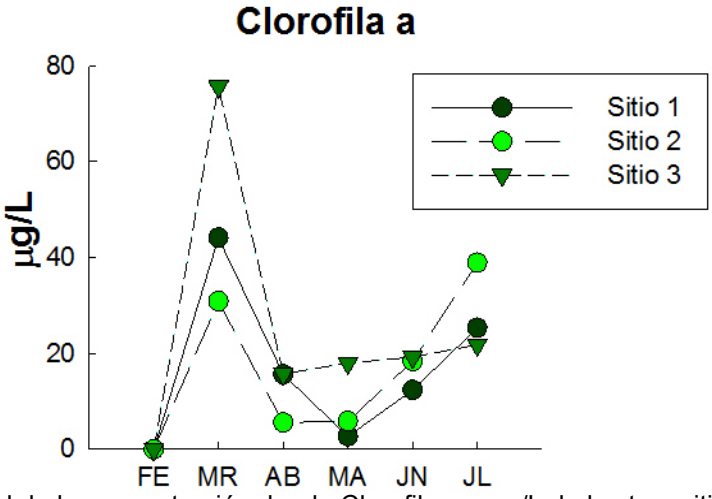


FIG. 7: Variación temporal de la concentración de de Clorofila a n μg/L de los tres sitios analizados en el río Apatlaco.

Especies registradas

Un total de 26 especies de zooplancton, distribuidas en 13 familias, fueron registradas en el Río Apatlaco, de las cuales 21 pertenecen al grupo de los rotíferos, 2 al de los copépodos y 3 al de los cladóceros. Los rotíferos están representados por especies pertenecientes a los órdenes Ploimida, Gnesiotrocha, Floscullariaceae y Bdelloida, los copépodos por especies del orden Cyclopoida y los cladóceros por especies pertenecientes al orden Claodera (TABLA 1).

Rotíferos		
Orden Ploimida	Familia Brachionidae	*Brachionus havanaensis*, Rousselet, 1911
		Brachionus caudatus, Barrois & Daday, 1894
		Brachionus calyciflorus, Pallas, 1776
		Brachionus angularis, Gosse, 1851
		*Plationus patulus (*Müller, 1786)
	Familia Lepadellidae	*Colurella adriática,* Ehrenberg, 1831
		Lepadella patella (Müller, 1786)
		Lepadella ovalis (Müller, 1896)
		Lepadella acuminata (Ehrenberg, 1834)
		Lepadella rhomboides (Gosse, 1886)
	Familia Lecanidae	*Lecane inermis* (Bryce, 1892)
		Lecane bulla (Gosse, 1851)
		Lecane arcuata (Bryce, 1891)
		Lecane closterocerca (Schmarda, 1859)
		Lecane hamata (Stokes, 1896)
	Familia Mytilinidae	*Mytilina ventralis* (Ehrenberg, 1832)
	Familia Asplanchnidae	*Asplanchna sp.,* Gosse, 1850
	Familia Synchaetidae	*Polyarthra vulgaris,* Ehrenberg, 1834
	Familia Notommatidae	*Cephalodella sp.,* Bory de St. Vincent, 1826
Orden Gnesiotrocha	Familia Filinidae	*Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834)
Orden Floscullariaceae	Familia Hexarthridae	*Hexarthra sp.,* Schmarda. 1854
Orden Bdelloida	Familia Philodinidae	
	Familia Adinetidae	
Copépodos		
Orden Cyclopoida	Familia Cyclopidae	*Mesocyclops pehpeiensis,* Hu, 1943
		Microcyclops dubitabilis (Kiefer, 1934)
Cladóceros		
Orden Cladocera	Familia Daphniidae	*Ceriodaphnia sp.,* Dana, 1853
	Familia Moinidae	*Moina sp.,* Baird 1850
	Familia Chydoridae	*Alona sp.,* Baird, 1843

TABLA 1. Listado de especies registradas en el Río Apatlaco, Morelos del mes de febrero a julio de 2018.

Se encontraron dos especies de copépodos en el río Apatlaco: *Mesocyclops pehpeiensis* y *Microcyclops dubitailis* que se describen a continuación:

-Mesocyclops pehpeiensis

La hembra adulta de esta especie copépodo midió aproximadamente 1700 μm y se le observó un cuerpo cilíndrico y alargado; sus anténulas eran más largas que el primer segmento del cefalosoma (FOTO 3). La anténula (FOTO 4) tenía 17 segmentos y una membrana hialina en los dos segmentos distales. En la cuarta pata (P4) se observaron proyecciones agudas y altas además de tener el margen interno del basipodito desnudo (FOTO 5). El margen interno de la rama caudal (FOTO 6) estaba desnudo.

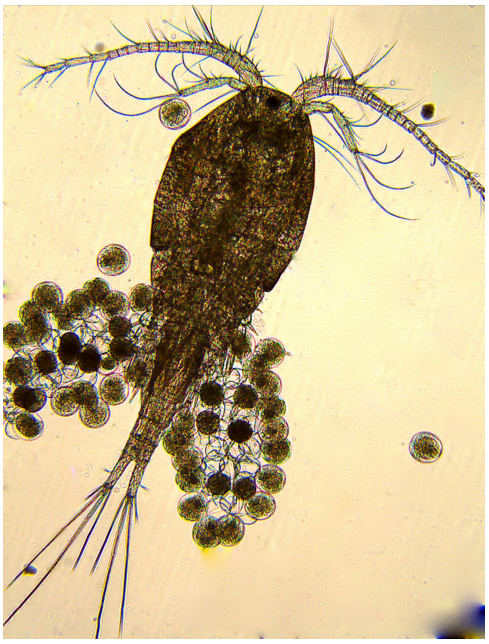


FOTO 3: *Mesocyclops pehpeiensis* hembra

FOTO 4: *M. pehpeiensis:* 4.1: anténula, 4.2: segmentos antenulares 16 y 17

FOTO 5: *M. pehpeiensis:* cuarta pata (P4)

FOTO 6: *M. pehpeiensis:* furca

-Microcyclops dubitabilis

La hembra adulta de *M. dubitabilis* midió aproximadamente 600 μm, se le observó un cuerpo cilíndrico y robusto (FOTO 7); sus anténulas (FOTO 7 y 8) son más cortas que el primer segmento del cefalosoma y tenían 12 segmentos. Tenía espinas cortas sobre el margen posterior del segmento endopodal de la pata 4 (P4) (FOTO 9). Las ramas caudales (FOTO 10) eran más largas que anchas y cuentan con espinas diminutas en el lugar donde se insertan las setas caudal lateral y terminal lateral.

FOTO 7: *Microcyclops dubitabilis* hembra

FOTO 8: *M. dubitabilis:* anténula

FOTO 9: *M. dubitabilis:* cuarta pata (P4)

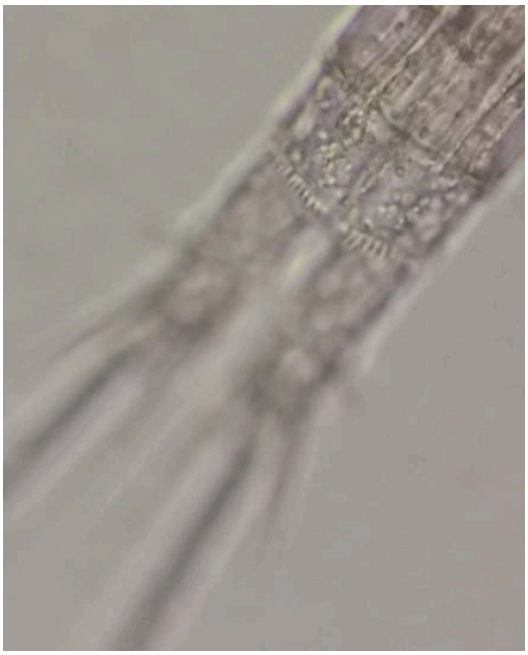


FOTO 10: *M. dubitabilis:* 10.1: furca, 10.2: espinas donde se insertan las setas caudales

Presencia y ausencia

De las 26 especies identificadas, 17 fueron registradas en al menos un sitio en alguno de los meses analizados. *Lepadella patella, Lepadella ovalis, Lecane bulla, Lecane hamata* y los rotíferos bdelloideos fueron las especies dominantes, aparecieron en todos los sitios durante todos los meses de muestreo. *Brachionus havanaensis* y *Filinia longiseta* solo se registraron en el sitio 3 una vez en todos los meses de muestreo (marzo y julio respectivamente).

Respecto a los copépodos y cladóceros, los primeros fueron registrados únicamente como nauplios y copepoditos en el sitio 2 durante el mes de febrero y marzo respectivamente, mientras que los segundos fueron registrados exclusivamente en las muestras vivas (TABLA 2.).

Especie	Febrero			Marzo			Abril			Mayo			Junio			Julio		
	S.1	S.2	S.3	S.1	S.2	S.3	S.1	S.2	S.3	S.1	S.2	S.3	S.1	S.2	S.3	S.1	S.2	S.3
Brachionus havanaensis						X												
Brachionus angularis	X											X						
Brachionus caudatus	X								X									
Colurella adriática	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	
Lepadella patella	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	
Lepadella ovalis	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lepadella acuminata	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lepadella rhomboides	X	X	X															
Lecane inermis	X	X	X		X	X	X		X							X		
Lecane bulla	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Lecane arcuata	X		X	X	X	X				X	X					X	X	
Lecane closterocerca	X	X	X	X	X	X				X	X	X				X		
Lecane hamata	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Filinia longiseta																		X
Bdelloide	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Nauplios		X			X													
Copepoditos					X													

TABLA 2. Listado de presencia y ausencia de las especies registradas en el Río Apatlaco, Morelos del mes de febrero al julio de 2018.

Riqueza

Durante los seis meses de muestreo los rotíferos representaron la mayor parte de la riqueza específica en todos los sitios. El primer gráfico de la FIG. 8 refleja la totalidad de especies registradas en todos los sitios durante los seis meses estudiados tanto en las muestras fijadas como en las vivas. Debido a que los cladóceros fueron observados únicamente en las muestras vivas pero no en las fijadas no se vieron reflejados en los gráficos que demuestran la riqueza específica de cada uno de los tres sitios por separado. En los sitios 1 y 3 se observó únicamente al grupo de los rotíferos reflejado en los gráficos de riqueza específica. En el sitio 2, además se observó al grupo de los copépodos (FIG. 8).

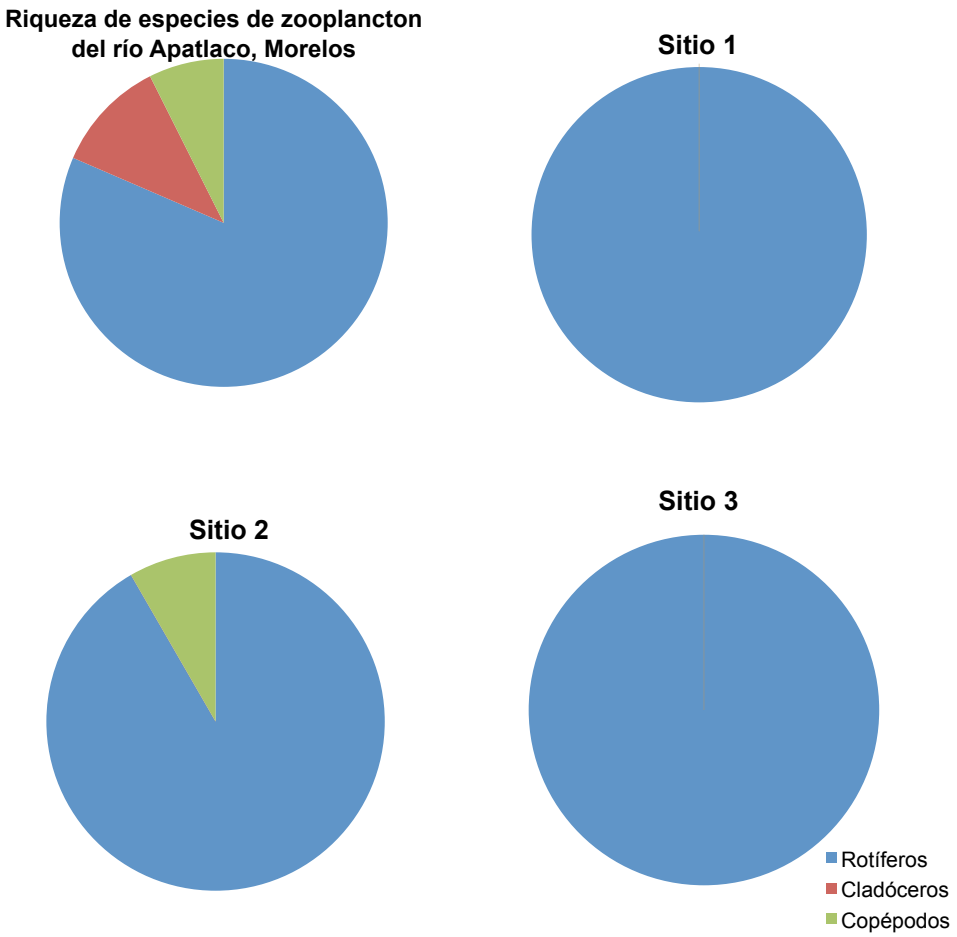


FIG.8: Riqueza específica de especies de zooplancton del río Apatlaco, Morelos.

En cuanto a la riqueza específica de cada sitio desglosada por meses (FIG. 9) se observó que en el sitio 1 en el mes de febrero se contabilizó el mayor número de especies de zooplancton pertenecientes a los grupos de los rotíferos y copépodos. Febrero y marzo fueron los meses que tuvieron el mayor número de especies en los sitios 2 y 3, mientras que junio fue el mes con menor riqueza específica en todos los sitios.

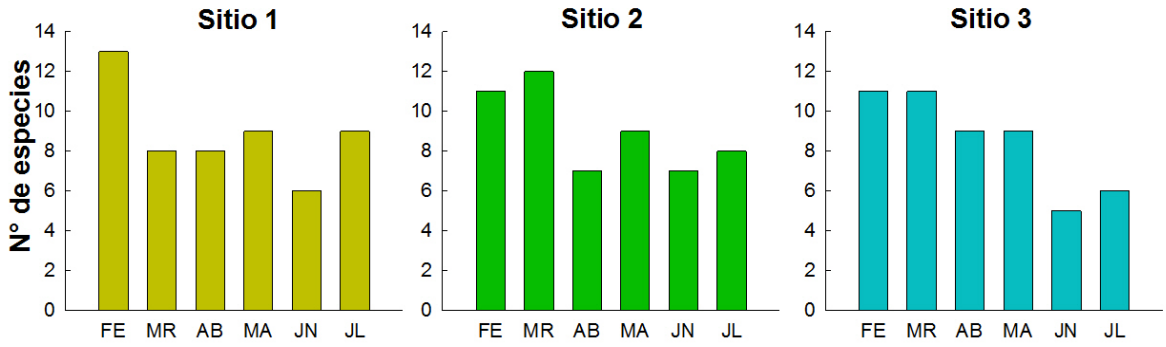


FIG. 9: Riqueza específica de especies de zooplancton en los sitios 1, 2 y 3 del río Apatlaco durante los meses de febrero a julio

De las especies de rotíferos registradas en el río Apatlaco, las familias *Brachionidae, Lepadellidae* y *Lecanidae* fueron las más representadas. Ambas tuvieron el mayor número de especies registradas con 5 especies de rotíferos cada una, seguidas por la familia *Cyclopidae* con 2 especies de copépodos. Los rotíferos del orden Bdelloida, sólo se identificaron hasta el nivel de familia, mientras que los organismos de las familias *Asplanchnidae, Notommatidae, Hexarthridae, Daphniidae, Moinidae* y *Chydoridae* sólo se identificaron a nivel de género. El resto de las familias fueron representadas sólo por 1 especie (FIG. 10).

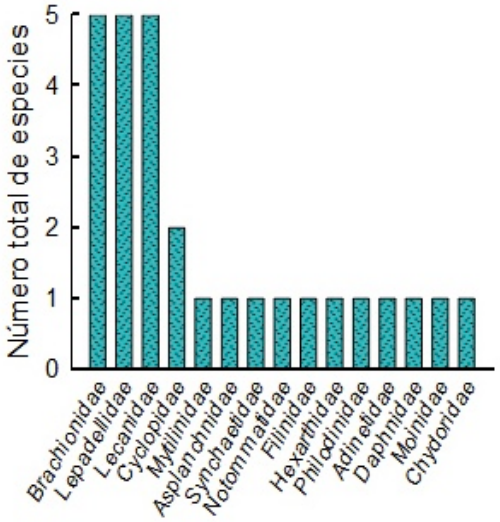


FIG. 10: Número total de especies por familia registradas en el río Apatlaco, Morelos

En cuanto a las especies de rotíferos registradas en las muestras fijadas del río Apatlaco, en el sitio 1 en febrero se registró el mayor número de especies de las familias *Lepadellidae* y *Lecanidae* con 5 especies cada una, mientras que en el sitio 3 en julio sólo se registraron 2 especies de cada una de éstas familias, además fue el único sitio donde se registró 1 especie de la familia *Filinidae*. Solo 2 especies de la familia *Brachionidae* fueron registradas en febrero en el sitio 1 y en el sitio 3 durante los meses de marzo, abril y mayo se registró 1 especie. Rotíferos del orden Bdeloida se registraron en todos los sitios durante todos los meses (FIG. 11).

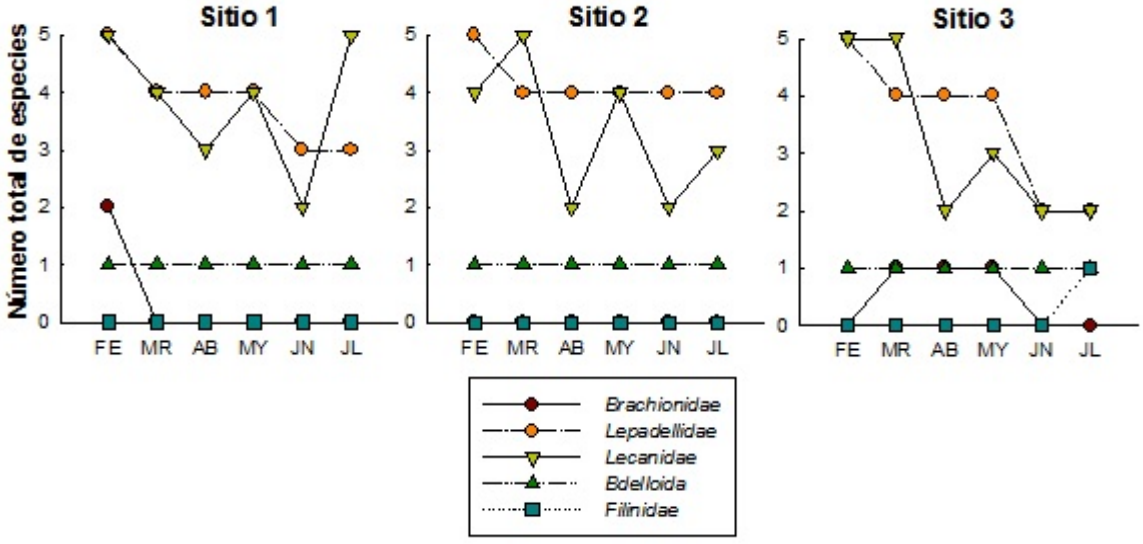


FIG. 11: Número total de especies de rotíferos de las familias Brachionidae, Lepadellidae, Lecanidae y Filinidae y del órden Bdelloida registradas en el río Apatlaco.

Similitud de comunidades

El índice de Sorensen calculado para los tres sitios durante los meses analizados, refleja la similitud de las comunidades de zooplancton del río Apatlaco de cada sitio durante los meses analizados. A pesar de que en los gráficos se aprecia un aparente cambio en las comunidades de cada sitio conforme pasaron los meses, en realidad las comunidades cambiaron muy poco conforme transcurrió el tiempo de muestreo. Los valores obtenidos variaron de 0.526 a 0.917, siendo el sitio tres el que tuvo el mayor cambio conforme pasaron los meses, mientras que el sitio 2 permaneció muy similar durante los seis meses analizados (FIG. 12).

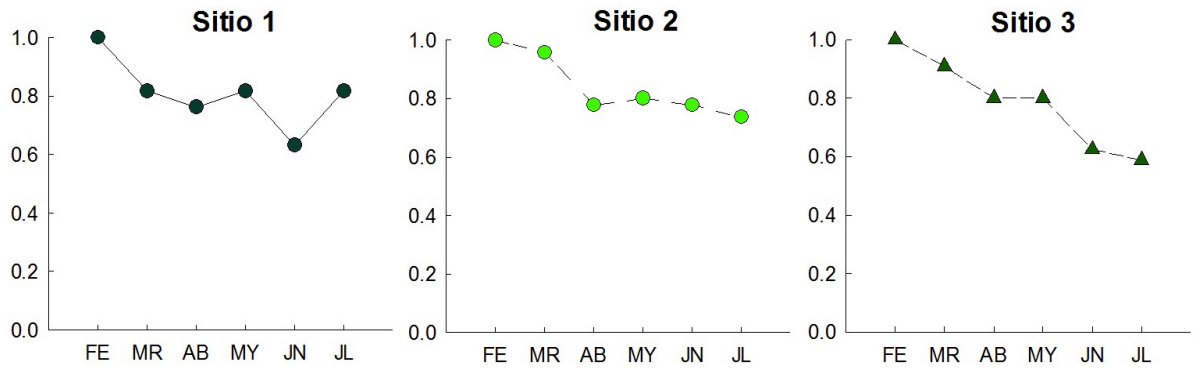


FIG. 12: Índice de Sorensen: similitud de las comunidades de zooplancton de los sitios 1, 2 y 3 del río Apatlaco durante los meses de febrero a julio.

Saprobiedad

De acuerdo con el las categorías establecidas en el Índice Saprobio de Pantle y Buck (1983) (líneas negras dibujadas en cada grágico) todos los sitios en los seis meses analizados son categorizados como β-mesosaprobios que corresponde a sistemas mesosaprobios con agua medianamente contaminada. Los valores estuvieron alrededor de 1.8 en todos los sitios durante todos los meses (FIG. 13 y Anexos 4 y 5).

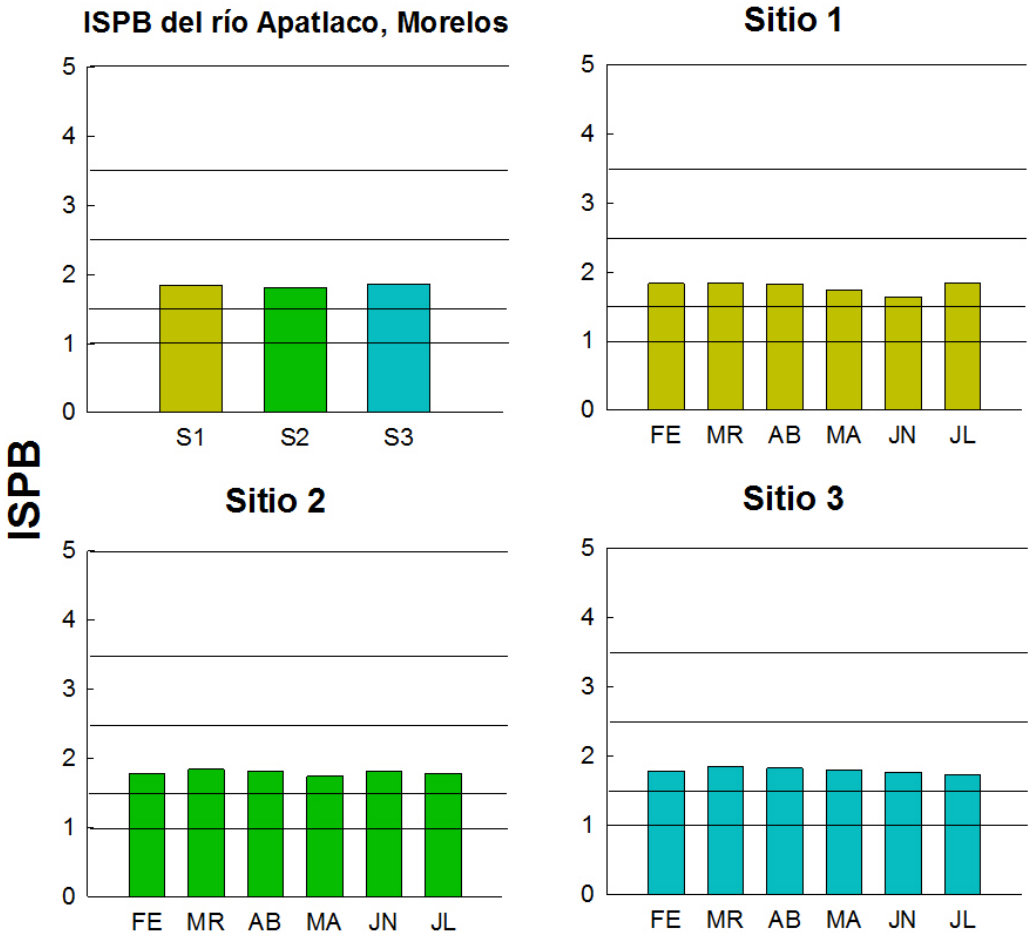


FIG. 13: Índice Saprobio de Pantle y Buck (ISPB) de los sitios 1, 2 y 3 del río Apatlaco durante los meses de febrero a julio.

Contenido estomacal

Los resultados de contenido estomacal del copépodo demostraron que *M. dubitabilis* y *M. pehpeiensis* son capaces de atrapar y engullir organismos zooplanctónicos que se encuentran distribuidos en el medio donde habitan. Se observaron en el tracto digestivo de *M. pehpeiensis* principalmente trofis de rotíferos bdelloideos (Foto 11) así como de *P. patulus* además de parte de la estructura del rotífero antes mencionado (Foto 12) . Además se encontraron restos de cladóceros, células de algas y materia orgánica. Se observó en el intestino de

M. pehpeiensis restos del cladócero *M. macocopa* principalmente además de restos de materia orgánica (Foto 13).

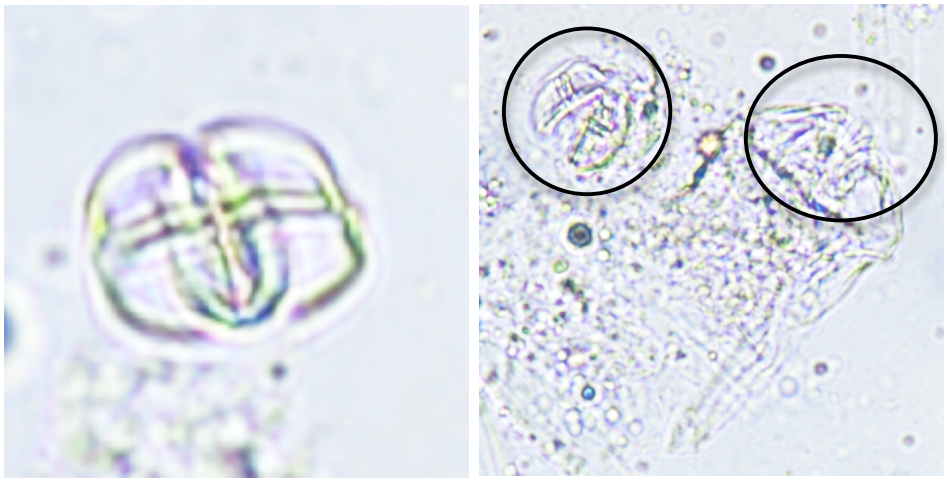


FOTO 11. Trofi y parte de la corona trocal de rotíferos del grupo de los *Bdelloides* en el intestino de *M. dubitabilis.*

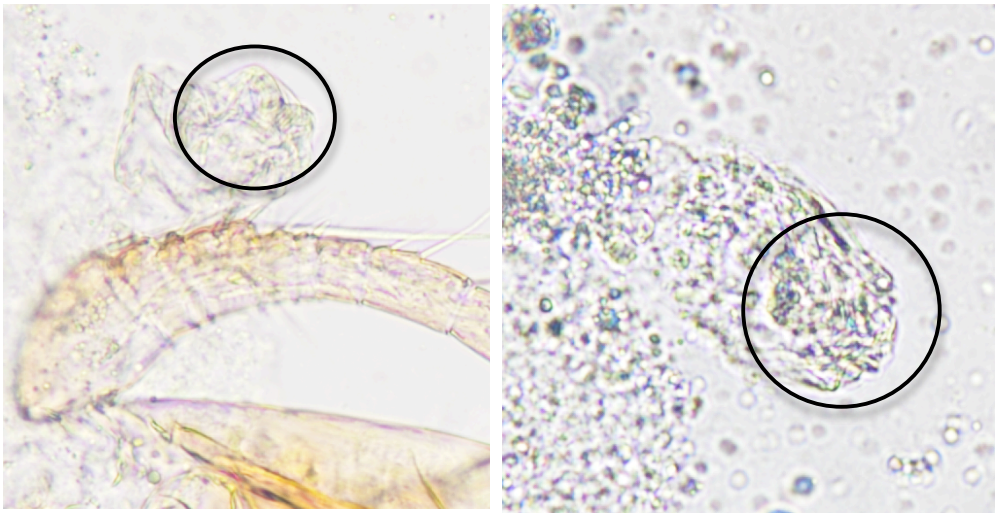


FOTO 12: Trofi y espinas de rotíferos *P. patulus* en el intestino de *M. dubitabilis.*

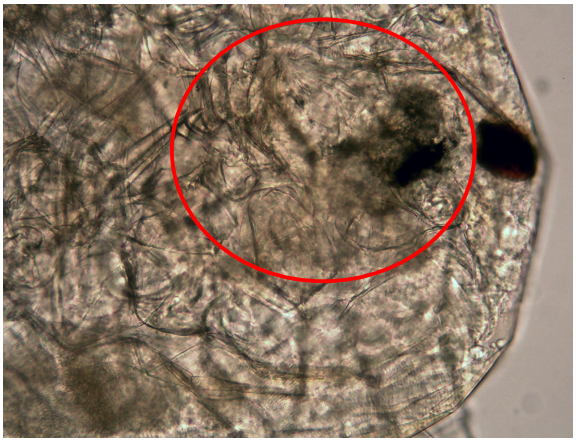


FOTO 13: Restos de cladócero en el intestino de *M. pehpeiesnsis.*

Preferencia alimentaria

En el experimento de preferencia alimentaria de las hembras no grávidas de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis; M. pehpeiensis* prefirió al cladócero *M. macrocopa* y al rotífero *P. patulus,* mientras que *M. dubitabilis* además de preferir a *M. macrocopa* (Foto 14) y a *P. patulus* también prefirió al rotífero *L. bulla* (FIG 14. A). En cuanto a las hembras grávidas de *M. pehpeiensis* prefirieron al cladócero *M. macrocopa* y al rotífero *M. ventralis* evitando a todos los demás organismos que le fueron ofrecidos como presa. Las hembras grávidas de *M. dubitabilis* prefirieron a los rotíferos *L. bulla* y *P. patulus* y evitaron a todas las demás presas que se le ofrecieron (FIG 14. B).

Las preferencias alimentarias fueron diferentes entre especies así como entre grávidas y no grávidas. Queda constatado en éste experimento y reflejado en los gráficos que ambas especies de copépodos prefirieron al menos a dos mismos tipos de presas por lo que comparten el recurso del alimento a pesar de las diferencias morfológicas tanto de las presas como de los copépodos.

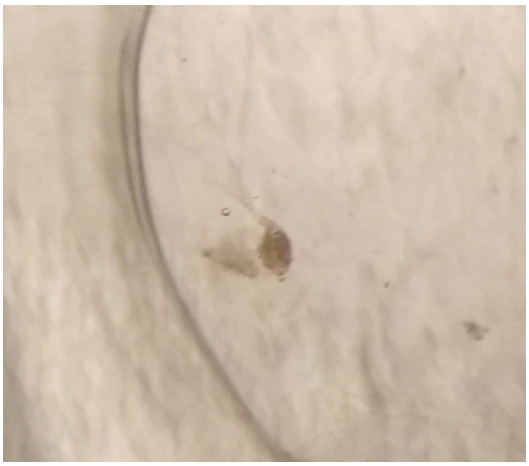


FOTO 14: *M. dubitabilis* consumiendo un neonato del cladócero *M. macrocopa*

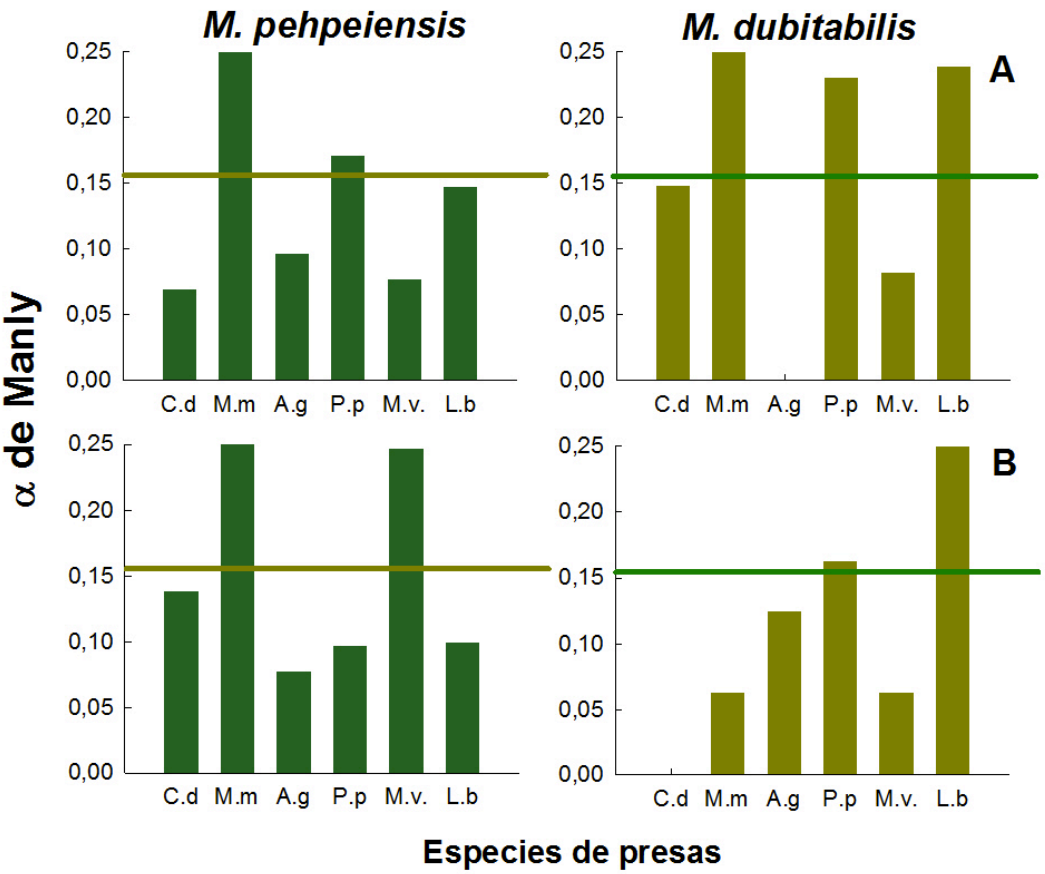


FIG. 14: α de Manley= 0.16 (representado por la línea verde en cada gráfico): Preferencia alimentaria de las hembras no grávidas (A) y grávidas (B) de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* con una mezcla de rotíferos y cladóceros (**C.d.**: *Ceriodaphnia dubia,* **M.m.**: *Moina macrocopa,* **A.g.**: *Alona glabra,* **P.p.**: *Plationus patulus,* **M.v.**: *Mytilina ventralis,* y **L.b.**: *Lecane bulla*) ofrecidos como presas

Consumo

En cuanto al consumo de individuos de las especies ofrecidas como presas a las hembras de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* se observó que a pesar de preferir al mismo tipo de presa la cantidad de organismos que consumió cada copépodo fue diferente*;* las hembras no grávidas de *M. pehpeiensis* consumieron en promedio 6 individuos de *M. macrocopa* y las hembras no grávidas de *M. dubitabilis* 2 individuos del rotífero *P. patulus* (FIG .15. A)*.*

Las hembras grávidas de *M. pehpeiensis* consumieron en promedio 4 individuos de *M. macrocopa* mientras que las hembras grávidas de *M. dubitabilis* consumieron alrededor de 2.5 individuos del rotífero *L. bulla* (FIG 15. B). En general el consumo de individuos de las hembras de *M. dubitabilis* fue menor durante los experimentos de preferencia alimentaria que el de las hembras de *M. pehpeiensis.*

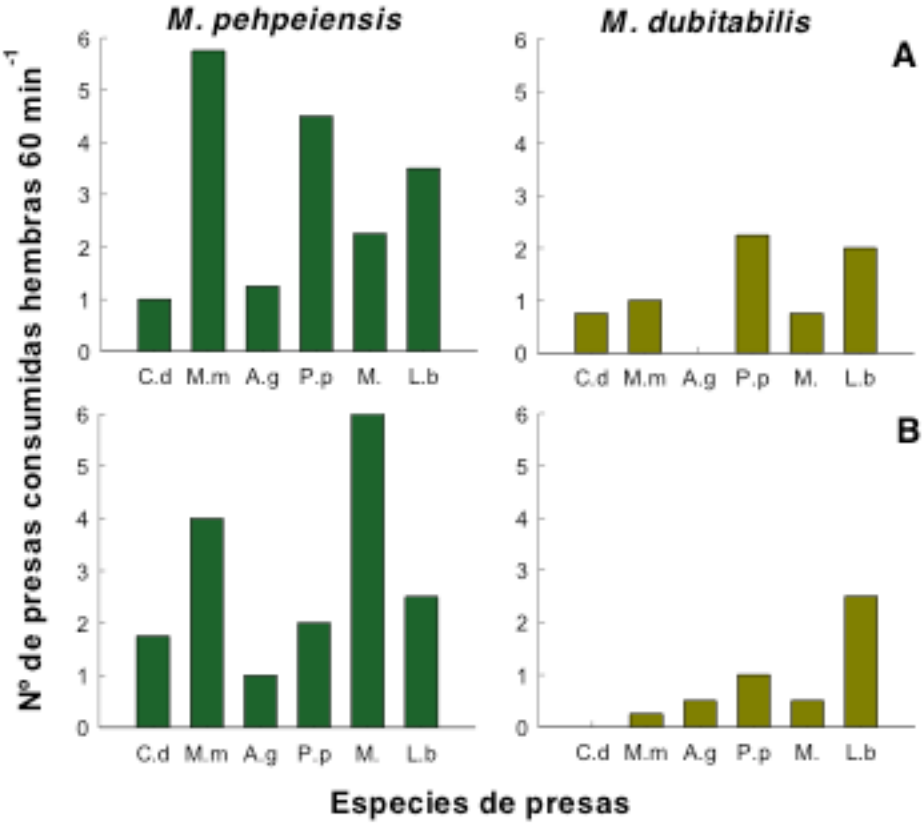


FIG. 15: Promedio del consumo de las hembras no grávidas (A) y grávidas (B) de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* con una mezcla de rotíferos y cladóceros (**C.d.**: *Ceriodaphnia dubia,* **M.m.**: *Moina macrocopa,* **A.g.**: *Alona glabra,* **P.p.**: *Plationus patulus,* **M.v.**: *Mytilina ventralis,* y **L.b.**: *Lecane bulla*) ofrecidos como presas durante los experimentos de preferencia alimentaria.

Respuestas funcionales

Las respuestas funcionales obtenidas en éste experimento muestran una tendencia a pertenecer al tipo II en ambas especies de copépodos al ofrecerles diferentes densidades del cladócero *M. macrocopa* como alimento. Se observa en la FIG. 16 que el consumo de ambos copépodos aumenta conforme aumenta la densidad de *M. macrocopa* hasta alcanzar un punto máximo y continuar de

manera estable. *Mesocyclops pehpeiensis* alcanza el punto más alto de consumo a la densidad de 25 ind., mientras que *M. dubitabilis* a la densidad de 20 ind. aproximadamente.

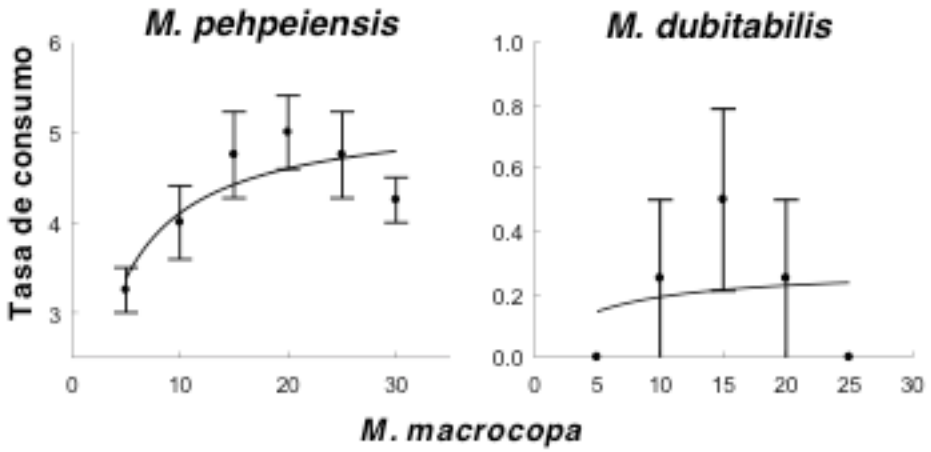


FIG. 16: Respuestas funcionales de las hembras no grávidas de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* con *M. macrocopa* ofrecida como presa (Tomar en cuenta diferencia de escalas).

Al ofrecerle a los copépodos el rotífero *P. patulus* como alimento, la respuesta obtenida fue nuevamente una respuesta de tipo II. Ambos copépodos alcanzaron un consumo máximo a la densidad de 75 ind. (FIG. 17).

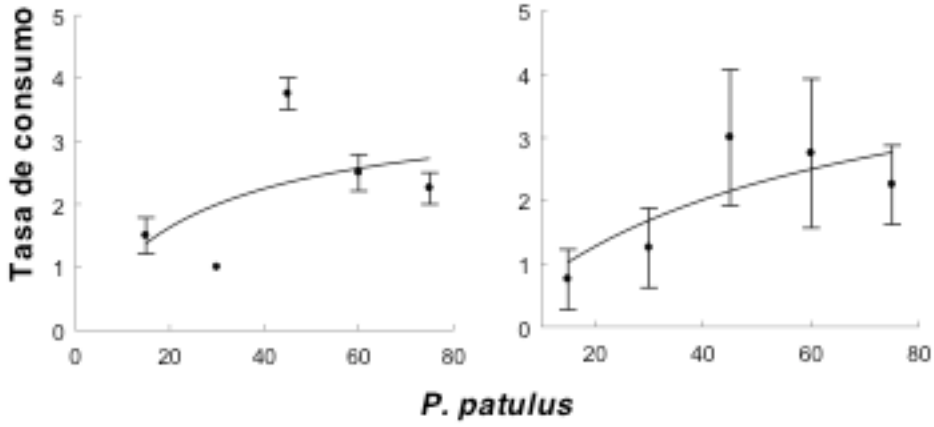


FIG. 17: Respuestas funcionales de las hembras no grávidas de los copépodos *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* con *P. patulus* ofrecido como presa.

Respecto a la diferencia en la cantidad de presas consumidas por ambas especies de copépodos durante los experimentos de respuesta funcional se puede observar

de manera muy evidente que al ofrecerles a *M. macrocopa,* el copépodo *M. pehpeiensis* consumió mayor cantidad de cladóceros que *M. dubitabilis* en todas las densidades. Por otro lado, cuando se trató del rotífero *P. patulus* como presa, el consumo de *M.dubitabilis* fue mayor que el de *M. pehpeiensis* en todas las densidades excepto en la de 15 y 45 ind. (FIG. 18).

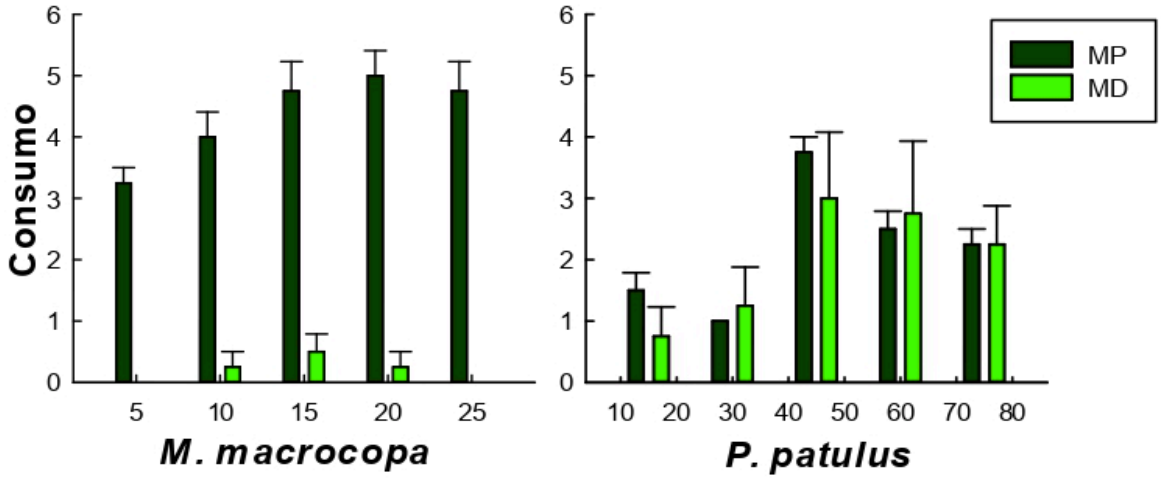


FIG. 18: Consumo de las hembras no grávidas de los copépodos *M. pehpeiensis* (MP) y *M. dubitabilis* (MD) durante los experimentos de respuesta funcional con *M. macrocopa* y *P. patulus* ofrecido como presa.

Comportamiento alimentario

Durante el experimento de comportamiento alimentario realizado con las hembras no grávidas de ambas especies de copépodos, *M. pehpeiensis* consumió primero que *M. dubitabilis* al cladócero *M. macrocopa* en las 4 repeticiones. Además después de consumir al cladócero, 1 de 4 hembras de *M. pehpeiensis* consumió a la hembra de *M. dubitabilis* (Foto 15) y 1 de 4 hembras de *M. pehpeiensis* mató a la hembra de *M. dubitabilis* sin consumirla (Foto 16).

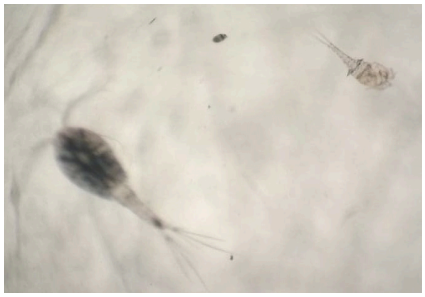


FOTO 15: Hembra no grávida de *M. dubitabilis* después de haber sido consumida por una hembra no grávida de *M. pehpeiensis.*

FOTO 16: Hembra no grávida de *M. dubitabilis* muerta por una hembra no grávida de *M. pehpeiensis.*

En el caso de las hembras grávidas de *M. pehpeiensis* y las hembras no grávidas de *M. dubitabilis,* 3 de 4 hembras de *M. pehpeiensis* consumieron al cladócero *M. macrocopa* antes de que lo hiciera la hembra de *M. dubitabilis.* Ninguna hembra no grávida de *M. dubitabilis* consumió algún cladócero. Después de haberse alimentado del cladócero, 1 de 4 hembras de *M. pehpeiensis* consumió a una hembra de *M. dubitabilis* (Foto 17).

FOTO 17: Hembra grávida de *M. pehpeiensis* durante y despues de haber consumido a una hembra no grávida de *M. dubitabilis.*

Medición de organismos

Para ayudarnos al análisis e interpretación de los resultados obtenidos en los experimentos de preferencia alimentaria, respuesta funcional y comportamiento alimentario se midieron todos los organismos utilizados en ésta tesis. En la Tabla 3 se muestra el promedio de las medidas tanto de las dos especies de copépodos como las de sus presas.

Las hembras del copépodo invasor *M. pehpeiensis* son alrededor de tres veces más grandes que las del nativo *M. dubitabilis.* El rango de tamaño de las presas va de 100 a 460 micras; los neonatos del cladócero *M. macrocopa* son la presa más grande y el rotífero *M. ventralis* la más pequeña. *Plationus patulus* fue la presa del grupo de los rotíferos más grande y *A. glabra* fue la más pequeña del grupo de los cladóceros.

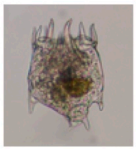
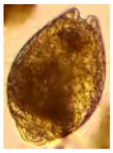
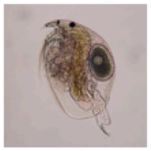
Fotografía	Especie	Largo	Ancho
	Microcyclops dubitabilis	640 µm	180 µm
	Mesocyclops pehpeiensis	1700 µm	450 µm
	*Plationus patulus*	190 µm	130 µm
	*Lecane bulla*	120 µm	75 µm
	Mitylina ventralis	100 µm	50 µm
	*Alona glabra*	300 µm	180 µm
	Ceriodaphnia dubia	370 µm	215 µm
	Moina macrocopa	460 µm	200 µm

TABLA 3. Medidas del zooplancton utilizado en los experimentos de preferencia alimentaria, respuesta funcional y comportamiento alimentario

DISCUSIÓN

Las características físicas y químicas que se registraron en el río Apatlaco durante el periodo estudiado corresponden con las registradas en otros ríos de zonas neotropicales estudiados (Nandini *et al.,* 2017:2018), excepto por los niveles de clorofila a que fueron mayores en comparación con los reportados por Nandini *et al.* (2018) en el río Amacuzac, que pertenece a la misma cuenca que el río Apatlaco. Lo anterior debido probablemente a lo somero del río comparado, por ejemplo, con el río la Antigua en Veracruz (Nandini *et al.,* 2017), y a la disponibilidad de nutrientes acarreados de aguas arriba (Jones & Barrington, 1985; Garnier *et al,* 1995). Se reconoce además que los cuerpos de agua mesotróficos como el río Apatlaco o eutróficos son generalmente más productivos y por ende tienen registros más altos de clorofila a que los oligotróficos (García-García *et al,* 2012).

Se ha reportado que a pesar de que la densidad de especies de potamoplancton es baja, la riqueza es alta probablemente por el constante flujo de agua que continuamente acarrea nuevos taxones (Gaytán- Herrera *et al.,* 2017; Nandini *et al.,* 2017). Sin embargo, la riqueza específica del río Apatlaco resultó ser baja (26 especies de zooplancton) comparada con otras registradas en ríos de México y el mundo. Kobayashi *et al.* (1998) en el río Hawkesbury, Australia registraron 116 especies de zooplancton, 74 eran de rotíferos; Sharma (2014) en el río Brahmaputra, India encontró 131 especies de rotíferos; Reyes-Santillán (2019), en el Parque Estatal Urbano Barranca de Chapultepec, el cuál comprende la parte alta del río Apatlaco, registró 29 especies de rotíferos además de 3 especies de cladóceros; Nandini *et al.* (2018) reportaron 60 especies de zooplancton en el río Amacuzac, por mencionar algunos. En ríos el grupo dominante es el de los rotíferos, de las especies de crustáceos generalmente dominan *Ceriodaphnia, Bosmina* y copepoditos (Kobayashi *et al.,* 1998; Czerniawski & Pilecka-Rapacz, 2011), datos que concuerdan con lo reportado en ésta tesis y por Trujillo (2002) en el río Apatlaco. Respecto a los copépodos, se sabe que los ciclopoideos son los más comúnmente registrados y copépodos de los géneros *Mesocyclops* y

Microcyclops, mismos que fueron reportados en esta investigación, son de los más abundantes en ríos (Kuezynski, 1984; Davidson *et al*, 1998; Bruno *et al*., 2002).

El zooplancton rivereño está controlado por una mezcla de factores bioticos y abioticos que varian estacionalmente dentro y entre rios pobremente comprendida Thorp & Casper, 2002). Respecto al grupo dominante (Rotíferos) al igual que en la presente tesis en los ríos la Antigua y Amacuzac una de las familias con mayor número de especies registradas fue la *Lecanidae* (Nandini *et al.,* 2017; 2018). Comúnmente especies de rotíferos de reducido tamaño y planctónicas como los *Braquionus* y no plactónicas como *Lepadella acuminata, Lepadella ovalis, Lecane bulla* y *Lecane hamata*, que dominaron en la presente tesis se encuentran en los ríos (Hynes, 1970; Ferrari *et al.,* 1989; Czerniawski & Pilecka-Rapacz, 2011; Nandini *et al.,* 2017). Esto es principalmente atribuido a la presencia de peces zooplanktivoros, que depredan principalmente a especies grandes de zooplancton sin mostrar mucho interés en las pequeñas (Jack & Thorp, 2002; Liar, 2006), lo que en muchos casos es el factor principal que limita la cantidad de zooplancton en ríos (Walks & Cyr 2004; Chang *et al,* 2008). En ese sentido, estudios de contenido estomacal de peces y otros depredadores tanto planctónicos como bentonidos son necesarios para complementar éste tipo de investigaciones.

Debido a lo somero del río y a la proximidad de dos de los sitios de muestreo a la parte litoral del río, los rotíferos no planctónicos fueron los que se hicieron más presentes en éste trabajo en comparación con los planctónicos que se asocian más con las corrientes que los arrastran (Ferrari *et al,* 1989; Serafim *et al.,* 2003; Sharma, 2014). Se ha reportado que la riqueza y abundancia del potamoplancton puede estar relacionada con la transparencia (Czerniawski & Pilecka-Rapacz, 2011). Estlander *et al* (2009) establece que con el incremento en la transparencia decrece el numero de zooplancton, especialmente de crustáceos lo que podría explicar los datos obtenidos en este trabajo respecto a la disminución en la riqueza específica del zooplancton en los meses de junio, la escaza y a veces nula presencia de cladóceros y copépodos y la elevada transparencia obtenida en el río Apatlaco. Por otro lado se ha observado que las especies de zooplancton de

reducido tamaño son más suceptibles a cambios en las variables fisicoquímicas (Czerniawski & Pilecka-Rapacz, 2011). Kobayashi *et al* (1998) observó una fuerte correlacion entre el potamoplankton y la conductividad o foforo total. Aunque aparentemente en el río Apatlaco hay una relación directa entre el aumento en la conductividad y la concentración de fosfatos (PO_4^-) con el aumento en la riqueza específica de los sitios analizados, debido a que no se tienen datos concretos de las abundancias de las especies de potamoplancton éste aspecto no puede ser comparado.

En cuanto a la similitud entre las comunidades de especies de zooplancton, a pesar de que la comparación se hizo entre diferentes sitios transversalmente y no a lo largo del río, no hubo diferencia ni cambio entre las comunidades del río a lo largo de los meses analizados debido probablemente a que las comunidades de potamoplancton no suelen cambiar entre sitios que son ambientalmente similares como los del río Amacuzac (Czerniawski & Pilecka-Rapacz, 2011). Los resultados obtenidos en esta investigación concuerdan con los obtenidos por diversos autores como Ostoji`c (2002) en un río de Escosia. Thorp y Mantovani (2005) y Czerniawski & Pilecka-Rapacz (2011) tampoco encontraron diferencia entre las comunidades de zooplancton en un gradiente longitudinal y de temperatura de un solo río ni entre diferentes ríos de Estados Unidos y Polonia respectivamente.

Es difícil comparar la comunidad de especies de zooplancton y riqueza específica de éste río con otras debido principalmente a que el muestreo realizado en ésta tesis se limitó a 6 meses, mientras que otros trabajos lo han hecho por al menos 12. Además de la diferencia en el tiempo de muestreo, la dificultad enfrentada en el presente trabajo para calcular acertadamente la cantidad de litros filtrados en cada sitio durante los 6 meses hace que la estimación de las densidades y diversidades de especies de zooplancton en el río Apatlaco no sea posible. Se resalta con esto la necesidad de ampliar en tiempo y sitios éste tipo de estudios para entender completamente la diversidad taxonómica rivereña (Nandini *et al* 2017; Kobayashi 1998).

El río Apatlaco es uno de los más contaminados de México, se utiliza como drenaje directo de las descargas de desechos de las zonas habitacionales, agrícolas e industriales (Anexo 1). Estudios previos de caracterización del agua del río Apatlaco, muestran que el agua no es apta para uso en riego agrícola ni como fuente de abastecimiento o para la protección de la vida acuática (López-López *et al.,* 2013). Debido a descargas de colorantes y otros químicos realizados aguas arriba del punto de muestreo no fue posible obtener registros de DBO_5 que pudieran servir como indicador de contaminación por materia orgánica. A pesar de lo anterior, datos obtenidos en ésta investigación como niveles de más de 1000 μS/cm, que son relacionadas con aguas contaminadas o residuales (Chapman 1996); concentraciones de Nitratos (NO_3^-) y fosfatos (PO_4^-) mayores a 5 y 0.10 mg/L respectivamente, que rebasan el límite permisible que marcan los CE-CCA-001/89 (DOF, 1989) para fuentes de abastecimiento y para la vida acuática, pueden ser interpretados como indicadores de contaminación. Índices saprobios que evalúen la calidad de agua de sistemas lénticos y lóticos empleando rotíferos, que son útiles debido a su fácil reconocimiento y sensibilidad a muchos contaminantes, han sido ampliamente aplicados (Snell & Joaquim-Justo, 2007; Junqueira et al 2010; Sarma & Nandini, 2017). Al igual que el río Amacuzac, la parte alta del río Apatlaco perteneciente al Parque Estatal Urbano Barranca de Chapultepec y algunos otros ríos, el tramo del río Apatlaco estudiado en ésta tesis es considerado como β-Mesosaprobio, es decir el agua del río es medianamente contaminada (Anexo 5). Es una zona donde los productos de descomposición se acercan a la mineralización y el déficit de oxígeno es bajo, características que concuerdan con la elevada concentración de oxígeno disuelto y clorofila a obtenidas en esta tesis (Ambasht y Ambasht 2003; Nandini *et al.,* 2018; Reyes-Santillán, 2019), ésta condición también ha sido reportada en cuerpos de agua lénticos mexicanos como el lago de Xochimilco (Moreno-Gutiérrez *et al.,* 2018).

Además de la contaminación química también puede haber contaminación biológica, de la cual las especies exóticas forman parte, debido a la sobre-explotación de recursos, migración urbana y al vertido accidental o intencional de descargas de agua contaminada (CONAGUA, 2014). La endozoocoria por peces

que se mueven a lo largo de ríos que pasan por diferentes países o diferentes cuencas en el mismo país pueden acarrear y dispersar a éstas especies exóticas (Shiel *et al.,* 1998; Battauz et al 2015; Nandini *et al*., 2017). Debido a que la introducción de especies exóticas está asociada a la extinción del 54% de la fauna acuática mundial, del 70% de los peces nativos de Norteamérica y a que es considerada como uno de los mayores problemas que los sistemas de agua epicontinentales enfrentan (Lassuy, 1995; Harrison y Stiassny, 1999; Gaston & Fuller 2007, Downing 2014) es de suma importancia el estudio y desarrollo de investigaciones dedicadas a mejorar el entendimiento de los procesos de invasión y dispersión de las especies exóticas así como de los impactos ecológicos y económicos que éstas podrían tener sobre las especies nativas y ecosistemas a los que son introducidas.

Las especies que tienen huevos de latencia o estadios de dormancia como estrategia de supervivencia como los copépodos tienden a invadir y colonizar ambientes ajenos a los que comprende su distribución habitual (Santer, 1998; Bailey *et al.,* 2003, 2005; Gray *et al*., 2005). Los copépodos son organismos acuáticos principalmente marinos aunque varias especies ocupan hábitats dulceacuícolas o estuarinos (Humes, 1994); siendo organismos principalmente planctónicos que habitan en las zonas limnéticas (Brandl, 2005). *Microcyclops dubitabilis* Se ha reportado en el territorio mexicano desde hace más de 20 años (Grimaldo *et al.,* 1998). Se describió con especímenes que habitan ecosistemas dulceacuícolas de Haití y su distribución natural comprende desde Florida, México hasta Centro y Sudamérica (Costa-Corgosinho *et al.,* 2019). *Mesocyclops pehpeiensis* es nativo de Asia y forma parte de la lista de especies invasoras reconocidas en México (CONAGUA, 2014). Se encuentra en diversos cuerpos de agua del centro y sur del país (Suárez-Morales, 2005).

El presente trabajo reporta por primera vez al copépodo *M. pehpeiensis* en Morelos. Las características morfológicas observadas como los 17 segmentos de la anténula, las proyecciones de la P4, y la parte interna de la rama caudal desnuda (FIG. 19), concuerdan con descripciones hechas previamente por Lim y

Fernando (1985) y Suarez-Morales *et al.* (2005) y agregan al Apatlaco a la lista de ríos en los que ésta especie invasora ha sido registrada (Nandini *et al.,* 2018).

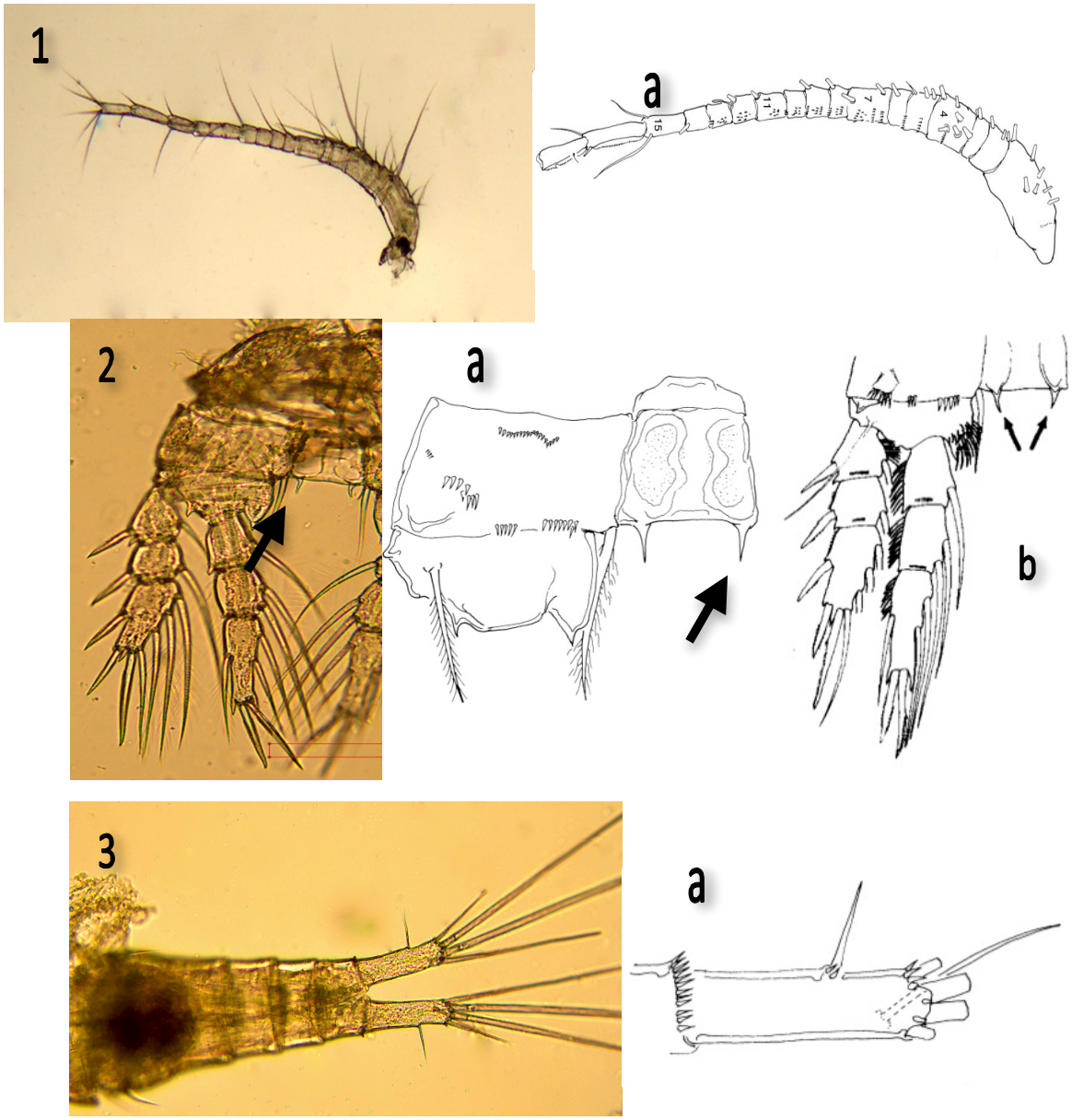


FIG. 19: *M. pehpeiensis* (Hu, 1943). **1**Anténula, **2**P4, **3**Rama caudal (**1, 2, y 3**: fotos originales; **a**:Suárez-Morales *et al.,* 2005; **b:** Lim & Fernando, 1985)

Con base en los experimentos de preferencia alimentaria que se realizaron con el copépodo invasor *M. pehpeiensis* y el nativo *M. dubitabilis* se comprobó que comparten el recurso del alimento ya que ambas especies prefirieron a los neonatos del cladócero *M. macrocopa* y al rotífero *P. patulus.* Debido a que no hay

trabajos previos respecto a la preferencia alimentaria del copépodo *M. dubitabilis* lo realizado en ésta investigación comprueba, mediante el análisis de contenido estomacal y los experimentos de preferencia alimentaria, que el copépodo es omnívoro, capaz de atrapar y alimentarse de organismos zooplanctónicos que se encuentran dispersos en su entorno, lo cual discrepa con información ya publicada que cataloga a los copépodos de éste género como ramoneadores y no como depredadores (Burns & Schallenberg, 2001; Mercado-Salas & Suárez, 2011). Respecto a la preferencia del copépodo invasor *M. pehpeiensis* por el cladócero *M. macrocopa,* concuerda con lo publicado por Rao & Kumar (2002) que manifiestan que sin importar la densidad relativa de otras especies de cladóceros *M. pehpeiensis* selecciona a *M. macrocopa.* Jian-Shiou *et al.* (2009) también resolvieron que éste cladócero es más vulnerable a la depredación por copépodos y que *M. pehpeiensis* además de tener partes bucales adecuadas para una mejor depredación, es capaz de capturar y dominar a *M. macrocopa* (Suárez-Morales *et al.,* 2003). Se coincide con lo publicado por Sarma *et al.* (2013) respecto a que *M. pehpeiensis* es omnívoro ya que se sabe puede alimentarse de fitoplancton y además de cladóceros también consumió y prefirió a rotíferos.

En términos del consumo, a pesar de que ambas especies prefieren a las mismas especies tanto de cladóceros como de rotíferos, la cantidad de individuos comidos por cada especie y estado de copépodo es diferente. La diferencia entre hembras grávidas y no grávidas tiene que ver con la voracidad de las hembras grávidas sobre las no grávidas y por la “facilidad” que pueda encontrar la hembra grávida en el tamaño o morfología de su presa que puede facilitar o dificultar su manejo y por ende consumo (Gliwicz, 2003; Monakov 2003). La diferencia en el consumo de presas entre especies se le atribuye a la diferencia en tamaño que existe entre los copépodos ya que se sabe que copépodos de más de 1mm como *M. pehpeiensis* son capaces de atacar, dominar, matar y consumir más presas y de mayor tamaño que aquellos copépodos de tamaño menor a 1mm como *M. dubitabilis* (Williamson, 1983, 1986; Dieguez & Gilbert, 2002; Marten & Reid, 2007). Los copépodos del género *Mesocyclops* son conocidos por tener una gran capacidad depredadora y la selección que tienen hacia los rotíferos es poca contrario a la

que tienen para los cladóceros (Marten, 1990; Nagata, 2006), sin embargo no se tiene información respecto a la ecología alimentaria de los copépodos del género *Microcyclops*.

Se sabe que *M. pehpeiensis* tiene flexibilidad de comportamiento en presencia de alimento (Williamson, 1986), dicha flexibilidad explica entonces la capacidad de este copépodo de seleccionar presas tanto grandes como *M. macrocopa* como pequeñas como *M. ventralis,* además de tener ventaja sobre las presas al superar en tamaño a todas ellas. *M. dubitabilis* demostró que, a pesar de su reducido tamaño, la morfología de sus presas no limitó en su totalidad su capacidad de consumo al haberse alimentado de cladóceros que son casi del mismo tamaño que el y rotíferos con lórica dura (Monakov, 2003).

Las respuestas funcionales de tipo II como las obtenidas en ésta investigación son las más comunes y documentadas en zooplancton (Lampert & Sommer, 1997; Jeschke *et al.,* 2004). Los copépodos responden a la densidad de alimento que se les presenta (Selander, 2014). *Mesocyclops pehpeiensis* demostró tener mejores respuestas funcionales, usar más rápido y eficientemente los recursos que *M. dubitabilis,* comportamiento habitual en las especies invasoras (Norrison & Hay, 2011), esto aunado al hecho de que consume más o la misma cantidad de organismos que *M. dubitabilis* y que incluso lo depreda, podría significar que existe la posibilidad de que el copépodo invasor *M. pehpeiensis* desplace al nativo *M. dubitabilis* en un tiempo determinado (Dick *et al.,* 2014). Sin embargo resulta importante recalcar la necesidad de mejorar y desarrollar más modelos basados en la comparación del consumo de recursos entre especies nativas y exóticas que puedan dar predicciones de éxito de invasión y del impacto ecológico que éstas podrían tener en el ecosistema al que se introducen (Hayes & Barry, 2008) ya que se ha comprobado que *M. pehpeiensis* puede provocar cambios en la composición de la comunidad de zooplancton sobre todo en ambientes desestabilizados, o con riqueza de especies baja que limita su capacidad de resiliencia (Gomoiu et al., 2002; Kwang-Hyeon & Takayuki, 2005; Nagata & Hanzato, 2006; Richardson, 2011; Parkers and Duggan, 2012).

La peligrosidad de *M. pehpeiensis* como especie invasora radica en que tener una distribución cada vez más amplia y abundante dentro y fuera de su zona geográfica natural, corto tiempo generacional, altas tasas de crecimiento, maduración sexual temprana, gran capacidad reproductiva, poder soportar temperaturas altas, una dieta variada y el que su dispersión sea de origen antropogénico principalmente por el agua de lastre y el intercambio acuícola, le han facilitado su dispersión y colonización en varios lagos y ríos mexicanos (Reid & Pinto-Coelho 1994; Ricciardi & Rasmussen 1998; Suárez-Morales *et al.,* 2005; Nandini *et al.,* 2017; Valencia-Vargas *et al.,* 2019). Además, la información respecto al impacto que el consumo, comprobado en ésta tesis, de especies de zooplancton de dimensiones reducidas, que son propias de sistemas epicontinentales donde la depredación por peces es elevada, y el probable desequilibrio que esto podría desencadenar en el sistema es escasa. Las investigaciones con respecto a las especies invasoras se han limitado a descripciones taxonómicas y distribuciones geográficas dejando de lado la ecología e impacto de éstas en cuerpos de agua epicontinentales (Gilbert, 1998; Grimaldo *et al*., 1998; Gutierrez-Aguirre & Suarez-Morales, 2001; Suárez-Morales *et al.,* 2011).

La ecología de la invasión es un campo todavía inexplorado (Dick *et al.,* 2014), opciones para realizar investigaciones futuras respecto a éste tema son amplias. La influencia del cambio climático sobre el desarrollo, dispersión e invasión de especies exóticas desde el punto de vista ecológico y genético, la evaluación y comparación del aprovechamiento de recursos entre especies invasoras y nativas dentro y fuera de sus distribuciones geográficas naturales son algunos de los temas que pueden desarrollarse para generar modelos de estudio, herramientas de predicción y prevención que mejorarían el entendimiento de todas las implicaciones que éste proceso tiene en los sistemas acuáticos.

CONCLUSIONES

- Las variables fisicoquímicas registradas en el río Apatlaco y reportadas en ésta tesis concuerdan con las registradas en otros ríos de zonas neotropicales de México.

- Se identificaron un total de 26 especies de zooplancton: 21 de rotíferos, 3 de cladóceros y 2 de copépodos. Se comprobó que *M. pehpeiensis* y *M. dubitabilis* son omnívoros y consumen cladóceros y rotíferos además de algas y materia orgánica.

- La riqueza específica de especies de zooplancton del río Apatlaco fue baja con 26 especies de zooplancton y la comunidad de especies de zooplancton fue muy similar en todos los sitios durante los meses analizados.

- El río Apatlaco se consideró como medianamente contaminado ya que fue caracterizado como β-mesosaprobio según el Índice Saprobio de Pantle y Buck.

- Ambas especies de copépodos prefirieron a los neonatos del cladócero *M. macrocopa* y al rotífero *P. patulus. M. pehpeiensis* además prefirió al rotífero *M. ventrales* y *M dubitabilis* a *L. bulla.* El consumo de *M. dubitabilis* fue menor al de *M. pehpeiensis* en todos los experimentos.

- El copépodo invasor *M. pehpeiensis* consumió más especies de zooplancton y mayor número de individuos que el copépodo nativo *M. dubitabilis*.

- Tanto la especie invasora *M. pehpeiensis* como la nativa *M. dubitabilis* tuvieron respuestas funcionales de tipo II con *M. macrocopa* y con *P. patulus* ofrecidos como presas.

- Se comprobó que el copépodo invasor *M. pehpeiensis* además de consumir el mismo tipo de alimento que el nativo *M. dubitabilis* puede depredarlo.

LITERATURA CITADA

Aguilar, B. S. 1990.Dimensiones ecológicas del estado de Morelos. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM. pp: 221

Alcocer, J. y Escobar, E. 1996. Limnological regionalization of Mexico. Lakes and Reservois: Research and Management. 2. pp: 55-69

Alcocer, J. 2002. Surface water. Major challenges in México. Lakeline. 22. pp: 28-31

Alcocer, J. 2007. El agua epicontinental de México. Ciencia. 58(3). pp: 26-35

Alekseev, V. R. 2002. A Guide to Tropical Freshwater Zooplankton. C. H. Fernando. The Netherlands. pp: 123-187

Ambasht, R. S. y Ambasht, N. K. 2003. Modern trends in applied aquatic ecology. New York: Springer

Anufriieva, E., Holynska, M. y Shadrin, N. 2014. Current invasions of Asian cyclopid species (Copepoda: Cyclopidae) in Crimea, with taxonomical and zoogeographical remarks on the hypersaline and freshwater fauna. Annales Zoologici. 64. pp: 109-130

APHA. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

Battauz, Y. S. José de Paggi, S. B. y Paggi, J. C. 2015. Endozoochory by an ilyophagus fish in the Paraná River floodplain: a window for zooplankton dispersal. Hydrobiologia. 755: 161-171

Bailey, S. Duggan, I. C. van Overdijk C. D. A., Johengen, T., Reid, D. F. y MacIsaac, H. J. 2004. Salinity tolerance of diapausing eggs of freshwater zooplankton. Freshwater Biology. 49. pp: 286-295

Blackburn, T. M., Casey, P. y Lockwood, J. L. 2009. The role of species traits in the establishment success of exotic birds. Global Change Biology. 15. pp: 2852-2860

Boxshall, G. A. y Halsey, S. H. 2004 An Introduction to Copepod Diversity. Vols. 1-2: 1-966. The Ray Society 166. London

Brandl, Z. 2005. Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey. Hydrobiologia. 546. pp: 475-489

Bruno, M. C., Sagnotti, G. y Perry, A. S. 2002. Planktonic copepods from temporary marshes in Everglades National Park (Florida, U. S. A.). Hydrobiologia. 485. pp: 1-18

Burns, C. W. y Schallenberg, M. 2001. Calanoid copepods versus cladocerans: consumer effects on protozoa in lakes of different trophic status. Limnol. Oceanogr. 46. pp: 1558-1565

Chapple, D. G. Simmonds, S. M. y Wong, B. B. N. 2012. Can behavioural and personality traits influence the success of unintentional species introductions?. Trends in Ecology and Evolution. 27. pp: 57-64

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2014. Especies Acuáticas Invasoras en México. México

Contreras-MacBeath, T., Jaramillo Monroy y F., Boyás Delgado, J. 2004. La diversidad Biológica en Morelos: Estudio del Estado. CONABIO y UAEM. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodivesidad y Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México

Coulatti, R. I., Parker, J. D., Cadotte, M. W., Pysek, P., Brown, C. S., Sax, D. F. y Richardson, D. M. 2014. Quantifying the invasiveness of species. NeoBiota. 21. pp: 7-27

Czerniawski, R. y Pilecka-Rapacz, M. 2011. Summer zooplankton in small rivers in relation to selected conditions. Central European Journal of Biology. 6(4). pp: 659-674

Davidson, N. L., Kelso, W. E. y Rutherford, D. A. 1998. Relationships between environmental variables and abundance of cladocerans and copepods in the Atchafalaya River Basin. Hydrobiologia. 379. pp: 175-181

De la Lanza Espino, G., Hernández Pulido, S. y Carbajal Pérez, L. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación: (bioindicadores). México, Plaza y Valdés. pp: 307

Dick, J. T. A., Gallagher, K., Avlijas, S., Clarke, H. C., Lewis, S. E., Leung, S., Minchin, D., Caffrey, J., Alexander, M. E., Maguire, C., Harrod, C., Reid, N., Haddaway, N. R., Farnsworth, K. D., Penk, M. y Ricciardi, A. 2013. Ecological impacts of an invasive predator explained and predicted by comparative functional responses. Biological invasions. 15. pp: 837-846

Dick, J. T. A, Alexander, M. E., Jeschke, J. M., Ricciardi, A., MacIsaac, H. J., Robinson, T. B., Kumschick, S., Weyl, O. L. F., Dunn, A. M., Hatcher, M. J., Paterson, R. A., Farnsworth, K. D. y Richardson, D. M. 2014. Advancing impact prediction and hypothesis testing in invasion ecology using a comparative functional response approach. Biological Invasions. 16. pp:735-753

Diequez, M. C. y Gilbert, J. J. 2002. Supression of the rotifer *Polyarthra remata* by the omnivorous copepod *Tropocyclops extensus:* predation or competition. Journal of Plankton Research. 24. pp: 359-369

Downing, J. A. 2014. Limnology and oceanography: two estranged twins reuniting by global change. Inland Waters. 4. pp:215-232.

Dukes, J. S. y Mooney, H. A. 2004. Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. Revista Chilena de Historia Natural. 77. pp: 411-437

E&F Spon. 1996. Water Quality Assessments- A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. 2ª Edición. UNESCO/WHO/UNEP. Great Britain

Elías-Gutiérrez, M., Suárez-Morales, E., Gutiérrez-Aguirre, M. A., Silva-Briano, M., Granados-Ramírez, J. G. y Garfias-Espejo, T. 2008. Cladocera y Copepoda de las Aguas Cdontinentales de México Guía Ilustrada. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. México. pp:135-146

Enríquez-García, C., Nandini, S. y Sarma, S. S. S. 2009. Seasonal dynamics of zooplankton in Lake Huetzalin, Xochimilco (Mexico City, México). Limnologica. 39. pp: 283-291

Enríquez- García, C., Nandini, S. y Sarma, S. S. S. 2013. Feeding behavior of Acanthocyclops americanus (Marsh) (Copepoda: Cyclopoida). Journal of Natural History. 47. pp: 853-862

Estlander, S., Nurminen, L., Olin, M., Vinni, M. y Horppila, J. 2009. Seasonal fluctuations in macrophyte cover and water transparency of four brown-water lakes: implications for crustacean zooplankton in littoral and pelagic habitats. Hydrobiologia. 620. pp: 109-120

Fuller, P. Nico, L. y Williams, D. 1999. Non-indigenous fishes introduced into waters of the United States. American Fisheries Society. Bethesda, MA.

Ferrari, I. Farabegoli, A. y Mazzoni, R. 1989. Abundance and diversity of planktonic rotifers in the Po River. Hydrobiologia. 186. pp: 201-208

García-García, G., Nandini, S., Sarma, S. S. S., Martínez-Jerónimo, F. y Jiménez-Contreras, J. 2012. Impact of chromium and aluminium pollution on the

diversity of zooplankton: A case study in the Chimaliapan wetland (Ramsar site) (Lerma basin, Mexico). Journal of Environmental Science and Health. 47. pp: 534-547

Garnier, J., Billen, G. y Coste, M. 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the grainage nerwork of the Seine River: Observations and modeling. Limnology and Oceanography. 40. pp: 750-765

Gaytán-Herrera, M. L., Cuna-Pérez, E. y Ramírez-García, P. 2017. Annual phytoplanckton dynamics in La Antigua River, México. Journal of Environmental Biology. 38. pp: 1197-1203

Gliwicz, Z. M. 2003. Between hazards of starvation and risks of predation: the ecology of offshore animals. En Kinnie, O. Excellence in Ecology Nº12. International Ecology Institute, Oldedorf/Luhe. Germany. pp: 379

Goldburg, R. y Triplett, T. 1997. Murky waters. Environmental Defense Fund, Nueva York

Gomoiu, M. T., Alexandrov, B., Shadrin, N. y Zaitev, Y. 2002. The Black Sea- a recipient, donor and transit area for alien species. En: Leppäkoski. Editores: E., Gollasch, S., Olenin, S. Invasive Aquatic Species of Europe, Distribution, Impacts and Management. Dordrecht, the Netherlands: Springer. pp: 341-350

Grimaldo-Ortega, D., Elías-Gutiérrez, M., Camacho-Lemus, M. y Ciros-Pérez, J. 1998. Additions to Mexican freshwater copepods with the description of the female Leptodiaptomus mexicanus (Marsh). Journal of Marine Systems. 15. pp: 381-390

Gutiérrez-Aguirre, M.A, Suárez-Morales, E. 2001. Diversity and distribution of freshwater copepods (Crustacea) in southeastern México. Biodiversity and Conservation. 10. pp: 659-672.

Gutiérrez-Aguirre, M. A., Suárez-Morales, E. y Silva-Briano, M. 2002. The Afro-Asian *Mesocyclops aspernicornis* (Von Daday) (Copepoda, Cyclopidae) in

Mexico: comments on morphology and distribution. Crustaceana. 75. pp: 1349-1362

Gutiérrez- Aguirre, M. A., Reid, J. W. y Suárez-Morales, E. 2003. An afro-Asian species of *Mesocyclops* (Copépoda: Cyclopoida) in Central America and Mexico. Journal of Crustacean Biology. 23. pp: 352-363

Gutiérrez-Ochoa, R. A., y Ramírez- García, P. 2018. Presencia de diatomeas y su relación con aspectos fisicoquímicos y bacteriológicos como indicadores de calidad del agua en tres zonas del Río Amacuzac, Morelos, México. FES Iztacala, UNAM

Hans-Uwe, D. y Yuan, P. Q. 2004. Life histories of the Harpacticoida (Copepoda: Crustacea): a comparison with meiofauna and macrofauna. Journal of Natural History. 38. pp: 1725-1734

Harrison, I. y Stiassny, M. 1999. The quiet crisis: A preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or “missing in action”, en R. D. E. MacPhee (ed.), Extintios in near time. Causes, contexts and consequenses. Kluwer Academic. Nueva York. pp: 271-331

Hayes, K. R. y Barry, S. C. 2008. Are there any consistent predictors of invasion success?. Biological Inventory. 10. pp: 483-506

Heuschele, J. y Selander, E. 2014. The chemical ecology of copepods. Journal of Plankton Research. 36. pp: 895-913

Ho, J. S., Dojiri, M., Hendler, G. y Deets, G. B. 2003. A new species of Copepoda (Thaumatopsyllidae) symbiotic with a brittle star from California, USA, and designation of a new order Thaumatopsylloida. Journal of Crustacean Biology. 23. pp: 582-594

Holynska, M. 2006. Phylogeny of *Mesocyclops* (Copepoda: Cyclopidae) inferred from morphological characters. ZoologicalJournal of the Linnean Society. 147. pp: 1-70

Holynska, M. Reid, J. W. y Ueda, H. 2003. Genus *Mesocyclops* Sars, 1914. En: Ueda, H. y Reid, J. W. Copepoda: Cyclopoida, Genera *Mesocyclops* and *Thermocyclops*, H. J. F. Dumont. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 20. Backhuys Publishers. Leiden

Humes, A. G. 1994. How many copepods?. Hydrobiologia. 292(293). pp: 1-7

Huys, R. y Boxshall, G. A. 1991. Copepod evolution. The Ray Society 159. London

Hynes, H. B. N. 1970. The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press. Liverpool

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 2007. Plan estratégico para la recuperación ambiental de la cuenca del río Apatlaco. México

Jack, J. D. y Thorp, J. H. 2002. Impacts of fish predation on an Ohio River zooplankton community. Journal of Plankton Research. 24. pp: 119-127

Jeppsen, E., Nöges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nöges, T., Blank, K., Lauridsen, T. L., Sondergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L. S., Bjerring, R. y Amsinck, S. L. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). Hydrobiologia. 676. pp: 279-297

Jeschke, J. M., Kopp, M. y R¡Tollrian, R. 2004. Consumer-food systems: why type I functional responses are exclusive to filter feeders. Biological Reviews. 79. pp: 337-349

Jeschke, J. M. y Strayer, D. L. 2006. Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. Global Change Biology. 12. pp: 1608-1619

Jiang-Shiou, H., Ram, K. y Chung-Su, K. 2009. Impacts of Predation By the Copepod, *Mesocyclops pehpeiensis,* on Life Table Demographics and

Population Dynamics of Four Cladoceran Species: a Comparative Laboratory Study. Zoological Studies. 48 (6). pp: 738-752

Jindal, R. y Vatsal, P. 2005. Plankton as Biomonitors of Saprobity. Aquaculture. 6(1). pp: 11-16

Jones, R. I. y Barrington, R. J. 1985. A study of the suspended algae in the River Derwent, Derbyshire, U. K. Hydrobiologia. 128. pp: 255-264

Junqueira, M. V., Friedrich, G. y Pereira de Araujo, P. R. 2010. A saprobic index for biological assessment of river water quality in Brazil (Minas Gerais and Rio de Janeiro states). Environmental Monitoring and Assessment. 163. pp: 545-554

Krebs, C. J. 1999. Ecological methology. 2º edición. Addison Wesley Educational Publishers. California

Kobayashi, T., Church, A., Hardiman, S. y Gallagher, L. 1998. Grazing by a resident macrozooplankton community and non-resident Daphnia carinata King: a preliminary in situ incubation study. Lakes and Reservoir Management. 3. pp: 193-203

Kobayashi, T., Shiel, R. J., Gibbs, P. and Dixon, P.I. 1998. Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River: comparison of community structure with other rivers. Hydrobiologia. 377. pp: 133-145

Koste, W. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk begründet von Maz Voigt. Bornträger, Stuttgart. “Textband”, “Tafelband”. Berlín, Stuttgart

Krueger, C. y May, B. 1991. Ecological and genetic effecs of salmonid introductions in North America. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 48. pp: 66-77

Kwang-Hyeon, C. y Takayuki, H. 2005. Impac of selective predation by *Mesocyclops pehpeiensis* on a zooplankton community: experimental analysis using mesocosms. Ecological Research. 20. pp: 726-732

Lampert, W. y Sommer, U. 2007. Limnoecology. 2º Edición. Oxford University Press Inc. New York

Lassuy, D. 1995. Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species. American Fisheries Society Symposium. 15. pp: 391-396

Limp, R. P. y Fernando, C. H. 1985. A review of Malaysian freshwater Copepoda with notes on new records and little known species. Hydrobiologia. 128. pp: 71-89

Lodge, D. M.1993. Biological invasions: Lessons for ecology. Trends in Ecology and Evolution. 8. pp: 133-137

Lodge, D. M., Williams, S. L., MacIsaac, H., Hyes, K., Leung, B., Reichard, S., Mack, R. N., Moyle, P. B., Smith, M., Andow, D. A., Carlton, J. T. y McMichael, A. 2006. Biological invasions: recommendations for U. S. policy and management. Ecological Applications. 16. pp: 2035-2054

López, I. G. A. y Palomares, G. R. 2006. Estructura de la comunidad de copépodos en Bahía Magdalena, México, durante El Niño 1997-1998. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 41(1). pp: 63-76

López-López, E., Hansen, A. M., Corzo-Juárez, C. E., Falcón-Rojas, A. y García-Chimalpopoca, Z. I. T. A. 2013. DETERMINACIÓN DEL ESTADO DE SALUD E INDICADORES BIOLÓGICOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA RECUPERACIÓN DEL RÍO APATLACO. Instituto Politécnico Nacional.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. y De Poorter, M. 2000. 100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database

Luque, M. L. y Martínez de Fabricius, A. L. 2003. Distribución teporal del fitoplancton y epifiton en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). Asociación Española de Limnología, Madrid, España. Limnética. 22 (3-4). pp: 19-34

Marchetti, M. P., Moyle, P. B. y Levine, R. 2004. Alien fishes in California watersheds: characteristics of successful and failed invaders. Ecological Applications. 14. pp: 587-596

Margalef, R. 1993. Las aguas epicontinentales. En: Teoría de los sistemas ecológicos. Universidad de Barcelona. España. pp: 70-76

Marten, G. G. 1990. Evaluation of cyclopoid copepods for *Aedes albopictus* control in tires. Journal of the American Mosquito Control Association. 6. pp: 681-688

Marten, G. G. y Reid, J. W. 2007. CYCLOPOID COPEPODS. En: Biorational Control of Mosquitoes. American Mosquito Control Association Bulletin. 7. pp: 65-92

Mercado-Salas, N. F. y Suárez-Morales, E. 2011.Morfología, diversidad y distribución de los Cyclopoida (Copepoda) de zonas áridas del centro-norte de México. I. Cyclopinae. Hidrobiologica. 21. pp: 1-25

Mercado-Salas. N. F., Pozo, C., Morrone, J. J. y Suárez-Morales, E. 2012. Distribution Patterns of the American Species of the Freshwater Genus Eucyclops (Copepoda: Cyclopoida). Journal of Crustacean Biology. 32 (3). pp: 457-464

Monakov, A. V. 1969. The zooplankton and the zoobenthos of the White Nile and adjoining waters in the Republics of the Sudan. Hydrobiologia. 33. pp: 161-185

Monakov, A. V. 2003. Feeding of Freshwater Invertebrates. KENOBI Productions. Belgium. pp: 173-197.

Montoliu, L., Miracle, M. R. y Elías-Gutiérrez, M. 2015. Using DNA barcodes to detect non-indigenous species: the case of the Asian copepod *Mesocyclops pehpeiensis* Hu, 1943 (Cyclopidae) in two regions of the world. Crustaceana. 88. pp: 1323-1338

Moreno-Gutiérrez, R. M., Sarma, S. S. S., Sobrino-Figueroa, A. S. y Nandini S. 2018. Population growth of rotifers from a high altitude eutrophic waterbody, Madín reservoir (State of Mexico, Mexico): The importance of seasonal sampling. Journal of limnology.

Morrison, M. E. y Hay, M. E. 2011. Feeding and growth of native, invasive and non-invasive alien apple snails (Ampullariidae) in the United States: invasives eat more and grow more. Biological Invasions. 13. pp: 945-955

Moss, B. 1980. Further studies on the paleolimnology and changes in the phosphorous budget of Barton Broad, Norfolk. Freshwater Biology. 10. pp: 261-279

Moss, B. 2010. Ecology of Fresh Waters: A View for the Twenty-First Century. 4ª edición. Wiley-Blackwell: Oxford. UK.

Muschiol, D., Markovic, M., Threis, I. y Traunspurger, W., 2008. Predatory copepods can control nematode populations: A functional-response experiment with *Eucyclops subterraneus* and bacterivorous nematodes. Fundamental and Applied Limnology. Vol. 172:4. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. pp: 317-324

Myers, N. y Knoll, A. H. 2001. The biotic crisis and the future of evolution. Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America. 98. pp: 5389-5392

Nagata, T. y Hanazato, T. 2006. Different predation impacts of two cyclopoid species on a small-sized zooplankton community: an experimental analysis with mesocosms. Hydrobiologia. 556. pp: 233-242

Nandini, S., Ramírez-García, P. y Sarma, S. S. S. 2016. Water quality indicators in Lake Xochimilco, México. Zooplankton and *Vibrio cholera*. Journal of Limnology. 75. pp: 91-100

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. pp: 970-982.

Nandini, S., Ramírez-García, P., Sarma, S. S. S. y Gutiérrez-Ochoa, R. A. 2018. Planktonic indicators of water quality: A case study in the Amacuzac River Basin (State of Morelos, México). River Research Applications. 35. pp: 268-279

Okenchukwu, I. O. 2010. Seasonal variations of species composition and abundance of zooplankton in Ehoma Lake, a floodplain lake in Nigeria. Revista de Biología Tropical. 58(1). pp: 171-182

Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E. y Faush, K. D. 2004. Ecological and evolutionary consequenses of biotic homogenization. Trend in Ecology and Evolution. 19. pp: 18-24

Ostoji'c, A. M. 2002. Use of Similarity Indices on the Zooplankton Fauna in the Gronsnica and Gruza Reservoirs. Kragujevac Journal of Science. 24. pp: 97-104

Parkers, S. M. y Duggan, I. C. 2012. Are zooplankton invasions in constructed waters facilitated by simple communities? Diversity and Distributions. 18. pp: 1199-1210

Pernía, J., Zoppi de Roa, E. y Palacios Cáceres, M. 2007. Prey-predator relationship between the cyclopoids Mesocyclops longisetus and Mesocyclops meridianus with Anopheles aquasalis larvae. Journal of the American Mosquito Control Association. 23. pp: 166-171

Pimentel, D. Zúñiga, R. y Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien invasive species in the United States. Ecological Economics. 52. pp: 273-288

Pysek, P. Krivanek, M. y Jarosik, V. 2009. Planting intensity, residence time, and species traits determine invasion success of alien woody species. Ecology. 90. pp: 2734-2744

Rao, T. R. y Kumar, R. 2002. Patterns of prey selectivity in the cyclopoid copepod Mesocyclops thermocyclopoides. Aquatic ecology. 36. pp: 411-424

Reid, G. K. y Wood, R. D. 1976. Ecology of Inland Waters and Estuaries. 2ª edición.D. Van Nostrand Co. New York

Reid, J. W. 1985. Chave de indentificaçào e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais Sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). Boletim Instituto de Biociências (Universidade de Säo Paulo). 9. pp: 17-143

Reid, J. W. 1990. Continental and Costal free-living Copepoda (CRUSTACEA) of México, Central America and the Caribbean Region. En: Navarro, D., Robinson, J. G. Diversidad biológica en la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an Quintana Roo. CIQRO, México. pp: 175-213

Reid, J. y Pinto-Coelho, R. M., 1994. An Afro-Asian continental copepod, *Mesocyclops ogunus,* found in Brazil; with a new key to the species of *Mesocyclops* in South America and a review of intercontinental introductions of copepods. Limnologica. 24. pp: 359-368

Reyes-Santillán, M. C. 2019. CARACTERIZACIÓN Y DIAGNÓSTICO DE CALIDAD DEL AGUA DEL PARQUE ESTATAL URBANO BARRANCA DE CHAPULTEPEC, MORELOS. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). México

Reynolds, C. S. 1993. Scales of disturbance and their role in phytoplankton ecology. Hydrobiologia. 249. pp: 157-171

Ricciardi, A. y Rasmussen, J. 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 55. pp: 1759-1765

Ricciardi, A. y Rasmussen, J. 1999. Extinction rates of North American Freshwater fauna. Conservation Biology. 13(5). pp: 1220-1222

Richardson, D. M. 2011. Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton. Oxford, U. K.: Wiley-Blackwell

Richter, B. D., Braun, D. P., Mendelson, M. A. y Master, L. L. 1997. *Dreissena polymorpha*, in North America. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 48. pp: 1389-1395

Rico-Martínez, R. y Silva-Briano, M. 1993. Contribution to the knowledge of the rotifer of Mexico. Hydrobiologia. 255 (256). pp: 467-474

Rocha, C. F. 1998. New morphological characters useful for the taxonomy of the genus *Microcyclops* (Copepoda, Cyclopoida). Journal of Marine Systems. 15. pp: 425-431

Robles, E. S., Ramírez, E., Durán, A., Martínez, M. E. y González, M. E. 2013. Calidad Bacteriológica y Fisicoquímica del Agua del Acuífero Tepaltongo-Axochiapan, Morelos, México. Avances en Ciencias e Ingeniería. 4(1). pp: 19-28

Roldán-Pérez, G. y Ramírez-Restrepo, J. 2008. Fundamentos de Limnología Neotropical. 2º Edición. Universidad de Antioquía. Colombia. pp: 12-442

Roy, H. E., Adriaens, T., Isaac, N. J. B., Kenis, M., Onkelinx, T. San Martin, G., Brown, P. M. J., Hautier, L., Poland, R., Roy, D. B., Comont, R., Eschen, R., Frost, R., Zindel, R., Van Vlaenderen, J., Nedved, O., Ravn, H. P., Gregoire,

J. C., de Biseau, J. C. y Maes, D. 2012. Invasive alien predator causes rapid declines of native European ladybirds. Diversity and Distributions. 18. pp: 717-725

Ruíz-Picos, R. A., Kohlmann, B., Sedeño-Díaz, J. E. y López-López, E. 2017. Assessing ecological impairments in Neotropical rivers of México: calibration and validation of the Biomonitoring Working Party Index. International Journal of Environmental Science and Technology. 14(9). pp: 1835-1852

Santer, B. 1998. Life cycle strategies of free-living copepods in fresh waters. Journal of Marine Systems. 15. pp: 327-336.

Sarma, S. S. S., Arévalo-Stevenson, R. y Nandini, S. 1998. Influence of food (Chlorella vulgaris) concentration and temperature on the population dynamics of Brachionus calyciflorus Pallas (Rotifera) isolated from a subtropical reservoir in México. Ciencia ergo-sum. 5. pp: 1-5

Sarma, S. S. S., Jiménez-Contreras, J., Fernández, R., Nandin, S. y García-García, G. 2013. Functional responses and feeding rates of *Mesocyclops pehpeiensis* Hu (Copepoda) fed different diets (rotifers, cladocerans, alga and cyanobacteria). Journal of Natural History. 47(5-12). pp: 841-852

Sarma, S.S. S. y Nandini, S. 2017. Rotíferos Mexicanos (Rotifera) Estado de México *Manual de Enseñanza*. FES Iztacala, UNAM, México

SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). 1993. México, Informe de la situación actual general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente 1991-1992. México. Secretaría de Desarrollo Social. Instituto Nacional de Ecología

SEMARNAT. 2008. La cuenca del río Apatlaco recuperemos el patrimonio ambiental de los morelenses. Comisión Nacional del Agua. México

Serafim, M.Jr., Bonecker, C. C., Rossa, S. M., Lansac-Tôha, F. A. y Costa, C. L. 2003. Rotifers of the upper Paraná river floodplain: additions to the checklist. Brazilian Journal of Biology. 63. pp: 207-212

Sharma, B. K. 2014. Rotifers (Rotifera: Eurotatoria) from wetlands of Majuli- the largest river island, the Brahmaputra river basin of upper Assam, northeast India. Check List. 10. pp: 292-298

Shiel, R. J., Green, J. D. y Nielsen, D. L. 1998. Floodplain biodiversity: why are there so many species?. Hydrobiologia. 487. pp: 39-46

Sigma Plot. 2014. Ver.12, Systatsoftware, San José, California, USA.12.2014

Sládeceek, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. Hydrobiologia. 100. pp: 169-201

Snell, T. W. Y Joaquim-Justo, C. 2007. Workshop on rotifers in ecotoxicology. Hydrobiologia. 593. pp: 227-232

Stottrup, J. G. y McEvoy, L. A. 2003.Live Feeds in Marine Aquaculture. Blackwell Science Ltd. Great Britain. pp: 145-167

Suárez-Morales, E., Avilés, S. y Rocha, C. E. F. 2002. Extensión del ámbito geográfico de dos copépodos halicyclópinos (Copepoda, Cyclopoida, Halicyclopinae) en el sureste de México. Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología. 73(1). pp: 113-115

Suárez-Morales, E., Gutiérrez-Aguirre, M. A. y Elías-Gutiérrez, M. 2003. Observations on the structure of the mandibular gnathobase in some American Mesocyclops (Copepoda: Cyclopidae). Proceedings of the Biological Society of Washington. 116. pp: 742-753

Suárez-Morales, E., Gutiérrez-Aguirre, M. A., Torres, J. y Hernández, F. 2005. The Asian Mesocyclops pehpeiensis Hu, 1943 (Copepoda, Cyclopidae) in

Southeast México with comments on the distribution of the species. Zoosystema. 27(2). pp: 245-256

Suárez-Morales, E., Reid, J. W. y Elías-Gutiérrez, M. 2005. Diversity and distributional patterns of Neotropical freshwater copepods (Calanoida: Diaptomidae). International Review of Hydrobiology. 90. pp: 71-83

Suárez-Morales, E., Gutiérrez-Aguirre, M. A., Mendoza, F. 2011. The Afro-Asian cyclopoid *Mesocyclops aspericornis* (Crustacea: Copepoda) in eastern Mexico with comments on the distribution of exotic copepods. Revista Mexicana de Biodiversidad. 82. pp:109-115.

Thorp, J. H. y Casper, A. F. 2002. Potential effects on zooplankton from species shifts in mussel planktivory: a field experiment in the St. Lawrence River. Freshwater Biology. 47. pp: 107-119

Thorp, J. H. y Mantovani, S. 2005. Zooplankton of turbid and hydrologically dynamic prairie rivers. Freshwater Biology. 50. pp: 1474-1491

Trexler, J. C., McCulloch, C. E. y Travis, J. 1998. How can the functional response best be determined?. Oecologia. 76. pp: 206-214

Trujillo-Jiménez, P. 2002. Biodiversidad acuática del río Amacuzac, Morelos, México. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Centro de Investigaciones Biológicas. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto Nº. S150. México, D.F.

Valencia Vargas, M. A. 2015. Demografía del copepodo nativo *Mesocyclops longisetus* (Copepoda Cyclopoida) ante la presencia de la especie exotica invasora *M. pehpeiensis* en México. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM

Valencia-Vargas, M. A., Nandini, S. y Sarma, S. S. S. 2019. Demographic characteristics of two freshwater cyclopoid copepods in México, fed a

plankton diet: the native *Mesocyclops longisetus* Thiébaud and the invasive *Mesocyclops pehpeiensis* Hu.

Vargas-Velázquez, S. y Hernández-Arce, C. 2014. Deterioro de la calidad del agua en la cuenca del río Apatlaco. Trazos de la Cultura. México.

Verity, P. G. y Smetacek, V. 1996. Organism life cycles, predation and the structure of marine pelagic ecosystems. Marine Ecology Progress Series. 130. pp: 277-293

Walks, D. J. y Cyr, M. 2004. Movement of plankton through lake-stream systems. Freshwater Biology. 49. pp: 745-759

Weber, C. I. 1993. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. United States Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio

Williamson, C. E. 1980. The predatory behavior of Mesocyclops edax: Predator preferences, prey defenses, and starvation-induced changes. Limnology and Oceanography. 25. pp: 903-909

Williamson, C. E. 1981. The Feeding Ecology of the Freshwater Cyclopoid Copepod *Mesocyclops edax.* Dartmouth College. University Microfilms International

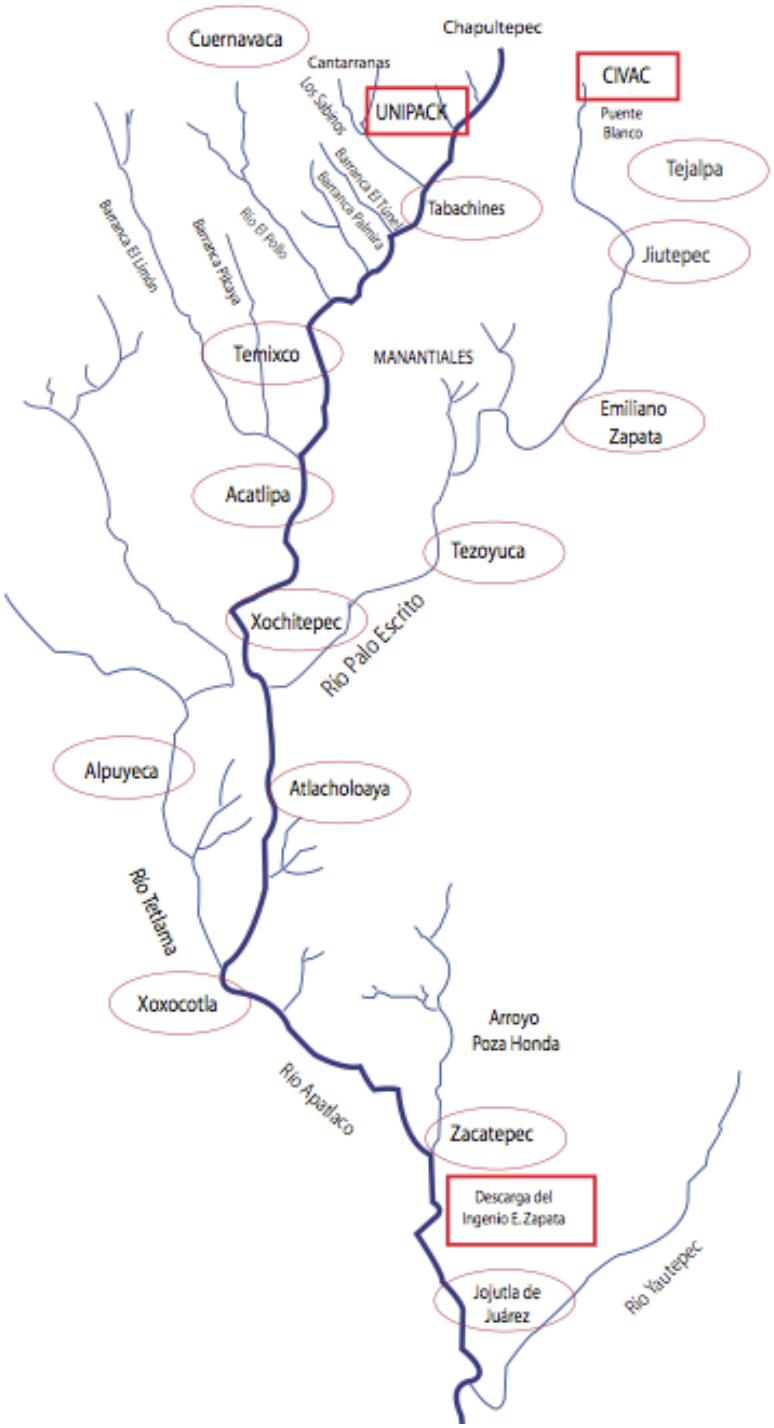
Williamson, C. E. 1983. Invertebrate predation on planktonic rotifers. Hydrobiologia. 104. pp: 385-396

Williamson, C. E. 1986. The swimming and feeding behavior of Mesocyclops. Hydrobiologia. 134. pp: 11-19

Ying-Yen, J. D. 1982. Predatory Feeding Ecology of *Euchaeta elongata* Esterly, a Marine Planktonic Copepod. University of Washington

ANEXOS

1. Cause permanente y aportes directos al río Apatlaco, Morelos. Zonas industriales marcadas en recuadros rojos: UNIPACK, CIVAC y el Ingenio Zapata (IMTA & INEGI,2008)



2. Catálogo fotográfico de las especies de zooplancton del Río Apatlaco, Morelos

Foto 18. *Brachionus havanaensis* Rousselet, 1911 tomada con microscopio biológico (20X)

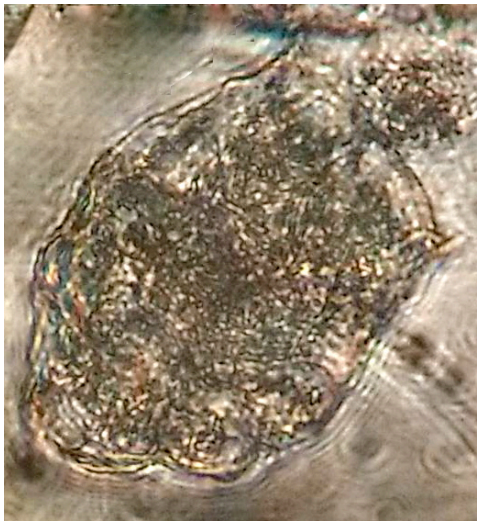


Foto 19. *Brachionus caudatus* Barrois & Daday, 1894 tomada con microcopio biológico (20X)

Foto 20. *Colurella adriatica Ehrenberg, 1831* tomada con microcopio biológico (20X)

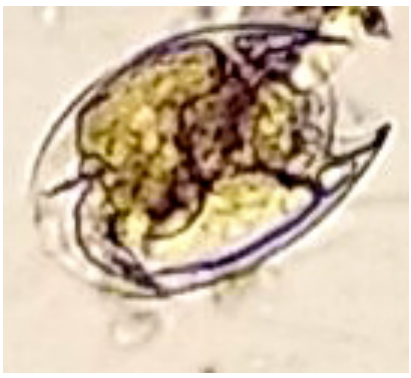


Foto 21. *Lepadella patella* (Müller, 1786) tomada con microcopio biológico (20X)

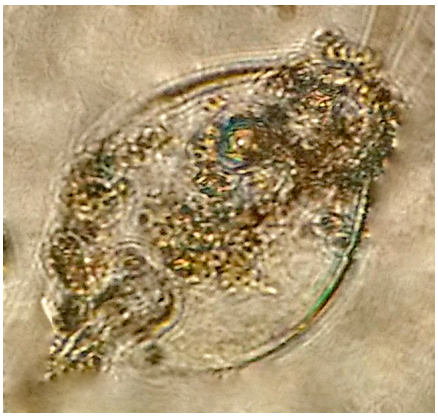


Foto 22. *Lepadella ovalis* (Müller, 1896) tomada con microcopio biológico (20X)

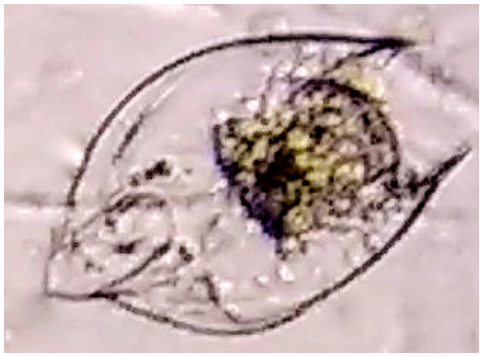


Foto 23. *Lepadella acuminata* (Ehrenberg, 1834) tomada con microcopio biológico (20X)

Foto 24. *Lecane inermis* (Bryce, 1892) tomada con microcopio biológico (20X)

Foto 25. *Lecane hamata* (Stokes, 1896) tomada con microcopio biológico (20X)

Foto 26. *Lecane bulla* (Gosse, 1851) tomada con microcopio biológico (20X)

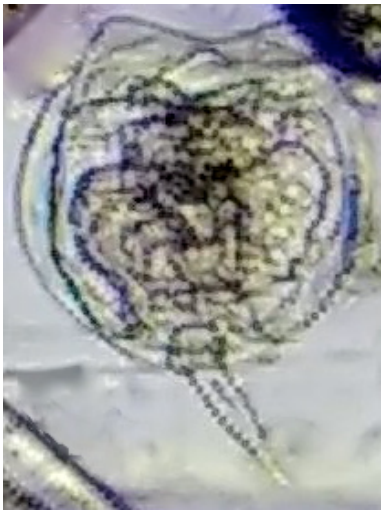


Foto 27. *Lecane closterocerca* (Schmarda, 1859) tomada con microcopio biológico (20X)

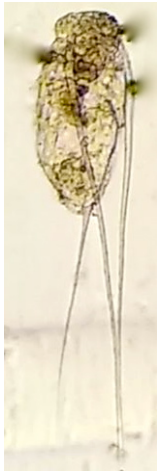


Foto 28. *Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834) tomada con microcopio biológico (20X)

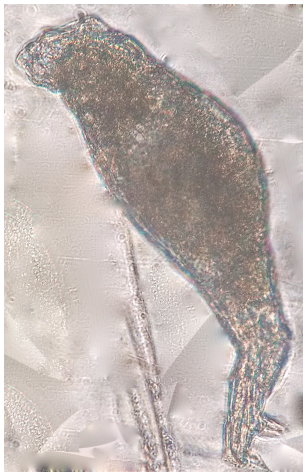


Foto 29. *Bdelloideo* tomada con microcopio biológico (20X)

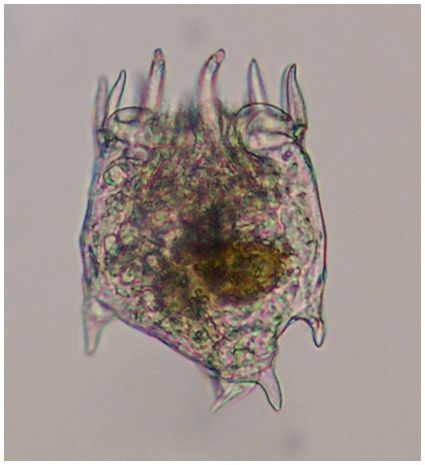


Foto 30. *Plationus patulus* (Müller, 1786) tomada con microscopio biológico (20X)

Foto 31. *Alona glabra* Baird, 1843 tomada con microscopio biológico (10X)

Foto 32. *Moina macrocopa* Baird, 1850 tomada microscopio biológico (10X)

Foto 33. *Ceriodaphnia dubia* Dana,1853 tomada con microscopio biológico (10X)

Foto 34. *Nauplio* tomada con microcopio tomada con microscopio biológico (10X)

Foto 35. *Mesocyclops pehpeiensis* Hu,1943 tomada con microscopio biológico (4X)

Foto 36. *Microcyclops dubitabilis* hembra (Kiefer, 1934) (4X)

Foto 37. *Microcyclops dubitabilis* macho (Kiefer, 1934) (4X)

3. Índice de Sorensen calculado para los sitios 1, 2 y 3 del río Apatlaco durante los mses de febrero a julio

Mes / Sitio		Febrero			Marzo			Abril			Mayo			Junio			Julio		
		S.1	S.2	S.3	S.1	S.2	S.3	S.1	S.2	S.3	S.1	S.2	S.3	S.1	S.2	S.3	S.1	S.2	S.3
Febrero	S.1	1	0.833	0.917	0.818	0.88	0.833	0.762	0.7	0.818	0.818	0.818	0.818	0.632	0.7	0.556	0.818	0.762	0.526
	S.2		1	1	0.8	0.957	0.818	0.842	0.778	0.8	0.8	0.8	0.8	0.706	0.778	0.625	0.8	0.737	0.588
	S.3			1	0.9	0.957	0.909	0.842	0.778	0.8	0.9	0.9	0.8	0.706	0.778	0.625	0.9	0.842	0.588
Marzo	S.1				1	0.857	0.9	0.824	0.875	0.778	1	1	0.889	0.8	0.875	0.714	0.889	0.941	0.667
	S.2					1	0.87	0.8	0.737	0.762	0.857	0.857	0.762	0.667	0.737	0.588	0.857	0.8	0.556
	S.3						1	0.842	0.778	0.8	0.9	0.9	0.8	0.706	0.778	0.625	0.9	0.842	0.588
Abril	S.1							1	0.933	0.941	0.824	0.824	0.824	0.857	0.933	0.769	0.824	0.875	0.714
	S.2								1	0.875	0.875	0.875	0.875	0.923	1	0.833	0.75	0.933	0.769
	S.3									1	0.778	0.778	0.778	0.8	0.875	0.714	0.778	0.824	0.667
Mayo	S.1										1	1	0.889	0.8	0.875	0.714	0.889	0.941	0.667
	S.2											1	0.889	0.8	0.875	0.714	0.889	0.941	0.667
	S.3												1	0.8	0.875	0.714	0.778	0.824	0.667
Junio	S.1													1	0.923	0.909	0.667	0.857	0.833
	S.2														1	0.833	0.75	0.933	0.769
	S.3															1	0.714	0.769	0.909
Julio	S.1																1	0.824	0.667
	S.2																	1	0.714
	S.3																		1

4. Listado de especies de rotíferos saprobios del río Apatlaco, Morelos (Sladecek, 1983)

Especie	s	x	o	b	a	p	I	IS
Asplanchna sp., Gosse, 1850	b	-	+	7	3	-	4	2.3
Bdelloides	b	-	1	6	3	-	3	2.2
Brachionus angularis, Gosse, 1851	b-a	-	-	5	5	-	3	2.5
Brachionus calyciflorus, Pallas, 1777	b-a	-	-	5	5	-	3	2.5
Brachionus caudatus, Barrois & Daday, 1894	-	-	-	-	-	-	-	-
Brachionus havanaensis, Rousselet, 1911	-	-	-	-	-	-	-	-
Cephalodella sp., Bory de St. Vincen, 1826	b	+	3	4	3	-	2	2
Colurella adriática, Ehrenberg, 1831	b-o	1	3	4	2	-	1	1.8
Filinia longiseta (Ehrenberg, 1834)	b-a	-	1	5	4	-	2	2.3
Hexarthra sp., Schmarda. 1854	-	-	-	-	-	-	-	-
Lecane arcuata (Bryce, 1891)	o-b	-	4	4	2	-	2	1.8
Lecane bulla (Gosse, 1851)	o-b	+	3	5	2	-	2	1.9
Lecane closterocerca (Schmarda, 1859)	b	+	2	3	3	-	2	2.1
Lecane hamata (Stokes, 1896)	o	+	6	3	1	-	3	1.4
Lecane inermis (Bryce, 1892)	b	-	3	5	2	-	2	1.9
Lepadella acuminata (Ehrenberg, 1834)	o	-	7	3	-	-	4	1.3
Lepadella ovalis (Müller, 1896)	o	1	6	3	-	-	3	1.2
Lepadella patella (Müller, 1786)	o-b	+	6	4	-	-	3	1.4
Lepadella rhomboides (Gosse, 1886)	o	-	10	-	-	-	5	1
Mytilina ventralis (Ehrenberg, 1832)	o	-	10	-	-	-	5	1
Polyarthra vulgaris, Ehrenberg, 1834	b	-	2	5	3	-	2	2.1

5. Categorías de clasificación del Índice Saprobio de Pantle y Buck (Sladecek, 1983)

Categoría	Valor	Clasificación	Descripcion
Xenosaprobio	0 - 1,0	Aguas no contaminadas. Sistemas oligotróficos	Zona de mineralización de materia orgánica. Agua saturada de oxígeno.
Oligosaprobio	1,0 - 1,5	Aguas poco contaminadas. Sistemas oligotróficos	Zona donde la mineralización de materia orgánica es completada y el agua esta saturada con oxígeno, hay una gran variedad de plantas y animales aunque son poco frecuentes. Los protistas son escasos en esta zona.
β–mesosaprobio	1,6 - 2,5	Aguas medianamente contaminadas. Sistemas mesotróficos	Zona donde los productos de descomposición se acercan a la mineralización y el deficit de oxígeno es bajo. Una gran cantidad de protistas, plantas y animales se encuentran en numeros considerables.
α-masosaprobio	2,6 - 3,5	Aguas muy contaminadas. Sistemas eutróficos	Zona donde hay poco oxígeno y se inicia la mineralización . Se presentan mas especies que en la zona polisabrobia. Las bacterias y protistas aún tienden a dominar el sistema.
Polisaprobio	3,6 - 5,0	Aguas fuertemente contaminadas, Sistemas eutróficos.	Zona de gran contaminación con materia orgánica, muy poco o nada de oxígeno disuelto. Pocas especies, generalmente bacterias y protistas heterótrofos, gran abundancia de individuos.