

CONAHCYT
CONSEJO NACIONAL DE HUMANIDADES
CIENCIAS Y TECNOLOGÍAS



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE AGUASCALIENTES**

**CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA**

TESIS

**“Introducción al estudio del zooplancton (Rotífera, Cladocera,
Copepoda) de los cuerpos de agua de parques recreativos del Estado de
Aguascalientes con énfasis en su papel como bioindicadores de la calidad
del agua”**

PRESENTA

ANA EKATERINA RETES PRUNEDA

**PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTORA EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

Tutor: Dr. Marcelo Silva Briano

Asesor: Dr. Roberto Rico Martínez

Asesor: Dr. Jaime Antonio Escoto Moreno

Aguascalientes, Ags., 1 de julio de 2025

CARTA DE VOTO APROBATORIO
COMITÉ TUTORAL

M. C. JORGE MARTÍN ALFÉREZ CHÁVEZ
DECANO DEL CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS

PRESENTE

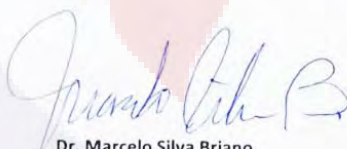
Por medio del presente como **Miembros del Comité Tutorial** designado del estudiante **ANA EKATERINA RETES PRUNEDA** con ID 41322 quien realizó la tesis titulada: **INTRODUCCIÓN AL ESTUDIO DEL ZOOPLANTON (ROTIFERA, CLADOCERA, COPEPODA) DE LOS CUERPOS DE AGUA DE PARQUES RECREATIVOS DEL ESTADO DE AGUASCALIENTES CON ÉNFASIS EN SU PAPEL COMO BIOINDICADORES DE LA CALIDAD DEL AGUA**, un trabajo propio, innovador, relevante e inédito y con fundamento en el Artículo 175, Apartado II del Reglamento General de Docencia damos nuestro consentimiento de que la versión final del documento ha sido revisada y las correcciones se han incorporado apropiadamente, por lo que nos permitimos emitir el **VOTO APROBATORIO**, para que ella pueda proceder a imprimirlo así como continuar con el procedimiento administrativo para la obtención del grado.

Ponemos lo anterior a su digna consideración y sin otro particular por el momento, le enviamos un cordial saludo.

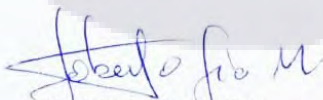
ATENTAMENTE

"Se Lumen Proferre"

Aguascalientes, Ags., a 23 de septiembre de 2025.



Dr. Marcelo Silva Briano
Director de tesis



Dr. Roberto Rico Martínez
Asesor de tesis



Dr. Jaime Antonio Escoto Moreno
Asesor de tesis

Elaborado por: Depto. Apoyo al Posgrado.
Revisado por: Depto. Control Escolar/Depto. Gestión de Calidad.
Aprobado por: Depto. Control Escolar/ Depto. Apoyo al Posgrado.

Código: DO-SEE-FO-16
Actualización: 00
Emisión: 17/05/19



DICTAMEN DE LIBERACIÓN ACADÉMICA PARA INICIAR LOS TRÁMITES DEL EXAMEN DE GRADO



Fecha de dictaminación dd/mm/aaaa: 7 de octubre de 2025

NOMBRE: Ana Ekaterina Retes Pruneda ID: 41322

PROGRAMA: Doctorado en Ciencias Biológicas, Modalidad Directa LGAC (del posgrado): Ecología y Biodiversidad

TIPO DE TRABAJO: (X) Tesis () Trabajo Práctico

TITULO: Introducción al estudio del zooplancton (Rotífera, Cladóceras, Copepoda) de los cuerpos de agua de parques recreativos del Estado de Aguascalientes con énfasis en su papel como bioindicadores de la calidad del agua

IMPACTO SOCIAL (señalar el impacto logrado): Durante la investigación se identificaron nueve especies de zooplancton que constituyen un registro nuevo para el estado de Aguascalientes, lo cual enriquece el conocimiento de la biodiversidad local y subraya la necesidad de valorar y proteger estos ecosistemas urbanos. La generación de este tipo de información es fundamental para construir listas taxonómicas actualizadas y para fomentar la conservación de los distintos grupos de organismos microscópicos, muchas veces ignorados pero esenciales para el equilibrio ecológico. La investigación La investigación ofrece beneficios sociales como protección de la salud pública, al identificar riesgos derivados de la contaminación en cuerpos de agua con influencia sobre la población; apoyo a la gestión de recursos hídricos, al proporcionar información útil a las instituciones encargadas de diseñar políticas y programas de saneamiento; conservación de la biodiversidad, al documentar nuevas especies que forman parte del patrimonio natural del estado y conciencia social y ambiental, al generar evidencia que puede compartirse con la comunidad para promover prácticas más responsables en el cuidado del agua.

INDICAR	SI	NO	N.A.	(NO APLICA)	SEGÚN CORRESPONDA:
Elementos para la revisión académica del trabajo de tesis o trabajo práctico:					
SI					El trabajo es congruente con las LGAC del programa de posgrado
SI					La problemática fue abordada desde un enfoque multidisciplinario
SI					Existe coherencia, continuidad y orden lógico del tema central con cada apartado
SI					Los resultados del trabajo dan respuesta a las preguntas de investigación o a la problemática que aborda
SI					Los resultados presentados en el trabajo son de gran relevancia científica, tecnológica o profesional según el área
SI					El trabajo demuestra más de una aportación original al conocimiento de su área
SI					Las aportaciones responden a los problemas prioritarios del país
NO					Generó transferencia del conocimiento o tecnológica
SI					Cumple con la ética para la investigación (reporte de la herramienta antiplagio)
El egresado cumple con lo siguiente:					
SI					Cumple con lo señalado por el Reglamento General de Docencia
SI					Cumple con los requisitos señalados en el plan de estudios (créditos curriculares, optativos, actividades complementarias, estancia, predoctoral, etc)
SI					Cuenta con los votos aprobatorios del comité tutorial, en caso de los posgrados profesionales si tiene solo tutor podrá liberar solo al tutor
N.A.					Cuenta con la carta de satisfacción del Usuario
SI					Coincide con el título y objetivo registrado
SI					Tiene congruencia con cuerpos académicos
SI					Tiene el CVU del Conacyt actualizado
SI					Tiene el artículo aceptado o publicado y cumple con los requisitos institucionales (en caso que proceda)
En caso de Tesis por artículos científicos publicados					
					Aceptación o Publicación de los artículos según el nivel del programa
					El estudiante es el primer autor
					El autor de correspondencia es el Tutor del Núcleo Académico Básico
					En los artículos se ven reflejados los objetivos de la tesis, ya que son producto de este trabajo de investigación.
					Los artículos integran los capítulos de la tesis y se presentan en el idioma en que fueron publicados
					La aceptación o publicación de los artículos en revistas indexadas de alto impacto

Con base a estos criterios, se autoriza se continúen con los trámites de titulación y programación del examen de grado:

SI X
No

Elaboró:

* NOMBRE Y FIRMA DEL CONSEJERO SEGÚN LA LGAC DE ADSCRIPCION:

FIRMAS
Dr. Gilberto Alejandro Ocampo Acosta

NOMBRE Y FIRMA DEL SECRETARIO TÉCNICO:

Dr. Gilberto Alejandro Ocampo Acosta

* En caso de conflicto de intereses, firmará un revisor miembro del NAB de la LGAC correspondiente distinto al tutor o miembro del comité tutorial, autorizado por el Decano

Revisó:

NOMBRE Y FIRMA DEL SECRETARIO DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO:

Dr. Alejandro Padilla Díaz

Autorizó:

NOMBRE Y FIRMA DEL DECANO:

M. en C. Jorge Martín Alférez Chávez

Nota: procede el trámite para el Depto. de Apoyo al Posgrado

En cumplimiento con el Art. 105C del Reglamento General de Docencia que a la letra señala entre las funciones del Consejo Académico: ... Cuidar la eficiencia terminal del programa de posgrado y el Art. 105F las funciones del Secretario Técnico, llevar el seguimiento de los alumnos.

Elaborado por: D. Apoyo al Posg.
Revisado por: D. Control Escolar/D. Gestión de Calidad.
Aprobado por: D. Control Escolar/ D. Apoyo al Posg.

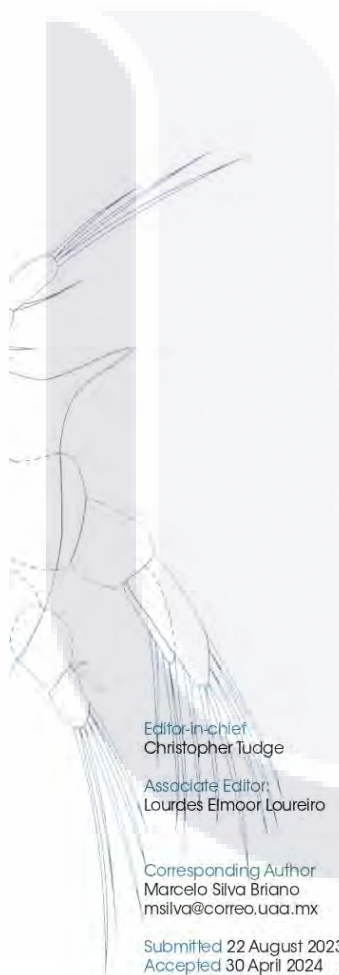
Código: DO-EE-FO-15
Actualización: 01
Emisión: 26/04/20



Nauplius

The Journal of The Brazilian
Crustacean Society

e-ISSN 2358-2936
www.scielo.br/nau
www.crustacea.org.br



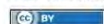
Editor-in-chief
Christopher Fudge

Associate Editor:
Lourdes Elmoor Loureiro

Corresponding Author
Marcelo Silva Briano
msilva@correo.uaa.mx

Submitted 22 August 2023
Accepted 30 April 2024
Published 11 August 2025

DOI 10.1590/2358-2936e20250528



All content of the journal, except where
identified, is licensed under a Creative
Commons attribution-type BY.

Nauplius, 33: e20250528 (2025)

Original Article

Rotifera, Cladocera and Copepoda species in six urban ponds of Aguascalientes, Mexico

Ana Ekaterina Retes-Prunedá¹

Marcelo Silva Briano¹

Roberto Rico Martínez²

Jaime Antonio Escoto Moreno¹

Araceli Adabache Ortiz¹

¹ Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA), Centro de Ciencias Básicas,
Departamento de Biología. Ciudad Universitaria, Aguascalientes, Ags. México.

AERP E-mail: retesekaterina@gmail.com

MSB E-mail: msilva@correo.uaa.mx

JAEM E-mail: antonio.escoto@edu.uaa.mx

AAO E-mail: aadaba@correo.uaa.mx

² Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA), Centro de Ciencias Básicas,
Departamento de Química. Ciudad Universitaria, Aguascalientes, Ags. México.

RRM E-mail: roberto.rico@correo.uaa.mx

ZOOBANK: <http://zoobank.org/urn:lsid:zoobank.org:pub:9D2EF74F-9414-4F31-9C53-8A04908DDEBC>

ABSTRACT

A range of studies have reported that urban ponds can support substantial numbers of species despite being near human habitats. Therefore, it is important to know the species that are found in urban ponds, as well as to identify the environmental variables that influence the communities and the differences between sites in terms of species composition. In the present study, four samplings were carried out during a one-year period, collected in the months of November 2020 (autumn), January (winter), April (spring) and July (summer) of 2021 in six urban ponds found in recreational parks in the city of Aguascalientes, Mexico. Taxonomic studies revealed the presence of 61 zooplankton species of which Rotifera represented 40 species, Cladocera with 16 species and Copepoda five species. The study yielded nine new records for the state, six species belonging to Rotifera 1) *Collotheca ornata*, 2) *Lecane arcuata*, 3) *Lecane decipiens*, 4) *Lophocharis salpina*, 5) *Lepadella ehrenbergii*, 6) *Proalides tentaculatus*, and three species of Cladocera 7) *Leydigia cf. striata*, 8) *Sida crystallina*, and 9) *Simocephalus mixtus*. Canonical correspondence analysis (CCA) was applied to elucidate the relationship between environmental variables: temperature, pH, total dissolved solids, dissolved oxygen, conductivity, nitrate, phosphate chloride and total hardness and observed genera. CCA suggested chloride, phosphate,

AGRADECIMIENTOS

Primeramente, agradecer a la Universidad Autónoma de Aguascalientes y a CONAHCYT por el apoyo económico durante la realización de la investigación.

A mi tutor de tesis el Dr. Marcelo Silva Briano por todo el apoyo brindado desde el inicio hasta el final de este proyecto, por sus enseñanzas y conocimiento transmitido durante mi formación para lograr finalizar esta investigación. De igual manera y muy especialmente a la maestra Araceli Adabache Ortiz, quien realizó toda la microscopía electrónica de barrido, y por siempre estar en la mejor disposición de ayudarme en cualquier situación.

A mis asesores el Dr. Roberto Rico Martínez y el Dr. Jaime Antonio Escoto Moreno, por orientarme y guiarme con su valioso conocimiento, y siempre darme un espacio para resolver mis inquietudes, lo cual fue clave para poder avanzar y terminar la investigación.

Agradezco también al Dr. Gerardo Guerrero Jiménez, Laura Yamamoto, Ángel Alcalá, Frida Sabine Álvarez, Natalia Armas, Leslie Serrano, Aleksandra Baquero, Dra. Carolina B. García, los cuales me apoyaron en diversas situaciones durante mi formación, lo cual es invaluable.

DEDICATORIA

Con amor a mis padres, José Luis y Ana Luisa por su apoyo incondicional.

A mis hermanos, José Luis e Iván por siempre ser una fuente de inspiración.

A mi hijo Michelle, mi amor y mi motivo para siempre seguir adelante.

Y al amor de mi vida, Yako Wong.



ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	23
1.1 Generalidades del Zooplancton	23
1.1.1 Rotifera	25
1.1.2 Cladocera	27
1.1.3 Copepoda	29
1.2 Taxonomía	30
1.3 Toxicología.....	31
1.4 El zooplancton como bioindicador de la calidad del agua.....	33
2. ANTECEDENTES	38
2.1 Rotifera	38
2.2 Cladocera	39
2.3 Copepoda	40
2.4 Toxicología.....	41
3. JUSTIFICACIÓN	43
4. HIPÓTESIS	44
5. OBJETIVOS.....	45
5.1 Objetivo General	45
5.2 Objetivos Particulares	45
6. MATERIALES Y MÉTODOS.....	46
6.1 Descripción y ubicación del área de estudio	46
6.1.1 Parque Rodolfo Landeros (RL)	48
6.1.2 Isla San Marcos (ISM)	49
6.1.3 Parque El Cedazo (CE).....	50
6.1.4 Parque Hidalgo (HID).....	51
6.1.5 Club de golf Pulgas Pandas (PP).....	51
6.1.6 Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA)	52
6.2 Trabajo de campo	53

6.2.1 Muestreo	53
6.2.2 Medición de las variables ambientales	54
6.3 Trabajo de Laboratorio	55
6.3.1 Especímenes	55
6.3.2 Análisis taxonómico y elaboración de laminillas	57
6.3.3 Abundancia del zooplancton	57
6.4 Análisis de Diversidad	58
6.5 Índice de Diversidad de Shannon-Wiener	59
6.6 Análisis Canónico de Correspondencias (CCA)	59
6.7 Toxicología	60
7. RESULTADOS	61
7.1 Lista taxonómica del Conjunto de sitios	61
7.2 Atlas fotográfico de las especies de zooplancton identificadas durante el estudio.	66
7.2.1 Microscopía óptica	66
7.2.2 Microscopía de Barrido (SEM)	75
7.3 Nuevos Registros	86
7.4 Medición de las variables ambientales	87
7.4.1 Del conjunto de sitios	87
7.4.2 Por sitio de estudio.	90
7.5 Análisis Canónico de Correspondencias (ACC)	99
7.5.1 ACC de las variables ambientales y géneros del Conjunto de sitios	99
7.5.2 ACC de las variables ambientales y especies durante las temporadas del año.	100
7.6 Análisis de Diversidad alfa (α) para cada sitio de estudio	111
7.6.1 Rodolfo Landeros (RL)	112
7.6.2 Isla San Marcos (ISM)	115
7.6.3 El Cedazo (CE)	117
7.6.4 Hidalgo (HID)	118
7.6.5 Pulgas Pandas (PP)	120
7.6.6 Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA)	120
7.7 Análisis de Diversidad beta (β)	122
7.7.1 Espacial	122
7.7.2 Temporal	124
7.8 Índice de diversidad Shannon-Wiener (H')	134

7.9 Toxicología con efipios de *Simocephalus mixtus*..... 138

8. DISCUSIÓN 140

9. CONCLUSIÓN..... 165

10. REFERENCIAS 167



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Lista de las especies identificadas de Zooplankton. Muestra las especies observadas en el Conjunto de Sitios. RL (Rodolfo Landeros), ISM (Isla San Marcos), CE (Cedazo), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes). E1= estación 1, E2= estación 2. x = presente. * Nuevos registros61

Tabla 2. Medición de las variables ambientales del conjunto de sitios. Promedio, $\pm$ desviación estándar. Mínimos y máximos en paréntesis. RL (Rodolfo Landeros), ISM (Isla San Marcos), CE (Cedazo), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes). E1= estación 1, E2= estación 2.....88

Tabla 3. Variables ambientales del Parque Rodolfo Landeros (RL). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para cada estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio. E1= estación 1, E2= estación 291

Tabla 4. Variables ambientales de la Isla San Marcos (ISM). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para cada estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio. E1= estación 1, E2= estación 292

Tabla 5. Variables ambientales del centro recreativo El Cedazo (CE). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para cada estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio. E1= estación 1, E2= estación 294

Tabla 6. Variables ambientales del parque Hidalgo (HID). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para la estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio.95

Tabla 7. Variables ambientales del club de golf Pulgas Pandas (PP). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para la estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio96

Tabla 8. Variables ambientales del estanque recreativo de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para la estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio98

Tabla 9. Diversidad alfa (α). Riqueza de especies observada y esperada para cada sitio con dos estimadores no paramétricos Chao 2 y Jack 2. RL-E1 (Rodolfo Landeros, estación 1), RL-E2 (Rodolfo Landeros, estación 2), ISM-E1 (Isla San Marcos, estación 1), ISM-E2 (Isla San Marcos, estación 2), CE-E1 (Cedazo, estación 1), CE-E2 (Cedazo, estación 2), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes)111

Tabla 10. Riqueza de especies del parque Rodolfo Landeros (RL) en cada temporada del año. E1= estación 1. E2= estación 2. * Presente. ● Nuevo registro113

Tabla 11. Riqueza de especies de la Isla San Marcos (ISM) en cada temporada del año. E1= estación 1. E2= estación 2. * Presente116

Tabla 12. Riqueza de especies del parque El Cedazo (CE) en cada temporada del año. E1= estación 1. E2= estación 2. * Presente118

Tabla 13. Riqueza de especies del parque Hidalgo (HID) en cada temporada del año. * Presente. ● Nuevo registro.....119

Tabla 14. Riqueza de especies del club de golf Pulgas Pandas (PP) en cada temporada del año. * Presente120

Tabla 15. Riqueza de especies del estanque recreativo de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA) en cada temporada del año. * Presente. ● Nuevo registro121

Tabla 16. Diversidad beta espacial (β). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las localidades. El valor 1 significa que las especies de ambas localidades son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas localidades son idénticas en composición de especies. RL-E1 (Rodolfo Landeros, estación 1), RL-E2 (Rodolfo Landeros, estación 2), ISM-E1 (Isla San Marcos, estación 1), ISM-E2 (Isla San Marcos, estación 2), CE-E1 (Cedazo, estación 1), CE-E2 (Cedazo, estación 2), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes)123

Tabla 17. Valores de complementariedad entre los sitios. El valor 1 significa que las especies de ambas localidades son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambos sitios son idénticos en composición de especies. Los valores superiores son las especies compartidas entre los sitios. RL-E1 (Rodolfo Landeros, estación 1), RL-E2 (Rodolfo Landeros, estación 2), ISM-E1 (Isla San Marcos, estación 1), ISM-E2 (Isla San Marcos, estación 2), CE-E1 (El Cedazo, estación 1), CE-E2 (El Cedazo, estación 2), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes).....124

Tabla 18. Diversidad beta temporal del Rodolfo Landeros Estación 1 (RL-E1). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.125

Tabla 19. Diversidad beta temporal del Rodolfo Landeros Estación 2 (RL-E2). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies126

Tabla 20. Diversidad beta temporal de la Isla San Marcos Estación 1 (ISM-E1). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies127

Tabla 21. Diversidad beta temporal de la Isla San Marcos Estación 2 (ISM-E2). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies128

Tabla 22. Diversidad beta temporal de El Cedazo Estación 1 (CE-E1). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies129

Tabla 23. Diversidad beta temporal de El Cedazo Estación 2 (CE-E2). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies130

Tabla 24. Diversidad beta temporal de Hidalgo (HID). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies131

Tabla 25. Diversidad beta temporal de Pulgas Pandas (PP). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies132

Tabla 26. Diversidad beta temporal de UAA. Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.....133

Tabla 27. Índice de Shannon-Wiener (H') para cada sitio durante los muestreos. El intervalo del índice es de 0 a 4. Un valor menor a 1 se interpreta como baja diversidad, valores entre 1 y 2 diversidad moderada, valores mayores a 2 alta diversidad y mayores a 3 muy alta. RL (Rodolfo Landeros), ISM (Isla San Marcos), CE (Cedazo), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes). E1: Estación 1, E2: Estación 2134

Tabla 28. Efecto de la exposición al Plomo (Pb) sobre la tasa de eclosión de los huevos de resistencia del cladócero *Simocephalus mixtus*.138

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ejemplos de la variedad morfológica presente en el grupo Rotifera: <i>Collotheca ornata</i> (a), <i>Asplanchna sieboldii</i> (b), <i>Brachionus caudatus</i> (c), <i>Trichocerca pusilla</i> (d).....	26
Figura 2. Diversas especies del grupo Cladocera: <i>Daphnia pulex</i> (a), <i>Moina micrura</i> (b), <i>Bosmina longirostris</i> (c), <i>Alona setulosa</i> (d)	28
Figura 3. Diversas especies del grupo Copepoda. <i>Acanthocyclops robustus</i> (a), <i>Arctodiaptomus dorsalis</i> (b), <i>Leptodiaptomus siciloides</i> (c), <i>Mastigodiaptomus albuquerquensis</i> (d)	30
Figura 4. Área de estudio.....	47
Figura 5. Parque Rodolfo Landeros (RL). Imagen satelital (a), estación 1 (b), estación 2 (c)	48
Figura 6. Isla San Marcos (ISM). Imagen satelital (a), estación 1 (b), estación 2 (c)	49
Figura 7. Centro recreativo El Cedazo (CE). Imagen satelital (a), estación 1 (b), estación 2 (c).	50
Figura 8. Parque Hidalgo (HID). Imagen satelital (a), única estación (b).....	51
Figura 9. Club de golf Pulgas Pandas (PP). Imagen satelital (a), única estación (b)	52
Figura 10. Estanque recreativo de la Universidad Autónoma de Aguascalientes. Imagen satelital (a), única estación (b).	52

Figura 11. Muestreos en Isla San Marcos (a) y (d), Rodolfo Landeros (b), Hidalgo (c), bolsas estériles Nasco Whirl-pak (e)	54
Figura 12. Medición de variables ambientales. Botella de plástico de 1 litro (a), fotómetro YSI 9100 Water Test (b), sonda multiparamétrica Yellow Spring Instruments Modelo 556 MPS (c), sonda DO 6+ Dissolved Oxygen/Temp (d), registro de datos obtenidos (e)	55
Figura 13. Muestras de zooplancton fijadas con formaldehído al 4% (a), microscopio compuesto NIKON ECLIPSE (b), estereoscopio Nikon SMZ18 (c), microscopio óptico LEICA (d), agujas de disección (e)	56
Figura 14. Preparación de laminillas de distintas especies de zooplancton (a), almacenamiento de las laminillas en cajas especiales para su conservación (b).	57
Figura 15. Cámara de Bogorov.....	58
Figura 16. Número total de especies identificadas para cada grupo de estudio. Para Rotifera se identificaron 40 especies, seguido de Cladocera con 16 especies y Copepoda con un total de 5 especies divididas en tres para Calanoida y dos para Cyclopoida	64
Figura 17. Porcentajes de representatividad específica de cada grupo de estudio. Rotifera con 66%, Cladocera 26% y dentro de Copepoda se encuentra Calanoida 5% y Cyclopoida 3%.	65
Figura 18. Nuevos registros para el estado de Aguascalientes. <i>Collotheca ornata</i> (A, corona extendida - B, corona contraída), <i>Lecane arcuata</i> (C), <i>Lecane decipiens</i> (D), <i>Lepadella ehrenbergii</i> (E, microscopía de barrido – F, microscopía óptica), <i>Lophocharis salpina</i> (G), <i>Proalides tentaculatus</i> (H), <i>Leydigia cf. striata</i> (I), <i>Sida crystallina</i> (J), <i>Simocephalus mixtus</i> (K, microscopía de barrido – L, microscopía óptica)	87

Figura 19. Análisis Canónico de Correspondencias (ACC) de las variables ambientales y los diferentes géneros de zooplankton observados en el Conjunto de Sitios. RL-E1 (Rodolfo Landeros, Estación 1), RL-E2 (Rodolfo Landeros, Estación 2), ISM-E1 (Isla San Marcos, Estación 1), ISM-E2 (Isla San Marcos, Estación 2), CE-E1 (El Cedazo, Estación 1), CE-E2 (El Cedazo, Estación 2), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno)99

Figura 20. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad Rodolfo Landeros, Estación 1 (RL-E1). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *C. gibba* (*Cephalodella gibba*), *L. arcua* (*Lecane arcua*), *L. closterocerca* (*Lecane closterocerca*), *L. furcata* (*Lecane furcata*), *L. hamata* (*Lecane hamata*), *L. hornemanni*, (*Lecane hornemanni*), *L. luna* (*Lecane luna*), *L. ehrenbergii* (*Lepadella ehrenbergii*), *L. patella* (*Lepadella patella*), *K. cochlearis* (*Keratella cochlearis*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* variedad *tecta*), *M. mucronata* (*Mytilina mucronata*), *P. patulus* (*Plationus patulus*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*), *T. patina* (*Testudinella patina*), *T. pusilla* (*Trichocerca pusilla*). Cladocera: *A. setulosa* (*Alona setulosa*), *B. longirostris* (*Bosmina longirostris*), *C. sphaericus* (*Chydorus sphaericus*), *D. parvula* (*Daphnia parvula*), *D. birgei* (*Diaphanosoma birgei*), *D. crassa* (*Dunhevedia crassa*), *S. crystallina* (*Sida crystallina*), *S. mixtus* (*Simocephalus mixtus*). Copepoda (Calanoida): *A. dorsalis* (*Arctodiaptomus dorsalis*), *M. albidus* (*Macrocyclus albidus*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*) 101

Figura 21. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad Rodolfo

Landeros, Estación 2 (RL-E2). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *L. bulla* (*Lecane bulla*), *L. furcata* (*Lecane furcata*), *L. luna* (*Lecane luna*), *L. patella* (*Lepadella patella*), *L. salpina* (*Lophocharis salpina*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* variedad *tecta*), *M. mucronata* (*Mytilina mucronata*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*). Cladocera: *A. setulosa* (*Alona setulosa*), *B. longirostris* (*Bosmina longirostris*), *C. sphaericus* (*Chydorus sphaericus*), *D. parvula* (*Daphnia parvula*), *D. pulex* (*Daphnia pulex*), *D.C. exilis* (*Daphnia Ctenodaphnia exilis*), *D. birgei* (*Diaphanosoma birgei*), *L. striata* (*Leydigia striata*), *M. micrura* (*Moina micrura*), *S. crystallina* (*Sida crystallina*), *S. mixtus* (*Simocephalus mixtus*). Copepoda (Calanoida): *A. dorsalis* (*Arctodiaptomus dorsalis*), *M. albuquerqueensis* (*Mastigodiaptomus albuquerqueensis*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).....102

Figura 22. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad Isla San Marcos, Estación 1 (ISM-E1). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. caudatus* (*Brachionus caudatus*), *B. havanaensis* (*Brachionus havanaensis*), *B. quadridentatus* (*Brachionus quadridentatus*), *C. ornata* (*Collotheca ornata*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* variedad *tecta*), *L. bulla* (*Lecane bulla*), *L. closterocerca* (*Lecane closterocerca*), *L. hornemanni* (*Lecane hornemanni*), *L. luna* (*Lecane luna*), *L. pyriformis* (*Lecane pyriformis*), *L. ovalis* (*Lecane ovalis*). Cladocera: *A. cf. setulosa* (*Alona cf. setulosa*), *B. longirostris* (*Bosmina longirostris*), *C. laticaudata* (*Ceriodaphnia laticaudata*). Copepoda (Calanoida): *A. dorsalis* (*Arctodiaptomus dorsalis*), *L. siciloides* (*Leptodiaptomus siciloides*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).....103

Figura 23. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad Isla San Marcos, Estación 2 (ISM-E2). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. caudatus* (*Brachionus caudatus*), *B. havanaensis* (*Brachionus havanaensis*), *C. ornata* (*Collotheca ornata*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* variedad *tecta*), *L. bulla* (*Lecane bulla*), *L. closterocerca* (*Lecane closterocerca*), *L. furcata*, *L. luna* (*Lecane luna*), *L. pyriformis* (*Lecane pyriformis*), *L. ovalis* (*Lecane ovalis*). Cladocera: *A. cf. setulosa* (*Alona cf. setulosa*), *B. longirostris* (*Bosmina longirostris*). Copepoda (Calanoida): *A. dorsalis* (*Arctodiaptomus dorsalis*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*)105

Figura 24. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad El Cedazo, Estación 1 (EC-E1). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *A. sieboldii* (*Asplanchna sieboldii*), *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. urceolaris* (*Brachionus urceolaris*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*). Cladocera: *D.C. exilis* (*Daphnia Ctenodaphnia exilis*), *C. dubia* (*Ceriodaphnia dubia*), *C. reticulata* (*Ceriodaphnia reticulata*), *D. pulex* (*Daphnia pulex*), *M. macrocopa* (*Moina macrocopa*), *M. micrura* (*Moina micrura*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*)106

Figura 25. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad El Cedazo, Estación 2 (CE-E2). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales

disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *A. sieboldii* (*Asplanchna sieboldii*), *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. urceolaris* (*Brachionus urceolaris*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*). Cladocera: *D.C. exilis* (*Daphnia Ctenodaphnia exilis*), *C. dubia* (*Ceriodaphnia dubia*), *C. reticulata* (*Ceriodaphnia reticulata*), *D. pulex* (*Daphnia pulex*), *M. macrocopa* (*Moina macrocopa*), *M. micrura* (*Moina micrura*). Copepoda (Calanoida): *M. albuquerquensis* (*Mastigodiatomus albuquerquensis*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).....107

Figura 26. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad Hidalgo (HID). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *A. fissa* (*Anuraeopsis fissa*), *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. bidentatus* (*Brachionus bidentatus*), *B. calyciflorus* (*Brachionus calyciflorus*), *B. havanaensis* (*Brachionus havanaensis*), *C. gibba* (*Cephalodella gibba*), *K. cochlearis* (*Keratella cochlearis*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* var. *tecta*), *F. cornuta* (*Filinia cornuta*), *F. longiseta* (*Filinia longiseta*), *P. tentaculatus* (*Proalides tentaculatus*), *P. vulgaris* (*Polyarthra vulgaris*), *T. pusilla* (*Trichocerca pusilla*). Cladocera: *M. macrocopa* (*Moina macrocopa*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*)....108

Figura 27. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en Pulgas Pandas (PP). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *A. sieboldii* (*Asplanchna sieboldii*), *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. bidentatus* (*Brachionus bidentatus*), *B. rubens* (*Brachionus rubens*), *H. mira* (*Hexarthra mira*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* var. *tecta*), *P. dolichoptera*

(*Polyarthra dolichoptera*), *P. remata* (*Polyarthra remata*). Cladocera: *M. macrocopa* (*Moina macrocopa*), *M. micrura* (*Moina micrura*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).....109

Figura 28. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotifera: *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. bidentatus* (*Brachionus bidentatus*), *B. calyciflorus* (*Brachionus calyciflorus*), *B. havanaensis* (*Brachionus havanaensis*), *L. arcua* (*Lecane arcua*), *L. bulla* (*Lecane bulla*), *L. closterocerca* (*Lecane closterocerca*), *L. decipiens* (*Lecane decipiens*), *L. luna* (*Lecane luna*), *L. lunaris* (*Lecane lunaris*), *L. pyriformis* (*Lecane pyriformis*), *L. patella* (*Lepadella patella*), *K. cochlearis* (*Keratella cochlearis*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* var. *tecta*), *F. cornuta* (*Filinia cornuta*), *F. longiseta* (*Filinia longiseta*), *P. quadricornis* (*Platytia quadricornis*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*) *P. remata* (*Polyarthra remata*), *P. vulgaris* (*Polyarthra vulgaris*). Cladocera: *M. macrocopa* (*Moina macrocopa*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).....110

Figura 29. Muestra la Diversidad alfa (α) de cada una de las localidades de estudio.....112

Figura 30. Nuevos registros observados en RL-E1: *Lepadella ehrenbergii* (a), *Lecane arcua* (b), *Simocephalus mixtus* (c), *Sida crystallina* (d).....114

Figura 31. Nuevos registros observados en la localidad RL-E2. *Lophocharis salpina* (a), *Leydigia* cf. *striata* (b), *Simocephalus mixtus* (c)115

Figura 32. Nuevo registro observado en la localidad ISM-E1 Y ISM-E2. *Collotheca ornata* (a, corona contraída, b, corona extendida).....117

Figura 33. Muestra el rotífero <i>Proalides tentaculatus</i> , nuevo registro identificado en la localidad Hidalgo (HID)	119
Figura 34. Nuevos registros para la localidad UAA. <i>Lecane arcua</i> (a), <i>Lepadella ehrenbergii</i> (b)	121
Figura 35. Curva de acumulación de especies de cada localidad de estudio. RL-E1 (Rodolfo Landeros, Estación 1), RL-E2 (Rodolfo Landeros, Estación 2), ISM-E1 (Isla San Marcos, Estación 1), ISM-E2 (Isla San Marcos, Estación 2), CE-E1 (Cedazo, Estación 1), CE-E2 (Cedazo, Estación 2), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes).....	122
Figura 36. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en la localidad Rodolfo Landeros Estación 1 (RL-E1) durante las distintas temporadas del año	125
Figura 37. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en la localidad Rodolfo Landeros Estación 2 (RL-E2) durante las distintas temporadas del año	126
Figura 38. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en la localidad Isla San Marcos Estación 1 (ISM-E1) durante las distintas temporadas del año.....	127
Figura 39. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en la localidad Isla San Marcos Estación 2 (ISM-E2) durante las distintas temporadas del año	128
Figura 40. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en la localidad El Cedazo Estación 1 (CE-E1) durante las distintas temporadas del año	129

Figura 41. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en la localidad El Cedazo Estación 2 (CE-E2) durante las distintas temporadas del año	130
Figura 42. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en la localidad Hidalgo (HID) durante las distintas temporadas del año	131
Figura 43. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en la localidad Pulgas Pandas (PP) durante las distintas temporadas del año.....	132
Figura 44. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en la localidad UAA durante las distintas temporadas del año	133
Figura 45. Índice de diversidad Shannon-Wiener para ambas localidades del parque Rodolfo Landeros (RL-E1, RL-E2) durante el período de estudio.....	135
Figura 46. Índice de diversidad Shannon-Wiener para ambas localidades de la Isla San Marcos (ISM E1, ISM-E2) durante el período de estudio	135
Figura 47. Índice de diversidad Shannon-Wiener para ambas localidades del parque El Cedazo (CE E1, CE-E2) durante el período de estudio	136
Figura 48. Índice de diversidad Shannon-Wiener del Parque Hidalgo (HID) durante el período de estudio	136
Figura 49. Índice de diversidad Shannon-Wiener del sitio Pulgas Pandas (PP) durante el período de estudio	137
Figura 50. Índice de diversidad Shannon-Wiener del sitio Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA) durante el período de estudio	137

Figura 51. Número de eclosiones en cada una de las concentraciones de plomo139

Figura 52. Porcentaje de eclosión en cada concentración de plomo139



RESUMEN

Los estanques urbanos son cuerpos de agua artificiales creados por el ser humano que presentan distintas características en comparación con los de origen natural, lo cual los convierte en ambientes acuáticos muy particulares. Diversos estudios indican que pueden albergar un número considerable de especies de zooplancton a pesar de encontrarse cerca de hábitats humanos como lo es la ciudad, por lo tanto, es importante conocer las especies que se encuentran en los cuerpos de agua urbanos, las variables ambientales que influyen en las comunidades y las diferencias entre sitios en términos de composición de especies, así como las variaciones que se presentan en las comunidades consecuencia de la sucesión estacional.

En el presente estudio se realizaron cuatro muestreos durante el periodo de un año, colectados en los meses de noviembre de 2020 (otoño), enero (invierno), abril (primavera) y julio (verano) de 2021 en seis estanques urbanos que se encuentran en parques recreativos de la ciudad de Aguascalientes, México. Los estudios taxonómicos revelaron la presencia de 61 especies de zooplancton: Rotífera está representado por 40 especies, Cladocera con 16 especies y Copepoda con cinco especies, y con ello, se elaboró un atlas fotográfico de todas las especies identificadas. En el presente estudio se identificaron nueve especies las cuales son nuevos registros para el estado, seis especies pertenecientes a Rotífera: 1) *Collotheca ornata*, 2) *Lecane arcuata*, 3) *Lecane decipiens*, 4) *Lophocharis salpina*, 5) *Lepadella ehrenbergii*, 6) *Proalides tentaculatus* y tres especies de Cladocera: 7) *Leydigia cf. striata*, 8) *Sida crystallina* y 9) *Simocephalus mixtus*.

Se cuantificaron las variables ambientales de temperatura, pH, sólidos totales disueltos, oxígeno disuelto, conductividad, amonio, nitratos, nitritos, cloruros, fosfatos, dureza total, clorofila α , la demanda química de oxígeno y la demanda bioquímica de oxígeno.

Se aplicó el Análisis Canónico de Correspondencias (ACC) para conocer cómo se relacionan las especies presentes con las distintas variables ambientales cuantificadas, el primer análisis se realizó tomando en cuenta las variables ambientales y los géneros identificados para el Conjunto de Sitios y el segundo análisis incluye las variables ambientales y las especies identificadas en las distintas épocas del año para cada uno de los sitios de estudio. El ACC general sugirió que los cloruros, los fosfatos y la dureza total son los principales factores que

estructuran la comunidad de zooplancton, por otro lado, el ACC para cada sitio de estudio arrojó diferentes tipos de relaciones entre las variables, las especies y las distintas temporadas del año.

Se analizó la diversidad alfa (α), en la que se generaron listados de especies por sitio y la curva de acumulación de especies, así como la diversidad beta (β) espacial y temporal, determinando que la composición de especies es diferente entre los sitios de muestreo y en las distintas temporadas del año. El índice de Shannon-Wiener mostró que algunos de los sitios presentaron diversidad normal en las distintas temporadas del año y, por el contrario, en otros sitios se observó baja diversidad.

Para el estudio de toxicología se aplicó una concentración de efecto (CE50) en la que se expusieron huevos de resistencia (efipios) de la especie de cladócero *Simocephalus mixtus*, el cual es un nuevo registro identificado en la estación 1 del parque Rodolfo Landeros, a diferentes concentraciones de plomo (Pb), como resultado se obtuvo que el metal sí es un factor que perjudica la viabilidad, ya que reduce los porcentajes de eclosión de los huevos.

ABSTRACT

Urban ponds are artificial bodies of water created by humans bearing different characteristics when compared to natural reservoirs, which makes them very particular aquatic environments. Several studies indicate that they can support a considerable number of zooplankton species despite being close to human habitats such as the city. Therefore, it is important to know the species found in urban water bodies, the environmental variables that influence the communities and the differences between sites in terms of species composition, as well as the variations that occur in the communities because of seasonal succession.

In the present study, four samples were taken during a period of one year, collected in the months of November 2020 (autumn), January (winter), April (spring) and July (summer) of 2021 in six urban ponds located in recreational parks in the city of Aguascalientes, Mexico. Taxonomic studies revealed the presence of 61 zooplankton species: Rotifera is represented by 40 species, Cladocera with 16 species and Copepoda with five species, and with this, a photographic atlas of all identified species was elaborated. During the study, nine species were identified which are new records for the state, six species belonging to Rotifera: 1) *Collotheca ornata*, 2) *Lecane arcuata*, 3) *Lecane decipiens*, 4) *Lophocharis salpina*, 5) *Lepadella ehrenbergii*, 6) *Proalides tentaculatus* and three species of Cladocera: 7) *Leydigia cf. striata*, 8) *Sida crystallina* and 9) *Simocephalus mixtus*.

Parameters such as: temperature, pH, total dissolved solids, dissolved oxygen, conductivity, ammonium, nitrates, nitrites, chlorides, phosphates, total hardness, α -chlorophyll, chemical oxygen demand and biochemical oxygen demand were quantified.

Canonical Correspondence Analysis (CCA) was applied to determine how the species present are related to the different environmental variables quantified. The first analysis was carried out considering the environmental variables and the genera identified for the set of sites and the second analysis includes the parameters and the species identified at different times of the year for each of the study sites. The general CCA suggested that chlorides, phosphates, and total hardness are the main factors structuring the zooplankton community, on the other hand, the CCA for each study site yielded different types of relationships between variables, species and different seasons of the year.

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

The alpha diversity (α) was analyzed, in which species lists for each site and the species accumulation curve were generated, as well as the spatial and temporal beta diversity (β), determining that the species composition is different among the sampling sites and in the different seasons of the year. The Shannon-Wiener index showed that some of the sites presented normal diversity in the different seasons of the year and, on the contrary, low diversity was observed in other sites.

For the toxicology study, an effect concentration (EC50) was applied in which resistance eggs (ephippia) of the cladoceran species *Simocephalus mixtus*, which is a new record identified in station 1 of Rodolfo Landeros Park, were exposed to different concentrations of lead (Pb). The result was that the metal is a factor that harms viability, by reducing egg hatching percentages.

1. INTRODUCCIÓN

Dentro del estado de Aguascalientes existen parques recreativos con estanques artificiales que son ecosistemas creados por el humano y son uno de los elementos paisajísticos que contribuyen significativamente a aumentar la calidad de vida en los centros urbanos, proporcionando actividades recreativas y educativas e incluso mitigando el clima urbano (Martínez & Jáuregui, 2000), a su vez, los estanques artificiales sirven como refugio de especies ante la pérdida de ambientes naturales (Taborda et al., 2017) debido a la urbanización. Diversos estudios han informado que los estanques urbanos pueden albergar importantes especies a pesar de encontrarse cerca de hábitats humanos, e investigaciones recientes han mostrado que pueden contribuir a la conservación de especies a escala regional; estos cuerpos de agua actúan como "trampolines" que facilitan el desplazamiento de algunas especies dentro de la mancha urbana (Hassall, 2014).

Los estanques urbanos suelen presentar características medioambientales diferentes a las de los estanques no urbanos (seminaturales/agrícolas); suelen tener márgenes de concreto, una base sintética, una cubierta vegetal reducida y una menor conectividad con otros cuerpos de agua (Hill et al., 2016). Estas condiciones ecológicas permiten el desarrollo de algunas especies de plantas y animales, incluido el zooplancton: organismos acuáticos heterótrofos y de natación débil que viven en todo tipo de agua, incluidas las dulces, costeras y marinas (Abdullah et al., 2017). Los rotíferos y microcrustáceos (cladóceros y copépodos) son los animales más comunes en los ecosistemas lénticos de agua dulce y constituyen la mayor parte de la comunidad de zooplancton (Espinosa et al., 2021) debido a su ubicuidad y abundancia (Segers, 2008).

1.1 Generalidades del Zooplancton

El zooplancton está conformado por un grupo de pequeños animales acuáticos muy diversos que, aunque son incapaces de contrarrestar las corrientes, tienen la capacidad de suspenderse en el agua debido a que cuentan con estructuras especializadas para la natación. Todos los organismos considerados dentro del zooplancton son heterótrofos y sus hábitos alimenticios son altamente diversos: algunas especies son estrictamente herbívoras, pero hay muchas otras

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

omnívoras, depredadoras, carnívoras e incluso caníbales (Cervantes et al., 2012). Son tanto de aguas dulces como salobres, que viven en la columna de agua y debido a la limitada locomoción que presenta la mayoría de ellos, son arrastrados o llevados por las corrientes del agua. Este amplio grupo de organismos es taxonómicamente muy diverso por lo que incluye grupos de organismos que pueden ser muy distantes en términos evolutivos (D'Alelio et al., 2016), por ejemplo, bacterias, protozoarios, algas, microinvertebrados, peces en diversos estados de desarrollo, entre otros. Entonces podemos encontrar desde protozoos, pasando por anélidos, artrópodos hasta vertebrados en estadios larvales (Quiroga, 2014).

El zooplancton representa el enlace entre los productores primarios y los niveles tróficos más altos, por lo tanto, ecológicamente es muy importante ya que transfiere la energía producida por el fitoplancton (situados en la base de la red trófica) hacia los consumidores secundarios dentro de los ecosistemas acuáticos, participa activamente en la transferencia de energía y ciclo de nutrientes (Cervantes et al., 2012). Se encuentra tanto en ecosistemas de agua dulce como salobres (Dang et al., 2015), en algunos casos también los hay semiterrestres. Debido a que se conforma de individuos pertenecientes a diversas categorías taxonómicas corresponden a organismos con diferentes niveles tróficos, características distintivas y funciones en el medio, por lo que son comunidades complejas. En ecosistemas de agua dulce los grupos de zooplancton más predominantes son Rotífera, Cladóceras y Copépodos ya que presentan gran abundancia y son grupos de organismos muy diversificados (Souza et al., 2016).

La composición, abundancia y distribución del zooplancton varían temporalmente según los cambios bióticos y abióticos que se presentan en el cuerpo de agua como: fluctuaciones de temperatura, pH, oxígeno disuelto, cambios en las poblaciones de fitoplancton, niveles de predación, presencia y/o ausencia de vegetación, son variables que contribuyen en la actividad de las comunidades zooplanctónicas (Gómez et al., 2013). La composición específica del zooplancton es relevante para determinar el estado trófico del sistema y conocer la estructura de las comunidades acuáticas. Las diferencias en los estados tróficos están relacionadas con la estructura que presente el zooplancton y las relaciones de las comunidades de zooplancton con el fitoplancton (Conde-Porcuna et al., 2004).

Se han estudiado diversos aspectos del zooplancton a través del tiempo, por ejemplo, en relación con su hábitat, dinámica poblacional, relación con otros organismos, distribución espacial y temporal, reproducción, ciclo de desarrollo, evolución, taxonomía, sus funciones e importancia en los sistemas acuáticos, su habilidad para resistir estrés ambiental, por ello ha sido utilizado para indicar el deterioro en la calidad del agua, ya sea generada por contaminación y/o eutroficación o debido a las actividades antropogénicas.

1.1.1 Rotífera

Los rotíferos son invertebrados microscópicos (50 a 2000 μm), pseudocelomados, acuáticos o semiacuáticos y poseen amplia variedad morfológica (Fig. 1). La mayor riqueza de este grupo de organismos se ha encontrado en ambientes de agua dulce, donde predominan en lagos, ríos, estanques y charcas temporales, aunque también hay algunas especies que habitan ambientes marinos (Elías & Sarma, 1999). En ambientes terrestres se les ha encontrado habitando en suelos húmedos y musgos, y su capacidad para entrar en estado de criptobiosis les permite sobrevivir en condiciones extremas de deshidratación (Conde et al., 2002). Son de los organismos multicelulares más pequeños y de más rápido crecimiento con un alto potencial para adaptarse a los cambios en el ambiente. Tienen un papel muy importante en los sistemas acuáticos a través de la transferencia efectiva de materia y energía, así como indicador de los niveles de nutrientes. Las especies son muy sensibles a los cambios en las variables ambientales por lo que son utilizados como bioindicadores de la calidad del agua. (Yin et al., 2018). Los rotíferos poseen una estructura ciliada llamada corona, la cual utilizan para desplazarse y filtrar las partículas de alimento del agua. El alimento, que generalmente corresponde a materia orgánica, fitoplancton, bacterias y en ocasiones otros rotíferos, es triturado en el mástax a través de una faringe muscular que contiene diminutas mandíbulas calcificadas, a todo este conjunto de estructuras se le llama trophi, el cual es un carácter importante para su identificación taxonómica.

La reproducción en rotíferos puede ser asexual o sexual. A través de la partenogénesis ocurre la reproducción asexual, especialmente en la clase Bdelloidea la reproducción es asexual, y las hembras producen huevos que se desarrollan sin fertilización por otro lado, en la reproducción sexual se forman machos y hembras, como sucede, por ejemplo, en la clase Monogononta, y también pueden alternar con ciclos asexuales (Ricci, 2001)

Generalmente se reproducen asexualmente produciendo óvulos no fecundados (partenogénesis) y se convierten en reproducción sexual en condiciones adversas. El resultado de la reproducción sexual es un embrión en diapausa en la etapa de huevo (Deruyck et al., 2019). En general, la distribución de los Rotíferos es muy amplia, básicamente son cosmopolita ya que son trasportados muy fácilmente a través del agua y aire, sin embargo, existen algunas especies con distribución restringida.



Figura 1. Ejemplos de la variedad morfológica presente en el grupo Rotifera: *Collotheca ornata* (a), *Asplanchna sieboldii* (b), *Brachionus caudatus* (c), *Trichocerca pusilla* (d).

1.1.2 Cladocera

Los Cladóceros son un grupo de microcrustáceos (Fig. 2) que se encuentran en prácticamente todos los sistemas acuáticos, constituye uno de los grupos más sobresalientes del zooplancton (Garfias-Espejo & Elías-Gutiérrez, 2003). Comúnmente son conocidos como “pulgas de agua” por su característica forma de desplazarse dentro de la columna de agua y habitan en la mayoría de las aguas continentales dulces y hábitats con aguas salobres; también se encuentran en los sedimentos del fondo (como especies bentónicas) o entre las macrófitas (vegetación acuática) o superficie de las piedras en las que se forman cúmulos de agua. Forman la comunidad del plancton como filtradores y depredadores, aunque la mayoría de las especies se alimentan de bacterias, detritus o algas. Dependiendo de su hábitat (litoral, pelágico o bentónico), los cladóceros presentan diferencias en la manera de obtener su alimento, por ejemplo, los cladóceros litorales como *Pleuroxus* pueden tomar su alimento raspando diferentes sustratos, ayudándose de sus toracópodos, otros como *Chydorus* pueden alimentarse sólo con detritus, mientras que *Daphnia* y *Ceriodaphnia*, los cuales son pelágicos, obtienen su alimento filtrando partículas directamente en la columna de agua (Smirnov, 2017). Algunas especies son depredadoras, por ejemplo, *Bythotrephes*, *Polyphemus*, *Anchistropus*, *Leptodora* y *Pseudochydorus* (Bledzki & Rybak, 2016).

De manera general los cladóceros son pequeños (0.2-6.0 mm), aunque existen algunos dentro de los cladóceros aberrantes con tamaños que superan los 18 mm como es el caso de *Leptodora kindtii* y *Bythotrephes longimanus* (Forró et al., 2008). El cuerpo de un cladócero típico es claramente segmentado, se divide en cabeza, tórax, abdomen y post-abdomen (Manickam et al., 2019), siendo recubierto por un caparazón único de apariencia bivalva que se abre ventralmente que cubre al cuerpo con sus cinco o seis pares de apéndices torácicos, estos últimos son estructuras complejas producto de la explotación de diferentes ambientes cuyo conocimiento se ha convertido en una herramienta taxonómica básica (Garfias-Espejo & Elías-Gutiérrez, 2003). La cabeza es muy distintiva, presentan un par de antenas natatorias, un ojo grande y en algunas especies se presenta un ocelo. Hembras y machos son muy parecidos morfológicamente, sólo presentan pequeñas diferencias en la forma de la cabeza y los apéndices. Los cladóceros tienen dos estrategias de reproducción: las hembras partenogénicas que se clonan asexualmente y las hembras y machos que se reproducen

sexualmente durante el otoño o estrés ambiental, como lo es la falta de alimento, bajas concentraciones de oxígeno disuelto y descenso en la temperatura. Debido a que la mayoría de los cladóceros se reproducen asexualmente, gran parte de los individuos serán hembras (Rogers & Hann, 2015). Es un grupo el cual ha sido utilizado para diferentes investigaciones, especies de *Daphnia* se han aplicado como modelo biológico debido a su fácil cultivo, reproducción clonal y corto tiempo de las generaciones. Son ampliamente utilizadas en estudios toxicológicos, ecológicos y evolutivos, por ejemplo, en las interacciones tróficas, la migración vertical, hibridación interespecífica, poliploidía, asexualidad e interacciones huésped-parásito (Forró et al., 2008).

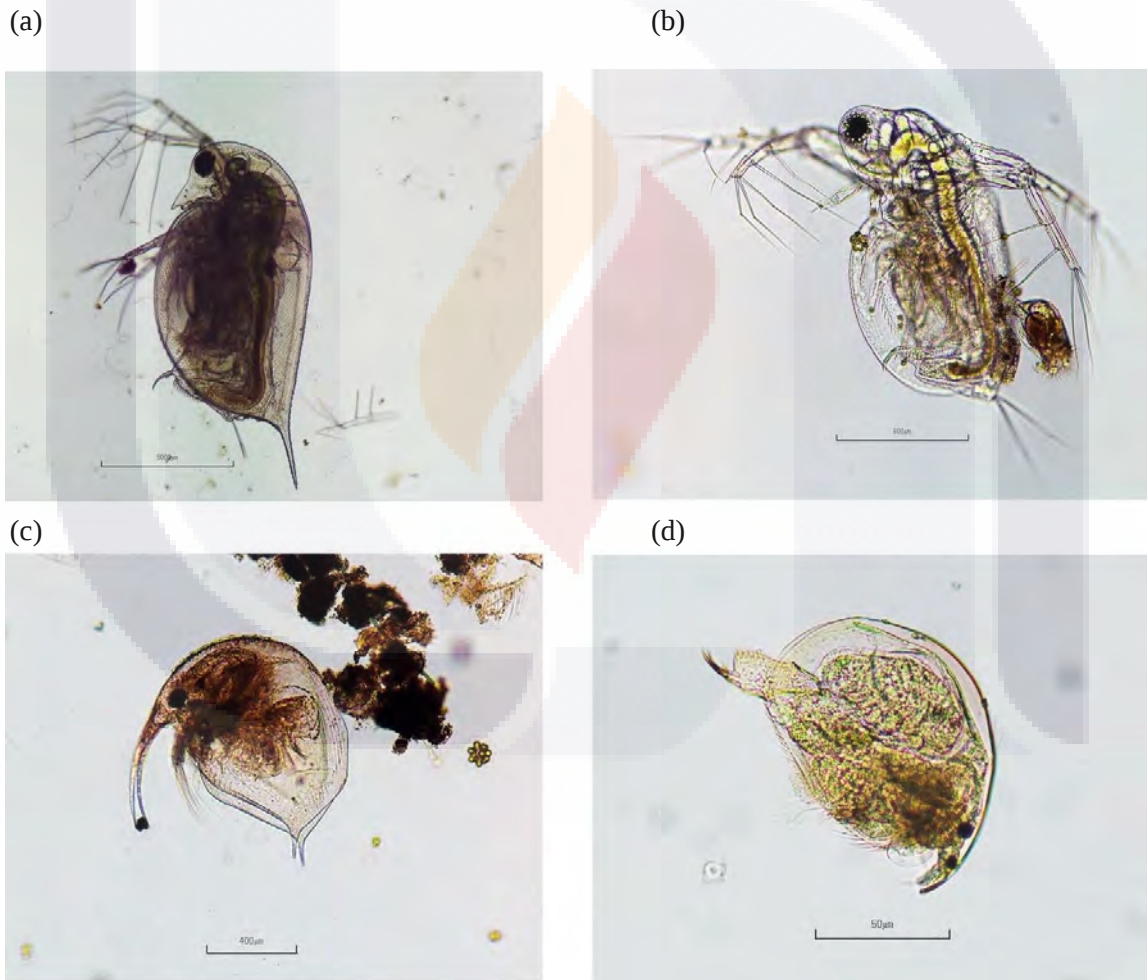


Figura 2. Diversas especies del grupo Cladocera: *Daphnia pulex* (a), *Moina micrura* (b), *Bosmina longirostris* (c), *Alona setulosa* (d).

1.1.3 Copepoda

Los copépodos son un grupo de pequeños crustáceos con morfología variada (Fig. 3), su tamaño oscila entre 0.5 hasta 3 mm generalmente, aunque hay especies de 0.2 mm que habitan en ecosistemas acuáticos y semi terrestres en donde son muy diversos y abundantes (Walter & Boxshall, 2025). Generalmente los copépodos presentan un cuerpo elongado, parcialmente segmentado con exoesqueleto quitinoso y numerosos apéndices segmentados en cabeza y tórax. El cuerpo se encuentra funcionalmente dividido en dos porciones: la primera porción (anterior) es el prosoma, llamado también cefalotórax, que consiste en la región cefálica en la cual se encuentran los diferentes apéndices cefálicos y bucales, y el tórax en el cual se encuentran los somitas subsecuentes hasta el somita genital; la segunda porción (posterior) corresponda al urosoma, conformado por somita genital hasta la furcas caudales o furcas. (Suárez et al., 1996). En las aguas continentales, las formas más comunes de copépodos son típicamente de vida libre, y sus hábitos alimenticios van desde la filtración de micropartículas hasta la depredación (Reid & Williamson, 2010). Algunos han adoptado formas parásitas y comensales, pero cerca de 330 especies de copépodos de agua dulce son parásitas (Boxshall & Defaye, 2008). Comprenden la mayor parte de la biomasa de zooplancton en los océanos y son un grupo próspero debido a la particularidad de sus rasgos tanto morfológicos, fisiológicos y conductuales (Saiz et al., 2015). Tienen la capacidad de tolerar condiciones adversas, y lo hacen a través de formas de resistencia.

Los copépodos se desarrollan a partir de huevos fecundados que eclosionan en un estadio larvario denominado nauplio. Hay seis estadios naupliares (N1-N6) seguidos de seis estadios copépodos (C1-C6), el último de los cuales es el adulto. Los sexos de los copépodos adultos son dimórficos, el dimorfismo sexual se caracteriza por diferencias en la estructura de las primeras antenas y de la quinta y sexta patas, así como por el número de segmentos urosomales y el tamaño generalmente mayor de las hembras frente a los machos (Williamson & Reid, 2001).

Tienen importancia en la acuicultura ya que son utilizados como alimento para distintas especies de peces, y también debido a que son parásitos de peces de importancia comercial, provocando un impacto económico en esta práctica. Este grupo se ha aplicado como

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

indicadores del estado de su hábitat debido a cambios climáticos y actividades antropogénicas (Yan et al., 1996; Yang et al., 2015).

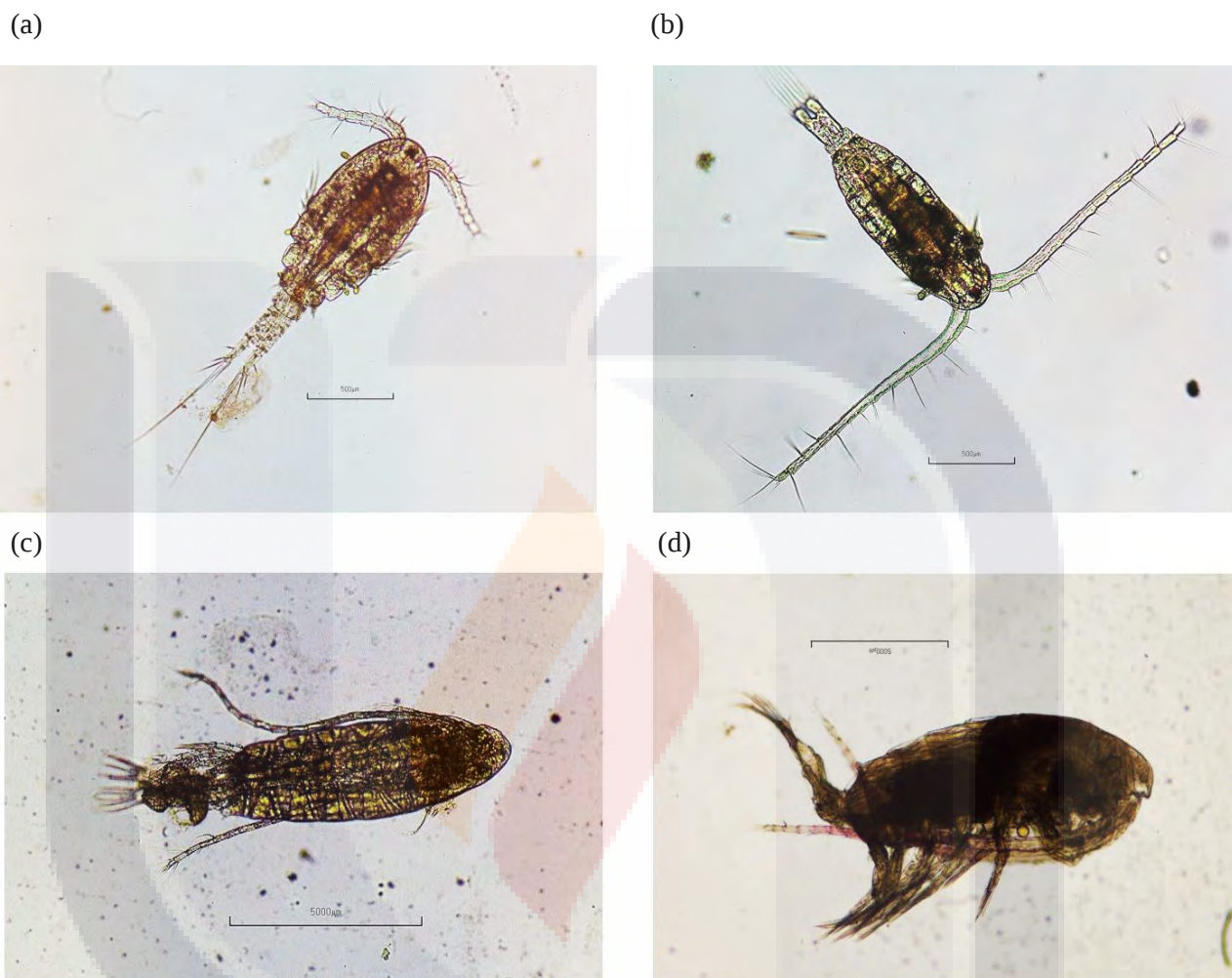


Figura 3. Diversas especies del grupo Copepoda. *Acanthocyclops robustus* (a), *Arctodiaptomus dorsalis* (b), *Leptodiaptomus siciloides* (c), *Mastigodiaptomus albuquerquensis* (d).

1.2 Taxonomía

Rotifera comprende alrededor de 2,030 especies conocidas, las cuales son clasificadas en tres grupos principales: Seisonidea, los cuales son marinos (3 especies), Monogononta (1,570 especies) y la única exclusivamente partenogenética Bdelloidea con 461 especies clonales (Segers, 2007). En México se han reportado 303 especies de Rotifera (Llorente-Bousquets &

Ocegueda, 2008) y para Aguascalientes existen 96 especies (tres nuevas para la ciencia) pertenecientes a 33 géneros diferentes (Rico-Martínez, 2008).

Se reportan a nivel mundial aproximadamente 600 especies de Cladocera (Forró et al., 2008) sin embargo, se estima que la cantidad puede ser de 2 a 4 veces mayor. En México se han estimado alrededor de 150 especies y para Aguascalientes se han registrado 45 especies (Silva-Briano, 2008).

A nivel mundial, se han descrito y registrado alrededor de 21,000 especies de copépodos distribuidos en 10 órdenes (incluyendo sinonimias y especies no válidas), de las cuales, cerca de 2,814 son especies de agua dulce. En México se han registrado aproximadamente 100 especies de copépodos de agua dulce. Entre las especies registradas en ecosistemas dulceacuícolas mexicanos, el grupo con mayor diversidad reportada es Cyclopoida, con un 60 % (62 especies) del total, seguido por el orden Harpacticoida, que representa cerca del 21 % (21 especies) y, finalmente, el orden Calanoida con un 19 % (20 especies) (Velázquez et al., 2021). En Aguascalientes se han registrado 47 especies de copépodos (Silva-Briano, 2008).

Los estudios sobre zooplancton en cuerpos de agua dulce han sido bien documentados en México y han permitido el descubrimiento de catorce especies nuevas para la ciencia de estos tres grupos taxonómicos. Sin embargo, aún existe una gran cantidad de cuerpos de agua que no han sido analizados en Aguascalientes, como es el caso de estos cuerpos de agua artificiales y abre la probabilidad de incrementar el número de registros de nuevas especies o incluso de especies nuevas para la ciencia (Silva-Briano et al., 2015). El conocimiento de la diversidad de estos tres grupos es un proceso constante en el que se están afinando progresivamente los criterios taxonómicos, incluyendo la morfología de microcaracteres y recientemente, las herramientas moleculares (Velázquez et al., 2021).

1.3 Toxicología

La toxicología es una ciencia interdisciplinaria que estudia los efectos adversos de las sustancias químicas en los organismos vivos y en los ecosistemas, con el fin de comprender sus mecanismos de acción, evaluar los riesgos asociados a la exposición y desarrollar estrategias de prevención y mitigación (Eaton & Klaassen, 2001). Desde sus orígenes en la

antigüedad, cuando se analizaban los efectos de venenos en humanos y animales, hasta la actualidad, donde se emplean metodologías avanzadas para el análisis de toxicidad, la toxicología ha evolucionado como una disciplina clave en áreas como la medicina, la farmacología, la regulación ambiental y la salud pública (Hodgson, 2010).

Uno de los principios fundamentales de la toxicología es la relación dosis-respuesta, que establece que los efectos tóxicos de una sustancia dependen de la cantidad administrada o absorbida por un organismo (Hayes, 2007). Este principio es crucial para evaluar la seguridad de productos químicos y establecer límites de exposición aceptables en diversos contextos (Klaassen et al., 2005).

El impacto de los contaminantes ambientales puede manifestarse en múltiples niveles biológicos, desde alteraciones celulares y fisiológicas en los individuos hasta cambios en las poblaciones y comunidades ecológicas, por ejemplo, la exposición crónica a metales pesados como el plomo y el mercurio puede provocar disrupciones en el sistema nervioso y reproductivo de diversas especies, afectando su capacidad de supervivencia y reproducción (Rand, 1995). Asimismo, la contaminación por pesticidas y compuestos orgánicos persistentes ha sido vinculada con la disminución de poblaciones de insectos polinizadores y la alteración de redes tróficas en ecosistemas acuáticos y terrestres (Walker et al., 2012).

Dentro de la toxicología ambiental, una subdisciplina de gran relevancia es la toxicología acuática, la cual se enfoca en el impacto de los contaminantes en organismos acuáticos, como peces, crustáceos y zooplancton (Rand, 1995). Los ecosistemas acuáticos son especialmente vulnerables a la contaminación debido a la solubilidad y dispersión de muchas sustancias químicas en el agua, lo que facilita la exposición prolongada de los organismos a agentes tóxicos (Newman, 2015).

Debido a su pequeño tamaño, alta tasa de reproducción y sensibilidad a los cambios ambientales, el zooplancton es ampliamente utilizado en estudios de toxicidad para evaluar los efectos de contaminantes en los ecosistemas acuáticos (Barata et al., 2002). Los estudios de toxicología acuática aplicados al zooplancton han demostrado que diversas sustancias químicas, como metales pesados, plaguicidas y contaminantes emergentes, pueden afectar la supervivencia, el desarrollo y la reproducción de estos organismos, por ejemplo, se ha

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

observado que el plomo y el cadmio pueden interferir con el crecimiento y la reproducción de especies de *Daphnia*, un género de zooplancton ampliamente utilizado en bioensayos de toxicidad (Guilhermino et al., 2000).

Además de los metales pesados, los contaminantes orgánicos persistentes, como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y los pesticidas organofosforados, pueden alterar el comportamiento y la fisiología del zooplancton, afectando su capacidad de alimentación y movilidad. Estos efectos pueden tener consecuencias en cascada en la estructura y función del ecosistema acuático, ya que una disminución en la abundancia o el desempeño del zooplancton puede alterar las dinámicas poblacionales de los consumidores superiores y reducir la eficiencia de los ciclos biogeoquímicos en los cuerpos de agua (Barata et al., 2002).

Los estudios de toxicidad en zooplancton se realizan utilizando ensayos de laboratorio estandarizados, en los cuales se exponen organismos a diferentes concentraciones de un contaminante para evaluar efectos agudos (mortalidad) o crónicos (cambios en el crecimiento y la reproducción) (OECD, 2012). Estos estudios permiten establecer límites de concentración segura para diferentes sustancias y contribuir a la regulación ambiental para la protección de los ecosistemas acuáticos (Newman, 2015).

Particularmente, la contaminación de los sistemas acuáticos por metales está aumentando en todo el mundo y es motivo de gran preocupación medioambiental. Por ello, el conocimiento de los efectos de los metales en los organismos acuáticos es importante para el establecer criterios de calidad del agua (Torres et al., 2010).

1.4 El zooplancton como bioindicador de la calidad del agua

Los organismos zooplanctónicos, como los rotíferos, cladóceros y copépodos, son ampliamente utilizados como bioindicadores de la calidad del agua debido a su sensibilidad a los cambios ambientales, su función en la cadena trófica y su respuesta rápida a variaciones en las condiciones fisicoquímicas del agua (Kutikova & Fernando, 1995; Sládeček, 1983).

La presencia, ausencia o abundancia de ciertas especies de rotíferos puede reflejar el estado trófico y los niveles de contaminación de un cuerpo de agua, por ejemplo, las especies

Brachionus angularis, *B. calyciflorus* y *Keratella cochlearis* son indicadores de aguas eutróficas con alta carga orgánica (Sládeček, 1983), especies como *Keratella quadrata* y *Filinia longiseta* se encuentran en aguas con contaminación moderada, indicando niveles intermedios de nutrientes y materia orgánica (Ejsmont-Karabin, 2012). De igual manera, *Asplanchna priodonta* está asociada con aguas de buena calidad y con alto contenido de oxígeno (Pontin, 1978), *Polyarthra dolichoptera* es sensible a cambios bruscos en la temperatura del agua, lo que la hace útil para monitorear el impacto del cambio climático en lagos templados (Ejsmont-Karabin, 2012), *Polyarthra vulgaris* suele ser dominante en ambientes moderadamente contaminados, indicando una transición en la calidad del agua (Sládeček, 1983), *Hexarthra mira* se encuentra en ecosistemas con variaciones estacionales de temperatura y salinidad, por lo que su presencia puede ayudar a evaluar el impacto de actividades humanas en cuerpos de agua costeros y lagunas salobres (Arndt, 1993), la ausencia de *Testudinella patina* en ambientes acuáticos puede ser un indicador temprano de contaminación por cobre y zinc (Wallace & Snell, 1991), la presencia de *Lecane papuana* en aguas contaminadas con desechos industriales y aceites indica contaminación por hidrocarburos (Martínez-Hernández & Silva-Briano, 2012) y la capacidad de *Rotaria neptunia* para sobrevivir en ambientes contaminados con fenoles y detergentes la hace útil para monitorear la contaminación urbana (Arndt, 1993).

Un estudio realizado en el Canal Nacional de Xochimilco identificó 63 especies de rotíferos, de las cuales 25 son consideradas bioindicadoras, entre ellas, los géneros *Brachionus*, *Keratella*, *Lecane*, *Trichocerca* y *Asplanchna* destacaron por su capacidad para reflejar la calidad del agua en ese ecosistema, las especies de estos géneros indica niveles moderados a altos de contaminación orgánica, su abundancia se asocia con condiciones eutróficas, caracterizadas por una alta concentración de nutrientes que pueden conducir a proliferaciones algales (Muñoz et al., 2012). La diversidad y abundancia de rotíferos están directamente influenciadas por parámetros físicos y químicos del agua, como la temperatura, el pH y la concentración de nutrientes. La disminución de la diversidad es un buen indicador de toxicidad en ambientes acuáticos (Wallace & Snell, 1991). Por lo tanto, el monitoreo de las comunidades de rotíferos proporciona información valiosa sobre el estado ecológico de los cuerpos de agua y ayuda en la implementación de estrategias de conservación y manejo ambiental.

Los rotíferos pueden ser utilizados en estudios de tratamiento de aguas residuales, ya que ciertas especies prosperan en ambientes con altas cargas de materia orgánica en el agua, por ejemplo, *Philodina roseola*, se encuentra en sistemas de tratamiento de aguas residuales y lagunas de estabilización con altos niveles de bacterias y materia orgánica (Sládeček, 1983), *Euchlanis dilatata* aparece en aguas con altas concentraciones de amonio y nitratos, indicando contaminación por desechos humanos y ganaderos (Gutiérrez-Aguirre et al., 2010) y *Cephalodella forficata* es un indicador de aguas con altos niveles de carbono orgánico disuelto (COD), común en áreas urbanas con descargas industriales (Segers, 2008).

Los cladóceros son ampliamente utilizados como bioindicadores para evaluar la calidad del agua en diversos ecosistemas acuáticos ya que su sensibilidad a cambios en los parámetros fisicoquímicos y contaminantes los hace ideales para este propósito. Son considerados bioindicadores efectivos porque responden rápidamente a cambios en la calidad del agua, como variaciones en la concentración de oxígeno disuelto, temperatura, pH, materia orgánica y presencia de contaminantes químicos como lo son los metales pesados, por lo tanto, su sensibilidad a la variación de estos factores les permite servir como herramientas útiles para monitorear el estado en el que se encuentran los ecosistemas acuáticos (Vázquez-Silva et al., 2006). Ofrecen varias ventajas ya que son organismos de fácil recolección y observación, lo que facilita su uso en programas de monitoreo ambiental, además, su ciclo de vida relativamente corto permite detectar cambios en la calidad del agua en períodos más breves en comparación con otros organismos de mayor longevidad.

Especies como *Moina macrocopa* y *M. micrura* se encuentra en abundancia en aguas con alta carga orgánica y contaminación por desechos industriales, lo que la hace un indicador de degradación ambiental (Gama-Flores et al., 2007), la desaparición de cladóceros como *Ceriodaphnia dubia* sugiere una disminución en la calidad del agua debido a altos niveles de contaminantes tóxicos (USEPA, 2002), *Bosmina longirostris* es un cladóceros típico de lagos mesotróficos, donde su abundancia refleja un equilibrio moderado de nutrientes (Gutiérrez-Aguirre et al., 2010) y *Daphnia magna* es un indicador eficaz de agroquímicos en cuerpos de agua contaminados con pesticidas como atrazina, ya que reduce su tasa de crecimiento y reproducción (OECD, 2004).

En el estado de Morelos, México, se llevó a cabo un estudio en 130 cuerpos de agua, tanto temporales como permanentes, donde se identificaron diversas especies de cladóceros. Este estudio destacó la importancia de estos organismos en la evaluación de la calidad del agua, ya que su presencia y diversidad reflejan las condiciones ambientales del entorno acuático (Gómez-Márquez et al., 2022).

Los géneros como *Daphnia* y *Ceriodaphnia* pueden reducir la carga orgánica en el agua y, por ende, la DQO (Lampert, 2011) debido a que se alimentan de algas, bacterias y partículas en suspensión. La disminución del fitoplancton por la depredación de los cladóceros puede reducir la cantidad de material orgánico que se sedimenta y se descompone, disminuyendo la DBO en el sistema (Dodson, 2005). Por lo tanto, los cladóceros juegan un papel clave en la regulación de la calidad del agua al influir en la DQO y la DBO, su capacidad de filtrar partículas y modificar la comunidad microbiana puede ser utilizada en estrategias de biorremediación para mejorar la calidad del agua en ecosistemas acuáticos y sistemas de tratamiento de aguas residuales. La abundancia de cladóceros en un ecosistema acuático puede indicar buena calidad del agua, mientras que su disminución puede estar relacionada con eutrofización y toxicidad química (Gama-Flores et al., 2011).

Los copépodos, de igual manera, son sensibles a cambios en la calidad del agua, especialmente a la contaminación química y variaciones en la salinidad y temperatura (Gutiérrez-Aguirre et al., 2010). Uno de los principales usos del copépodo Harpacticóide del género *Acartia* como bioindicador es en la evaluación de la toxicidad de metales pesados y compuestos orgánicos (Drira et al., 2018), *Tigriopus brevicornis* ha sido utilizado en estudios de contaminación por cobre y cadmio, mostrando alteraciones en su desarrollo y reproducción bajo estrés tóxico, por lo que se considera un bioindicador prometedor para la evaluación de la calidad del agua en ambientes costeros Forget et al. (2003), *Paracalanus parvus* es altamente sensible al mercurio, por lo que su presencia en bajas densidades puede indicar contaminación en ecosistemas marinos (Leandro et al., 2018), *Eurytemora affinis* es altamente sensible a la contaminación por nitratos y fosfatos, lo que lo hace útil en estudios de eutrofización en estuarios. En cuanto a ecosistemas dulceacuícolas las especies *Cyclops vicinus* y *Thermocyclops decipiens* son indicativos de aguas con alta carga de materia orgánica y baja calidad del agua en embalses y lagunas urbanas (Gutiérrez-Aguirre et al.,

2010). La diversidad de copépodos se usa para evaluar el estado ecológico de cuerpos de agua en relación con la contaminación por nutrientes y alteraciones ambientales, debido a su actividad trófica disminuye la cantidad de materia biodegradable en suspensión, lo que reduce el oxígeno requerido por los microorganismos para su descomposición (Picapedra et al., 2021). Aunque los copépodos pueden disminuir la DBO al reducir la materia orgánica biodegradable, su metabolismo también produce compuestos disueltos que pueden afectar la DQO, sin embargo, su contribución al ciclo del carbono y la transformación de materia orgánica ayuda a mejorar la calidad del agua (Azizullah et al., 2011), por lo que se ha propuesto el uso de estos microcrustáceos en sistemas de tratamiento de aguas residuales, ya que pueden mejorar la eficiencia en la eliminación de materia orgánica y reducir los valores de DBO y DQO, su interacción con bacterias descomponedoras puede optimizar la degradación de contaminantes orgánicos (Hoffmann, 2015). Entonces, los copépodos pueden desempeñar un papel ecológico importante en la regulación de la calidad del agua, su capacidad para reducir la materia orgánica biodegradable y su interacción con otros microorganismos los convierte en potenciales bioindicadores y agentes de biorremediación en ecosistemas acuáticos y sistemas de tratamiento de aguas. Por lo tanto, la disminución en la diversidad de copépodos en un cuerpo de agua puede ser un indicador de contaminación por metales pesados y/o materia orgánica.

2. ANTECEDENTES

Existe una larga historia de estudios de zooplancton de agua dulce en México. Los estudios iniciales se enfocaron tanto en la acuicultura y otras prácticas limnológicas de las culturas indígenas (Deevey, 1994, 1957; Turner, 1980) o la limnología de los lagos más grandes, como el lago de Pátzcuaro (Ancona et al., 1940; Rioja, 1940; Brehm, 1943; Deevey, 1957). (Dodson & Silva-Briano, 1996).

Los estudios de zooplancton continúan en México con especial énfasis en la diversidad de especies en diferentes regiones (e.g., Martínez-Martínez, 1981; Arredondo-Figueroa et al., 1983; Reid, 1988, 1994), especiación (Torreterra-Blanco & Dodson, 1995), y acuicultura (e.g., Rico-Martínez & Dodson, 1992). Estudios limnológicos se han enfocado al estrés que las actividades antropogénicas han causado en lagos, embalses, estanques en México (e.g., Vásquez et al., 1986; y en el lago de Chapala: De Buen, 1943; Castellanos & Sánchez, 1974; Dávalos et al., 1989). Nuevas especies y subespecies de zooplancton de agua dulce continúan siendo descritas (e.g., Kraus, 1986; Silva-Briano & Segers, 1992; Spicer, 1985) (Dodson & Silva-Briano, 1996). En el estado de Aguascalientes se han obtenido muestras de zooplancton en cerca de 500 localidades (de 1987 a 1993), muchas de las cuales se han vuelto a muestrear en los años siguientes (Silva-Briano, 2008).

2.1 Rotífera

Aunque algunas especies de México fueron registradas inicialmente por Haring, y Haring & Myers en sus trabajos alrededor de 1910, fue el trabajo de Sámano (1931) el primero dedicado exclusivamente a los rotíferos encontrados en México. Ahlstrom (1932) reportó 62 especies de rotíferos de cuatro localidades de México, y su trabajo es quizás la contribución temprana más importante al conocimiento de los rotíferos mexicanos.

Brehm (1932) describió *Keratella stipitata* y otras especies encontradas en el Lago Pátzcuaro. Carlin (1935) reportó 47 especies, formas y variedades que incluyen muchas especies no mencionadas por Ahlstrom (1932). Una serie de trabajos de Sámano (1931, 1936), y Hoffman & Sámano (1938a, 1938b) realizados en la parte Centro Sur de México aportaron 14 nuevos registros de rotíferos para México. Osorio (1942) realizó un amplio estudio de muestras de muchas localidades de todo México, como una revisión de los trabajos

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

anteriores. Como resultado describió 122 taxones diferentes de rotíferos (especies, formas y variedades) de México. También señaló la importancia del género *Brachionus* en México, o su importante frecuencia y variaciones en morfología y tamaño.

Flores-Tena y colaboradores realizaron los que se consideran los primeros estudios sobre Rotíferos en Aguascalientes. Realizaron estudios limnológicos de algunos embalses del estado, entre ellos están las siguientes presas: Calles (Flores-Tena, 1982; Flores-Tena & Martínez, 1993); Media Luna (Flores-Tena & Martínez, 1983; Flores-Tena & Martínez, 1993; Flores-Tena y Silva-Briano, 1995); El Niágara (Flores-Tena y Martínez, 1983; Flores-Tena y Martínez, 1993); El Saucillo (Flores-Tena y Martínez, 1993), entre otras. Gracias a dichos estudios se reportaron aproximadamente quince especies pertenecientes a diez géneros de rotíferos para el Estado (Rico-Martínez, 2008). Cabe destacar el estudio hecho por Rico-Martínez y Silva-Briano (1993), en el cual realizaron una importante contribución del conocimiento de rotíferos de México. Actualmente se han descrito tres especies nuevas de rotíferos para la ciencia en Aguascalientes: 1) *Brachionus araceliae*, 2) *Brachionus josefinae* y 3) *Keratella mexicana* (Silva-Briano et al. 2015).

2.2 Cladocera

Los primeros reportes de cladóceros en México fueron reportados por Juday (1915) obtenidos de muestras litorales. Van de Velde et al., (1978) proporcionaron una lista de 25 especies de cladóceros litorales y pelágicos del extremo sur de México. Frey (1982) proporcionó una lista de especies y una bibliografía anotada de los cladóceros de México, y observó que existen serios problemas con la taxonomía de los estudios anteriores.

La biodiversidad de cladóceros en México ha sido estudiada en las últimas décadas (Ciros-Pérez & Elías-Gutiérrez, 1997; Elías-Gutiérrez et al., 1997, 1999, 2001, 2006, 2008ab; Kotov & Elías-Gutiérrez, 2002, 2004; Kotov et al., 2003; Elías-Gutiérrez & Valdez-Moreno, 2008). En 1996 fue descrita la primera especie mexicana nueva de cladóceros para la ciencia, *Macrothrix mexicanus* por Cirós-Pérez et al., (1996) a partir de dicho trabajo se incrementaron los trabajos científicos sobre todo en el área taxonómica, generalmente por investigadores mexicanos.

El estudio de los cladóceros del estado de Aguascalientes ha permitido descubrir siete especies nuevas para la ciencia. El género *Macrothrix* está especialmente bien representado con cuatro especies nuevas para la ciencia: *Macrothrix agsensis*, *M. mexicanus*, *M. sierrafriatensis* y *M. smirnovi*. El género *Alona* contribuyó con dos especies nuevas para la ciencia: *Alona aguascalentensis* y *A. anamariae* y el género *Karualona* aportó la especie *K. penuelasi* (Silva-Briano et al., 2015).

2.3 Copepoda

Wilson (1936) reportó los primeros copépodos para el estado de Yucatán, y Brehm (1955) para el área de la Ciudad de México. Lindberg (1954) analizó muestras de zooplancton en busca de copépodos ciclopoideos de colecciones tomadas por biólogos pesqueros en varias partes de México.

La fauna de copépodos de agua dulce del estado de Aguascalientes, en el centro de México, ha sido investigada (Dodson & Silva-Briano 1996, Silva-Briano & Suárez-Morales, 1998) habiéndose reportado dos familias y 33 especies (Dodson & Silva-Briano, 1996; Dos Santos-Silva-Briano et al., 1996; Silva-Briano & Suárez-Morales, 1998). A principios de octubre de 2000, el autor Silva-Briano recogió muestras de zooplancton en la zona norte de Aguascalientes y se obtuvieron varios copépodos diatómidos machos y hembras (Silva-Briano & Suárez-Morales, 2010). En Aguascalientes se han encontrado cuatro especies nuevas para la ciencia: 1) *Acanthocyclops dodsoni*, 2) *A. marceloi*, 3) *A. caesariatus* y 4) *Paracyclops hirsutus* (Silva-Briano et al., 2015).

La presente investigación muestra el primer acercamiento al estudio de las especies de Rotífera, Cladocera y Copepoda de cuerpos de agua urbanos en la ciudad de Aguascalientes, esto quiere decir que son cuerpos de agua artificiales, de origen antropogénico, lo cual representa diferentes condiciones para las especies que los habitan a diferencia del zooplancton de lagos, presas, charcas temporales, estanques los cuales son de origen natural.

2.4 Toxicología

Los rotíferos han sido utilizados en la toxicología acuática para evaluar los efectos adversos de contaminantes químicos y muestras ambientales en condiciones tanto de laboratorio como de campo. Rotíferos del género *Brachionus* se han empleado para medir la toxicidad de metales pesados como el cadmio (Cd) y el plomo (Pb) en ecosistemas acuáticos (Snell & Janssen, 1995), además, han sido utilizados en pruebas de toxicidad con compuestos orgánicos y plaguicidas (Ferrando & Andreu-Moliner, 1992; Rico-Martínez et al., 2013). El trabajo de Álvarez-Manzaneda & De Vicente, (2017) analizó los efectos tóxicos de partículas magnéticas de hierro empleadas en la restauración de lagos sobre el crecimiento de *Chlorella* sp. y la mortalidad de *B. calyciflorus*, sugiriendo que su uso podría tener efectos mínimos en estos organismos.

Los cladóceros, especialmente del género *Daphnia*, son ampliamente utilizados para evaluar la toxicidad del agua debido a su sensibilidad a contaminantes como metales pesados, pesticidas y compuestos orgánicos. *Daphnia pulex* y *Daphnia magna* son extremadamente sensibles a pesticidas como organofosforados y piretroides, por lo que su mortalidad en bioensayos se usa para evaluar la toxicidad del agua en ecosistemas agrícolas (Barata et al., 2005).

De igual manera la especie *D. magna* ha sido empleada en bioensayos estandarizados para evaluar la toxicidad de contaminantes emergentes como los microplásticos y los productos farmacéuticos (Iannacone & Alvaríño, 2019), asimismo, estudios han demostrado su sensibilidad a los metales pesados, como el mercurio (Hg) y el arsénico (As) (Barata et al., 2006). Otro estudio realizado por Newton et al., (2013) evaluó el impacto de los nanomateriales en *Daphnia magna*, encontrando que las nanopartículas de plata inducen estrés oxidativo y reducen la tasa de reproducción.

El copépodo harpacticóide *Acartia tonsa* se ha aplicado para en estudios de toxicidad por hidrocarburos y derrames de petróleo, mostrando cambios en la movilidad y reproducción en ambientes contaminados, también exhibe una respuesta significativa a la presencia de cadmio, plomo y mercurio, con alteraciones en su tasa de alimentación, reproducción y supervivencia (Leandro et al., 2018). El estudio de Forget et al. (2003) analizó la acción

conjunta de combinaciones de contaminantes (pesticidas y metales) sobre la supervivencia y la actividad de la acetilcolinesterasa de *Tigriopus brevicornis*. Este estudio destaca la sensibilidad de la especie a diversos contaminantes y su potencial como bioindicador en entornos marinos.

En Aguascalientes se han realizado importantes investigaciones sobre toxicología acuática aplicada a especies de zooplancton, particularmente a rotíferos y cladóceros. Se han desarrollado pruebas toxicológicas con metales como: plomo, cadmio, cobre, cromo, mercurio, titanio y compuestos orgánicos como lo son el benceno, etilacetato y tolueno utilizando especies de cladóceros como *Daphnia magna*, y especies nativas como *Daphnia pulex* y *Simocephalus vetulus* (Santos-Medrano & Rico-Martínez, 2018).

También se han elaborado pruebas de toxicidad utilizando la inhibición de la esterasa como biomarcador en tres especies del género *Lecane* (Pérez-Legaspi et al., 2002), así como la susceptibilidad de éste mismo género con seis metales y cuatro tóxicos orgánicos mediante un ensayo fluorométrico basado en la inhibición de la actividad de la enzima fosfolipasa A2 (Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2003). En otro estudio, tres especies de rotíferos, *Lecane hamata*, *L. luna* y *L. quadridentata*, fueron sometidas a pruebas de toxicidad aguda para comparar su susceptibilidad a 11 tóxicos: acetona, benceno, cadmio, cromo, cobre, etilacetato, cloruro de mercurio, plomo, titanio, tolueno y acetato de vinilo (Pérez-Legaspi & Rico-Martínez, 2001).

Además, también realizaron pruebas de toxicidad aguda con cinco metales (aluminio, cadmio, hierro, plomo y zinc) para determinar los valores CL50 en dos especies de rotíferos dulceacuícolas: *Asplanchna brightwellii* y su presa *Brachionus calyciflorus* (Santos-Medrano & Rico-Martínez, 2013). Alvarado-Flores et al., (2015) observaron alteraciones morfológicas en el rotífero de agua dulce *Brachionus calyciflorus* causadas por la exposición crónica a la vinclozolina, la cual es una sustancia que se utiliza como fungicida. Tovar-Aguilar et al., (2019) revisaron los efectos del diclofenaco en el rotífero dulciacuícola *Lecane papuana*. Torres et al., 2010 realizaron ensayos de toxicidad aguda de *Lecane quadridentata* para evaluar los efectos tóxicos de determinados metales como el aluminio, hierro y zinc.

Rubio-Franchini & Rico-Martínez, (2011) mostraron la biomagnificación del plomo en depredadores invertebrados a partir de experimentos de laboratorio y de campo. Este informe incluye datos de absorción atómica de la columna de agua, elutriados y zooplancton que demuestran que el plomo se biomagnifica en el embalse de El Niágara, México, y para las pruebas se utilizaron depredadores invertebrados como *Acanthocyclops robustus*, *Asplanchna brightwellii*, larvas de *Culex* sp, *Hyalella azteca*, *Moina micrura* y *Simocephalus vetulus*. En 2012 se elaboró un estudio de cómo se bioconcentra y distribuye el plomo en el rotífero *Brachionus calyciflorus* utilizando la histoquímica de metales para localizar gránulos de plomo (Alvarado-Flores et al., 2012).

También se han realizado estudios de toxicidad de metales con huevos de resistencia y su influencia en la tasa de eclosión, como es el estudio desarrollado por Guerrero-Jiménez et al., (2024) en la cual se investigó la resiliencia de las comunidades de rotíferos y cladóceros en cuatro embalses con contaminación por eutrofización y concentraciones de plomo en Aguascalientes a través de huevos de resistencia (efipios) de cladóceros y huevos diapáusicos de rotíferos, los resultados demostraron una disminución en la tasa de eclosión en todos los huevos diapáusicos de 57.5 a 22.5%, mientras que la tasa de supervivencia también disminuyó de 98 a 54% cuando los organismos fueron expuestos al agua de los reservorios e incrementando la concentración de plomo. En otro estudio Guerrero-Jiménez, (2020) analiza los huevos de resistencia de rotíferos y cladóceros, identificando características diagnósticas para la identificación de especies y evaluando el efecto de factores ambientales como la salinidad y la temperatura en la eclosión de estos huevos.

3. JUSTIFICACIÓN

El zooplancton se encuentra dentro de los grupos de organismos fundamentales en los sistemas acuáticos de agua dulce y salobres, es responsable de la producción secundaria, por lo que sostiene los niveles más altos de la red trófica. Tienen un papel central en la función de los ecosistemas acuáticos: regeneradores de nutrientes, control de las poblaciones de fitoplancton al alimentarse de ellos, microdepredadores de estados larvales de peces, teniendo un rol imprescindible en la dinámica de las poblaciones. Presenta gran importancia como bioindicador del estado trófico del ecosistema y de la calidad del agua, ya que son

altamente sensibles a los cambios en las variables como temperatura, pH, salinidad y oxígeno entre otras.

Los cambios que el zooplancton presenta, como variaciones en su morfología y su composición genética, tienen implicaciones ecológicas: un cambio en la morfología altera la interacción con sus depredadores, así como algún cambio en sus genes implica variaciones en sus procesos metabólicos y por lo tanto cambios en la dinámica y los parámetros fisicoquímicos del sistema acuático. Si se pretende entender los ecosistemas acuáticos y el manejo adecuado de los mismos, es prioritario conocer los pequeños organismos invisibles a simple vista, pero esenciales para el medio en el que habitan.

A pesar del número de estudios que se han elaborado acerca del zooplancton de agua dulce en el estado, no se han realizado investigaciones en cuanto a las especies que habitan en los cuerpos de agua urbanos, en los cuales se ha reportado que pueden albergar una cantidad importante de especies a pesar de encontrarse cerca de las actividades antropogénicas. De igual forma, los cuerpos de agua urbanos son artificiales por lo que, comparados con los cuerpos de agua naturales, presentan diferencias en cuanto a su estructura, vegetación y conectividad con otros cuerpos de agua. Por ello los organismos se encuentran en un hábitat con características particulares. Por lo tanto, es importante conocer la biodiversidad que presentan y cuáles son las condiciones fisicoquímicas en las cuales se desarrolla el zooplancton.

4. HIPÓTESIS

Los cuerpos de agua urbanos presentan diversidad de especies de los grupos taxonómicos bajo estudio de acuerdo con las condiciones ecológicas en las que se desarrollan. Es posible encontrar nuevos registros ya que no hay estudios previos sobre zooplancton de cuerpos de agua urbanos de la ciudad de Aguascalientes. La composición de cada grupo de zooplancton es diferente en cada temporada del año debido a los cambios en las variables ambientales como temperatura, oxígeno disuelto, pH, fosfatos y esto contribuye a que algunas especies sean visibles o no y emerjan en ciertas condiciones ambientales. De igual manera la diversidad beta es distinta debido a las características particulares de cada localidad bajo estudio, por lo que la composición específica es disímil. La sensibilidad que presenta el

zooplancton a los cambios en las variables ambientales en el agua permite utilizarlos como bioindicadores de la calidad del agua.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo General

Generar un listado de especies de zooplancton perteneciente a los grupos Rotifera, Cladocera y Copepoda de los cuerpos de agua urbanos de los parques recreativos de la ciudad de Aguascalientes, así como conocer las variables ambientales del medio en el que desarrollan y cómo se relacionan con las comunidades de zooplancton durante el año de estudio. De igual manera se llevará a cabo un análisis de diversidad del zooplancton con el fin de conocer las diferencias y/o similitudes de especies entre los sitios bajo estudio.

5.2 Objetivos Particulares

- 1) Elaborar una lista taxonómica de las especies observadas de los grupos Rotifera, Cladocera y Copepoda de los cuerpos de agua urbanos de la ciudad de Aguascalientes.
- 2) Incrementar el número de especies registradas previamente.
- 3) Presentar nuevos registros de especies de zooplancton para Aguascalientes.
- 4) Elaborar un atlas fotográfico de las especies observadas durante el estudio.
- 5) Analizar las variables ambientales de los cuerpos de agua bajo estudio y determinar la relación entre las variables ambientales y las especies observadas mediante un Análisis Canónico de Correspondencias (ACC).
- 6) Conocer los cambios en las poblaciones de zooplancton debido a la sucesión estacional.
- 7) Determinar la diversidad alfa y beta para cada lugar de estudio y describir las diferencias entre los sitios en términos de composición específica.
- 8) Realizar un bioensayo de toxicología acuática con el cladócono *Simocephalus mixtus* a través de la exposición de los huevos de resistencia (efipios) a distintas concentraciones de plomo.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Descripción y ubicación del área de estudio

El estado de Aguascalientes se localiza en la parte central de la República Mexicana (Fig. 4), entre los meridianos 101°53' y 102°52' de longitud oeste y los paralelos 22°27' y 21°28' de latitud norte, con una superficie de 5 680.33 km² (568 033 ha). Con base en el sistema de clasificación climática de Köppen, modificado por García (1973), en Aguascalientes predominan los tipos de climas semisecos, que forman parte del grupo de climas secos, los cuales cubren poco más del 86% de la superficie estatal. La ciudad de Aguascalientes es la capital del estado y la ciudad más poblada con cerca del 80% de la población estatal viviendo en la zona metropolitana.

El estudio se llevó a cabo en los siguientes parques recreacionales de la ciudad: 1) Rodolfo Landeros (RL-E1: estación 1; RL-E2: estación 2) (21°51'6.84''N, 102°17'15.80''O), 2) Isla San Marcos (ISM-E1: estación 1; ISM-E2: estación 2) (21°51'43.05''N, 102°19'16.16''O), 3) El Cedazo (CE-E1: estación 1; CE-E2: estación 2) (21°52'03.63''N, 102°15'29.77''O) y una estación para los cuerpos de agua pequeños: 4) Hidalgo (HID) (21°52'47.09''N, 102°16'59.65''O), 5) Pulgas Pandas (PP) (21°54'51.61''N, 102°18'0.02''O) y 6) Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA) (21°54'42.15''N, 102°18'57.54''O). Todos los cuerpos de agua están asociados a plantas tratadoras de agua a excepción del parque Hidalgo (HID) el cual depende de las lluvias durante el año y la estación 1 del parque Rodolfo Landeros en el cual se utiliza agua de pozo para su llenado. Los cuerpos de agua se seleccionaron bajo el criterio de que se encuentran dentro de la mancha urbana y son de origen antropogénico.

Localidades

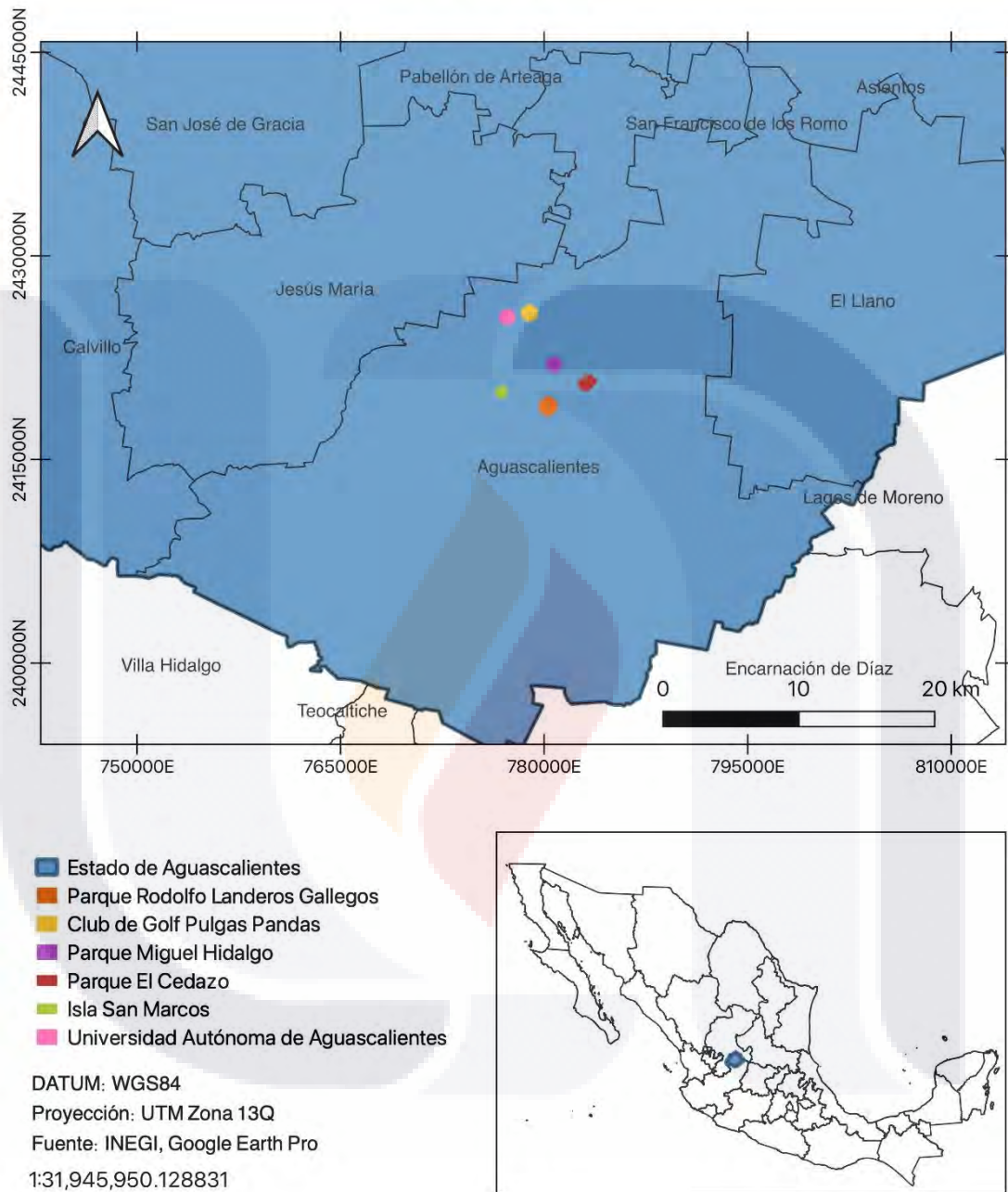


Figura 4. Área de estudio

6.1.1 Parque Rodolfo Landeros (RL)

Inaugurado en mayo de 1989, este centro de educación y cultura ambiental está ubicado al sur de la ciudad, tiene una superficie de 88 hectáreas, de las cuales 70 son prados y áreas verdes pobladas de álamos y eucaliptos, cuenta con un lago artificial con embarcadero con fauna de carpas y patos (Fig. 5). Una parte del lago es abastecida con agua de pozo y para la otra parte del lago se utiliza agua proveniente de la planta tratadora de agua ubicada en el mismo parque. El centro cuenta con el área verde pública de mayor extensión de la ciudad y es uno de los principales lugares de esparcimiento y recreación de la entidad. En este centro se realizan proyectos y acciones enfocadas al cuidado y conservación de la biodiversidad.



Figura 5. Parque Rodolfo Landeros (RL). Imagen satelital (a), estación 1 (b), estación 2 (c).

6.1.2 Isla San Marcos (ISM)

Este cuerpo de agua tiene un área de 44 hectáreas donde se encuentra el lago artificial con fuentes y un islote (Fig. 6), utiliza agua de pozo para su llenado. Las áreas verdes son extensas y se riegan con agua proveniente de una de las plantas tratadoras de la ciudad. Es un espacio de recreación importante para la ciudad ya que se realizan diversas festividades y eventos durante el año por lo que presenta importante afluencia.



Figura 6. Isla San Marcos (ISM). Imagen satelital (a), estación 1 (b), estación 2 (c).

6.1.3 Parque El Cedazo (CE)

El parque inició en el año 1996 con la finalidad de rescatar el área de manantial, conocida como El Cedazo (Fig. 7). Es un canal de tierra con una capacidad de $637,834 \text{ m}^3$, con una cortina de mampostería rígida con dimensiones de 12m de altura y una longitud de 278 m. El parque cuenta con planta tratadora de agua que contribuye con el llenado del cuerpo de agua. Actualmente es uno de los lugares predilectos para la práctica de deportes y esparcimiento de la población; el parque también albergó El Caracol, el único centro paleontológico que había en el estado, el cual ya no ya no existe actualmente.



Figura 7. Centro recreativo El Cedazo (CE). Imagen satelital (a), estación 1 (b), estación 2 (c).

6.1.4 Parque Hidalgo (HID)

El Parque Hidalgo es uno de los más tradicionales y el más antiguo del estado (Fig. 8). Ubicado en el centro de la ciudad, dicho centro cuenta con 3.5 hectáreas de extensión, poblado de grandes fresnos, además, es reconocido como un Zoológico Parque con permiso para el cuidado y manejo de animales. El llenado del lago artificial depende exclusivamente de la época de lluvias. En la última década cuenta con mayor afluencia de visitantes debido al mejoramiento que ha tenido en el mantenimiento de las áreas verdes e instancias en general.

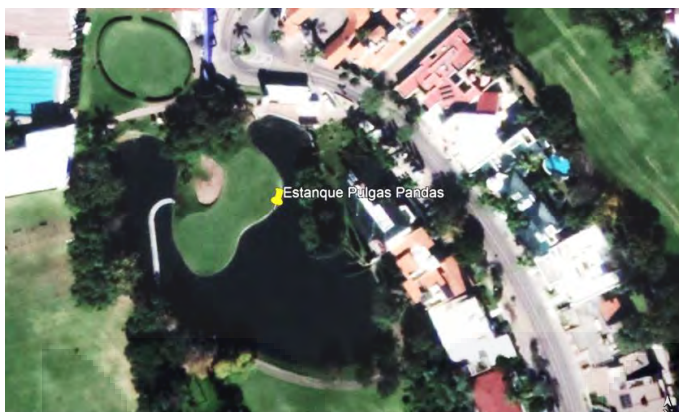


Figura 8. Parque Hidalgo (HID). Imagen satelital (a), única estación (b).

6.1.5 Club de golf Pulgas Pandas (PP)

Se ubica al norte de la ciudad. El lago se encuentra rodeado del campo de golf (Fig. 9) y es abastecido con agua proveniente de la pequeña planta tratadora de agua que posee el club. Cuenta con diversas actividades de recreación y casas de campo, por lo que siempre hay afluencia de personas.

(a)



(b)



Figura 9. Club de golf Pulgas Pandas (PP). Imagen satelital (a), única estación (b).

6.1.6 Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA)

Este lago se encuentra ubicado dentro de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (Fig. 10) y es abastecido por la planta tratadora de agua de la misma universidad. Alberga poblaciones de peces, tortugas, patos y está cubierto de vegetación a lo largo de su cauce.

(a)



(b)



Figura 10. Estanque recreativo de la Universidad Autónoma de Aguascalientes. Imagen satelital (a), única estación (b).

6.2 Trabajo de campo

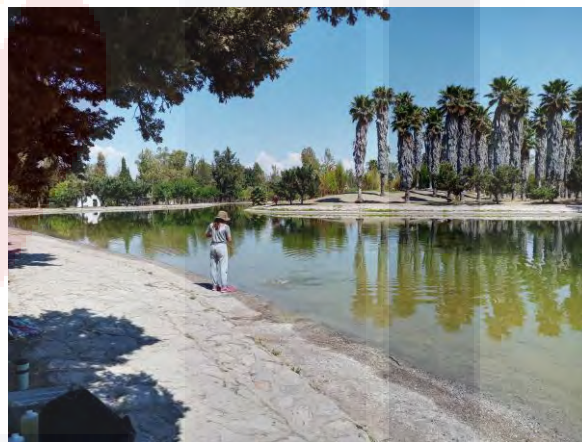
6.2.1 Muestreo

Se realizaron cuatro muestreos en el período de un año (Fig. 11). Los especímenes fueron colectados en los meses de noviembre de 2020, enero, abril y julio de 2021 con el objetivo de cubrir las cuatro temporadas del año (primavera, verano, otoño e invierno). Los muestreos se tomaron tanto en la zona litoral como limnética de los cuerpos de agua con una red de zooplancton con apertura de 54 micras. Posteriormente se depositaron en bolsas estériles marca Nasco Whirl-pak (Fig. 11, e) con los datos del lugar, fecha y colector. Se asignaron dos estaciones de muestreo para los cuerpos de agua más grandes: Rodolfo Landeros (RL), Isla San Marcos (ISM), Cedazo (CE) y una estación para los pequeños: Parque Hidalgo (HI), Club de golf Pulgas Pandas (PP) y Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA).

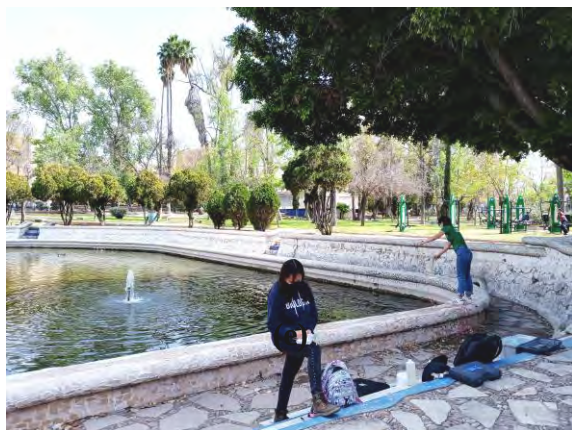
(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



Figura 11. Muestreos en Isla San Marcos (a) y (d), Rodolfo Landeros (b), Hidalgo (c), bolsas estériles Nasco Whirl-pak (e).

6.2.2 Medición de las variables ambientales

Las muestras de agua para los análisis de las variables ambientales (Fig. 12) se tomaron con botellas de plástico de 1 litro (Fig. 12, a), las cuales se guardaron en una hielera durante el trayecto para protegerlas de la luz solar y conservarlas en frío, para posteriormente realizar los análisis correspondientes en el laboratorio.

Las variables de temperatura, pH, conductividad, sólidos totales disueltos (TDS) fueron medidos *in situ* a través de una sonda multiparamétrica Yellow Spring Instruments Modelo 556 MPS (Fig. 12, c) y el oxígeno disuelto (DO) con un DO 6+ Dissolved Oxygen/Temp (Fig. 12, d). Nitrato, fosfatos, cloruros y dureza total se midieron con un fotómetro YSI 9100 Water Test (Fig. 12, b), utilizando reactivos Palintest: amonio (NH_4) 0-1 mg/L N, nitritos (NO_2^-) 0-0.5 mg/L N, nitratos (nitrate) 0-20 mg/L N, fosfatos (PO_4) 0-4 mg/L #1 and #2, cloruros (chloridol) 0-500 000 mg/L NaCl, Dureza total 0-500 mg/L CaCO_3 (calcicol No.1 and No.2). La medición de la Demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno DBO fue a través del Método Winkler y la cuantificación de la Clorofila α a través del Método Tricromático.

(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



Figura 12. Medición de variables ambientales. Botella de plástico de 1 litro (a), fotómetro YSI 9100 Water Test (b), sonda multiparamétrica Yellow Spring Instruments Modelo 556 MPS (c), sonda DO 6+ Dissolved Oxygen/Temp (d), registro de datos obtenidos (e).

6.3 Trabajo de Laboratorio

6.3.1 Especímenes

El material biológico se conservó en frascos de plástico de 125 ml con una solución de formaldehído al 4% los cuales fueron etiquetados formalmente con los datos de la localidad, fecha y colector (Fig. 13, a). En cada muestreo se observaron las muestras primeramente en el estereoscopio (Fig. 13, c) y microscopio óptico (Fig. 13, d) para reconocer los organismos

presentes en la muestra. Las fotografías fueron tomadas con un microscopio compuesto NIKON ECLIPSE equipado con una cámara digital Sight DS-L3 (Fig. 13, b), las imágenes de microscopía de barrido se obtuvieron con un microscopio JEOL LV5900; la observación general de las muestras y las disecciones para la identificación taxonómica se realizaron con un estereoscopio Nikon SMZ18 (Fig. 13, c) con ayuda de agujas de disección de tungsteno (Fig. 13, e).



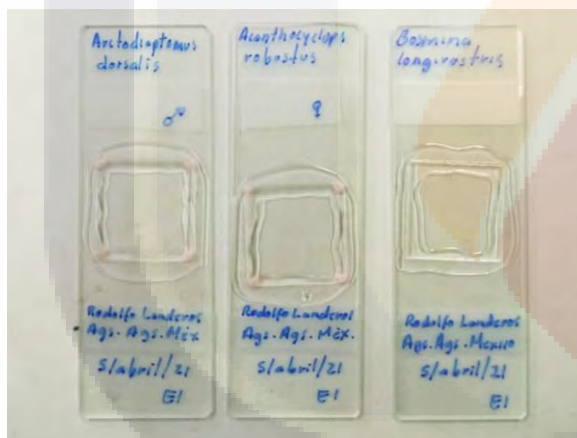
Figura 13. Muestras de zooplancton fijadas con formaldehído al 4% (a), microscopio compuesto NIKON ECLIPSE (b), estereoscopio Nikon SMZ18 (c), microscopio óptico LEICA (d), agujas de disección (e).

6.3.2 Análisis taxonómico y elaboración de laminillas

Los organismos se identificaron con claves taxonómicas especializadas para cada grupo de zooplancton (Koste, 1978; Segers, 1995; Suárez-Morales et al., 1996; Silva-Briano & Suárez-Morales, 1998; Nogrady & Segers, 2002; Elías-Gutiérrez et al., 2008a,b; Mercado & Suárez, 2011; Reid, 2015; Wallace et al., 2016; Sarma & Nandini, 2017; Rogers et al., 2020).

Para llevar a cabo la correcta identificación de los organismos también se elaboraron laminillas para observar los caracteres taxonómicos de manera detallada (Fig. 14, a); fueron etiquetadas con la especie correspondiente, fecha de elaboración y persona que las elaboró para posteriormente guardarlas en cajas de almacenamiento especiales para su correcta conservación (Fig. 14, b). Las laminillas permiten la preservación del organismo de manera individual y de partes anatómicas relevantes para su identificación.

(a)



(b)



Figura 14. Preparación de laminillas de distintas especies de zooplancton (a), almacenamiento de las laminillas en cajas especiales para su conservación (b).

6.3.3 Abundancia del zooplancton

Se realizó con el objetivo de cuantificar los organismos de cada especie que se encontraron en cada sitio de colecta en las distintas temporadas del año. Esto nos permite conocer la dinámica de las poblaciones en cuanto a su relación con las variables ambientales y los cambios debido a la sucesión estacional.

El conteo de los organismos se llevó a cabo mediante una cámara de Bogorov (Fig. 15). Para cada una de las muestras se tomaron tres alícuotas de 1 ml y se reportó el promedio de los organismos encontrados en los tres conteos. El resultado del número de organismos por metro cúbico (org/m^3) se obtuvo mediante la siguiente fórmula:

$$[((n/3) * V_c) / V_f] * 1000$$

Donde:

n = promedio de individuos obtenido de las tres alícuotas.

V_c = volumen de la muestra concentrada.

V_f = volumen del filtrado.

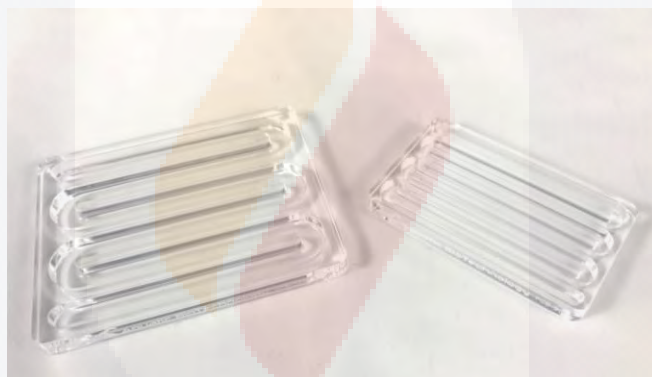


Figura 15. Cámara de Bogorov

6.4 Análisis de Diversidad

Para evaluar la diversidad de los tres grupos de zooplancton se llevó a cabo: 1) un análisis de diversidad alfa para cada sitio de colecta considerando la riqueza, análisis de la curva de acumulación de especies y aplicación de índices no paramétricos, 2) un análisis de diversidad beta entre las localidades con el fin de conocer las diferencias (disimilitud) en cuanto a la composición específica y 3) un análisis de complementariedad.

La diversidad alfa (α) se analizó mediante la riqueza y la aplicación de los índices no paramétricos Chao2 y Jack2 para estimar el número máximo de riqueza de especies de

zooplancton de cada localidad. Chao 2 considera las especies observadas exactamente en una y dos unidades de muestreo, mientras que Jack 2 tiene en cuenta las especies presentes en dos unidades de muestreo. La diversidad beta (β) espacial y temporal se calculó con los índices cualitativos de Sørensen (IS), obteniendo primero el coeficiente de similitud y restando después 1 para obtener la disimilitud entre muestras. $IS = 2c / a + b$. Donde a es el número de especies presentes en el sitio A, b es el número de especies presentes en el sitio B y c es el número de especies presentes tanto en el sitio A como en el B. Se utilizó el programa ESTIMATES 7.5 para aplicar el análisis.

Para obtener otro punto de comparación, se realizó un análisis de complementariedad expresado como $CAB = UAB / SAB$. Donde UAB corresponde al número de especies únicas en cualquiera de los dos sitios y SAB es la riqueza total para ambos sitios combinados expresada como $UAB = a + b - 2c$ y $SAB = a + b - c$. Todos los estimadores se calcularon utilizando el programa EstimateS ver. 9.1.0 (Colwell, 2013).

6.5 Índice de Diversidad de Shannon-Wiener

Se realizó el índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1977; Franco et al., 1985; Moreno, 2001) para cuantificar la biodiversidad específica. El índice refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa. Éste índice se ha utilizado ampliamente en estudios medioambientales para estimar la riqueza y abundancia de especies de los ecosistemas. El uso del índice funciona muy bien en situaciones comparativas; cuando se comparan dos o más entornos simultáneamente (Omayio & Mzungu, 2019).

6.6 Análisis Canónico de Correspondencias (CCA)

El CCA se realizó usando la versión 4.03 de PAST. Primero el análisis se llevó a cabo para el Conjunto de Localidades tomando en cuenta las variables ambientales y los géneros identificados durante el estudio y segundo, el análisis se realizó de manera individual para cada sitio considerando las variables ambientales, las especies identificadas y las temporadas del año en las cuales se llevó a cabo el muestreo. Se realizó con el propósito de relacionar las variables ambientales con la presencia de las especies de zooplancton en los cuerpos de agua. En cada una de las estaciones del año se presentan diferentes condiciones ambientales las

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

cuales ejercen un efecto directo en las especies ocasionando cambios en su abundancia y patrón de distribución. El análisis canónico de correspondencia es un análisis multivariado el cual provee información acerca de la influencia de los factores ambientales en la dinámica de los grupos de zooplancton.

6.7 Toxicología

Para el bioensayo de toxicología se realizó una concentración de efecto (CE50) utilizando huevos de resistencia (efipios) de la especie de cladócono *Simocephalus mixtus*, el cual es uno de los nuevos registros observados en la estación 1 del parque Rodolfo Landeros (RL-E1). Para obtener una muestra representativa del banco de huevos se seleccionaron tres puntos distintos de forma aleatoria, que incluyó la zona litoral y la zona más profunda del cuerpo de agua. La muestra se tomó con un cilindro que consta de una vara de 2 metros de largo y un tubo acrílico de 50 cm de largo (diámetro: 5.2 cm) (véase Vandekerkhove et al., 2005), se tomaron tres muestras de sedimento superficial (los primeros 3 cm) y se colocó en bolsas de plástico etiquetadas y cerradas herméticamente las cuales se transportaron en un recipiente hasta que se realizó el experimento en el laboratorio. Para separar los efipios de la muestra de sedimento se utilizó el método de flotación con azúcar de Onbe (1978) y modificado por Marcus (1990). Se realizaron 5 réplicas con 10 efipios por concentración (1, 2, 3, 4 y 5 mg/L plomo) más el control (sin concentración de plomo), lo que resultó en un total de 300 efipios, los cuales se colocaron individualmente en cajas de poliestireno de 96 pocillos con agua comercial Ciel, Coca Cola® para su eclosión.

7. RESULTADOS

7.1 Lista taxonómica del Conjunto de sitios

Se observó un total de 61 especies en los cuerpos de agua bajo estudio (Tab. 1) (Ver Atlas fotográfico, figs. 1-82). El grupo Rotifera fue el taxa más abundante con 40 especies distribuidas en 18 géneros pertenecientes a 13 familias (Collotheceidae, Hexarthridae, Trochosphaeridae, Testudinellidae, Asplanchnidae, Lepadellidae, Mytilinidae, Lecanidae, Ephiphanidae, Brachionidae, Trichocercidae, Synchaetidae, Notommatidae) seguido de Cladocera con 16 especies pertenecientes a 11 géneros distribuidos en 5 familias (Sididae, Daphniidae, Moinidae, Bosminidae, Chydoridae) y por último Copepoda con 5 especies, tres de ellas pertenecen al orden Calanoida dentro de la familia Diaptomidae distribuidas en tres géneros (*Arctodiaptomus*, *Leptodiaptomus* y *Mastigodiaptomus*), las otras dos especies corresponden al Orden Cyclopoida dentro de los géneros *Acanthocyclops* y *Macrocyclus* pertenecientes a la familia Cyclopidae (Fig. 16). Las especies de Rotifera representan el 66% del total de organismos observados, los cladóceros el 26% y los copépodos el 8% (Fig. 17).

Tabla 1. Lista de las especies identificadas de Zooplancton. Muestra las especies observadas en el Conjunto de Sitios. RL (Rodolfo Landeros), ISM (Isla San Marcos), CE (Cedazo), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes). E1= estación 1, E2=estación 2. x = presente. * Nuevos registros.

ESPECIES	PARQUES RECREATIVOS							Pulgas Pandas	UAA
	RL		ISM		CE		HID		
	E1	E2	E1	E2	E1	E2			
ROTIFERA									
Clase Eurotatoria									
Subclase Monogononta									
Orden Collotheceae									
Familia Collotheceidae									
<i>Collothea ornata</i> * Ehrenberg, 1830			x	x					
Orden Flosculariaceae									
Familia Hexarthridae									
<i>Hexarthra mira</i> Hudson, 1871								x	
Familia Trochosphaeridae									
<i>Filinia cornuta</i> Weisse, 1848							x		x
<i>F. longiseta</i> Ehrenberg, 1834							x		x
Familia Testudinellidae									

[illegible]

<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	x					x			x
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> Gosse, 1851	x		x	x		x		x	x
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851						x			
Familia Trichocercidae									
<i>Trichocerca pusilla</i> Jennings, 1903						x			
Familia Synchaetidae									
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	x	x			x	x		x	x
<i>P. remata</i> Skorikov, 1896								x	x
<i>P. vulgaris</i> Carlin, 1943							x		x
Familia Notommatidae									
<i>Cephalodella gibba</i> Ehrenberg, 1830	x						x		
CLADOCERA									
Clase Branchiopoda									
Orden Ctenopoda									
Familia Sididae									
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981	x	x							
<i>Sida crystallina</i> * O.F. Müller, 1776	x								
Orden Anomopoda									
Familia Daphniidae									
Subgénero <i>Ctenodaphnia</i>									
<i>Daphnia exilis</i> Herrick, 1895			x			x		x	
Subgénero <i>Daphnia</i>									
<i>Daphnia parvula</i> Fordyce, 1901	x	x							
<i>D. pulex</i> Leydig, 1860			x			x		x	
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894						x		x	
<i>C. laticaudata</i> P.E. Müller, 1868				x					
<i>C. reticulata</i> Jurine, 1820						x		x	
<i>Simocephalus mixtus</i> * O.F. Müller, 1776	x								
Familia Moinidae									
<i>Moina macrocopa</i> Straus, 1820. Sensus lato						x	x	x	x
<i>M. micrura</i> Kurz, 1974			x			x	x		x
Familia Bosminidae									
<i>Bosmina longirostris</i> O. F. Müller, 1776	x	x	x	x					

El género más representativo del grupo Rotifera fue *Lecane* con 10 especies (*Lecane arcula*, *L. bulla*, *L. closteroerca*, *L. decipiens*, *L. furcata*, *L. hamata*, *L. hornemanni*, *L. luna*, *L. lunaris*, *L. pyriformis*), para Cladocera fueron los géneros *Daphnia* con tres especies (*Daphnia exilis*, *D. parvula*, *D. pulex*) y *Ceriodaphnia* también con tres especies (*Ceriodaphnia dubia*, *C. laticaudata*, *C. reticulata*), para Copepoda, a diferencia de los dos grupos anteriores, todas las especies pertenecen a distintos géneros.

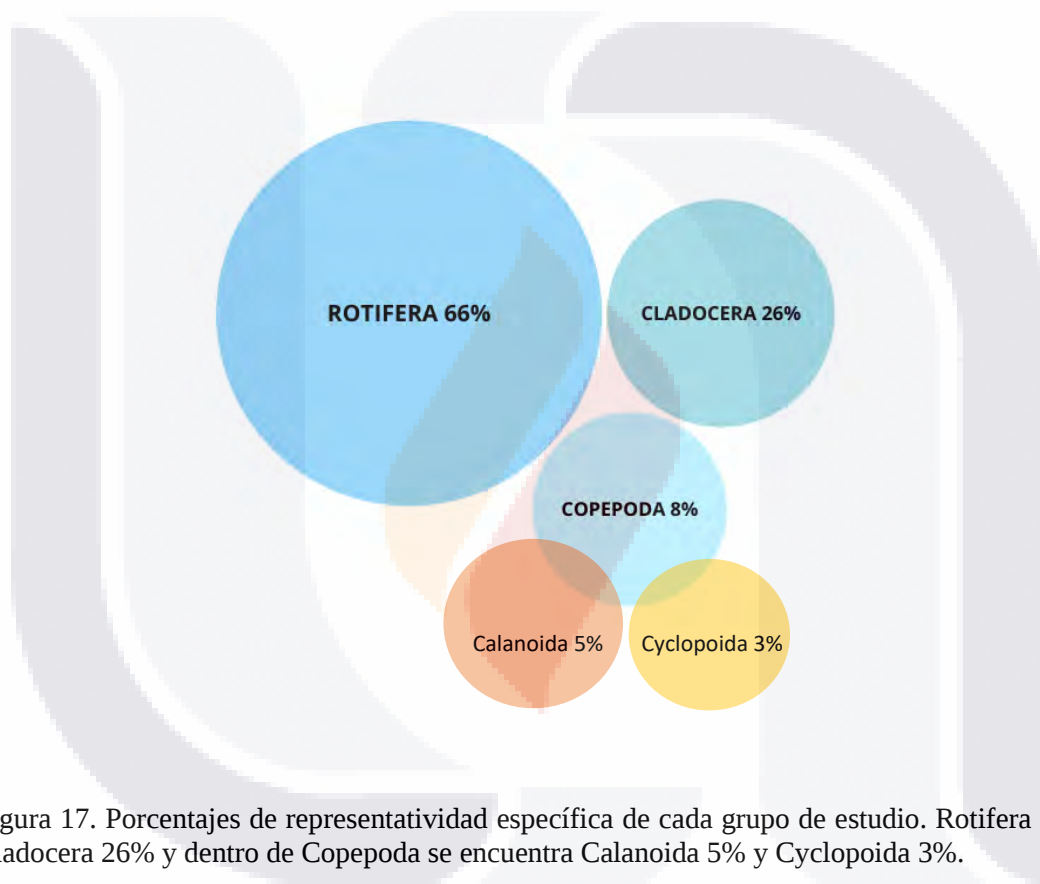


Figura 17. Porcentajes de representatividad específica de cada grupo de estudio. Rotifera con 66%, Cladocera 26% y dentro de Copepoda se encuentra Calanoida 5% y Cyclopoida 3%.

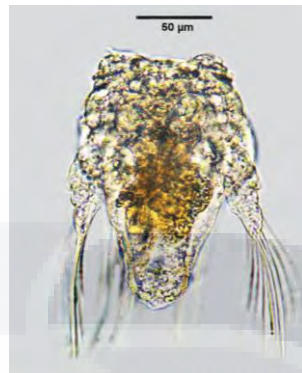
7.2 Atlas fotográfico de las especies de zooplancton identificadas durante el estudio.

7.2.1 Microscopía óptica

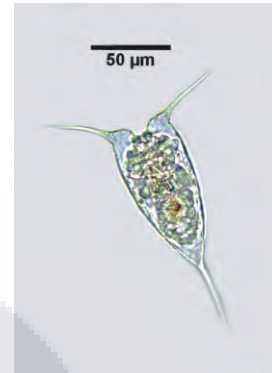
7.2.1.1 Rotifera (*nuevos registros)



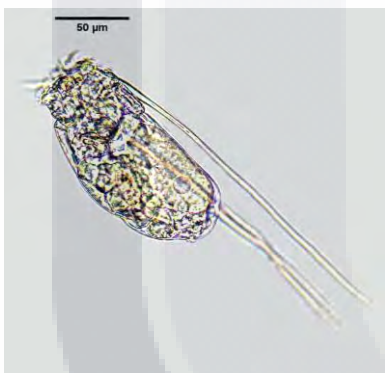
1. *Collotheca ornata* *



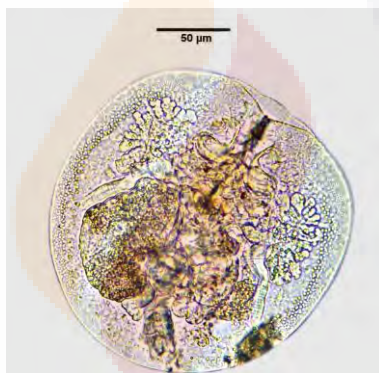
2. *Hexarthra mira*



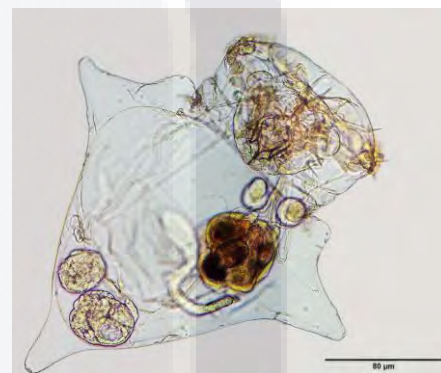
3. *Filinia cornuta*



4. *Filinia longiseta*



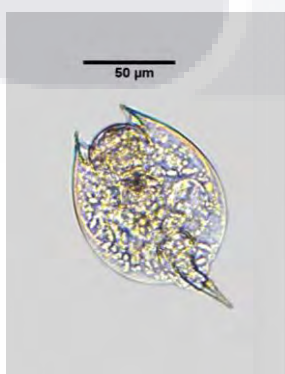
5. *Testudinella patina*



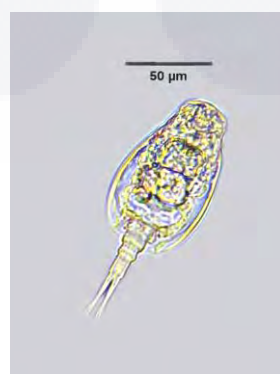
6. *Asplanchna sieboldii*



7. *Lepadella ehrenbergii* *



8. *Lepadella ovalis*



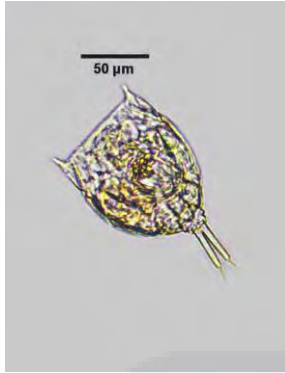
9. *Lepadella patella*



10. *Lophocharis salpina* *



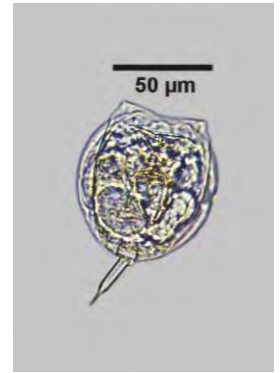
11. *Mytilina mucronata*



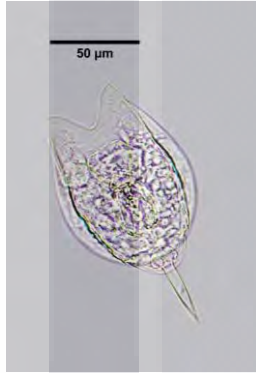
12. *Lecane arcula* *



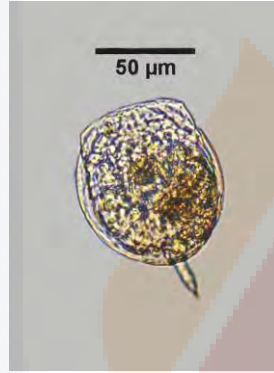
13. *Lecane bulla*



14. *Lecane closterocerca*



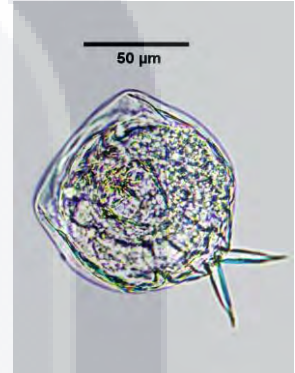
15. *Lecane decipiens* *



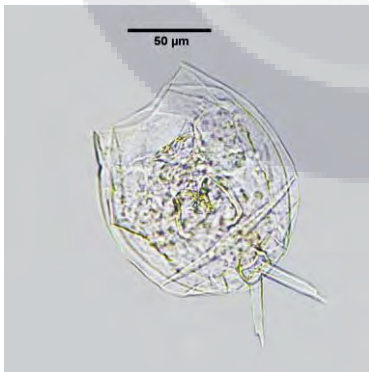
16. *Lecane furcata*



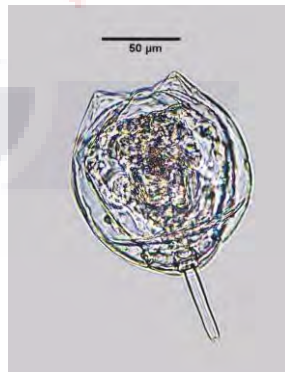
17. *Lecane hamata*



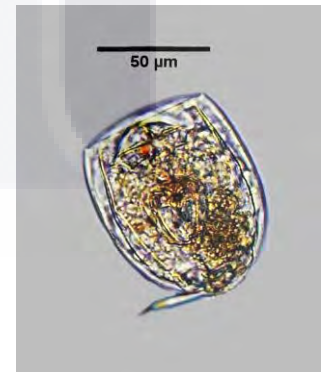
18. *Lecane hornemanni*



19. *Lecane luna*



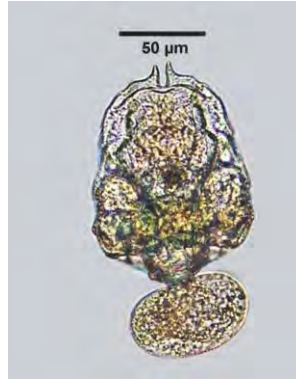
20. *Lecane lunaris*



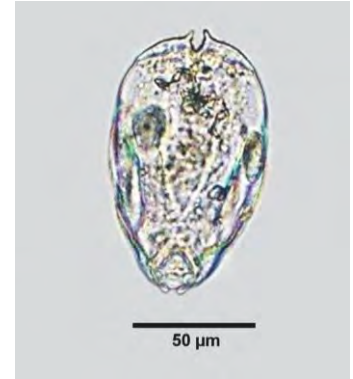
21. *Lecane pyriformis*



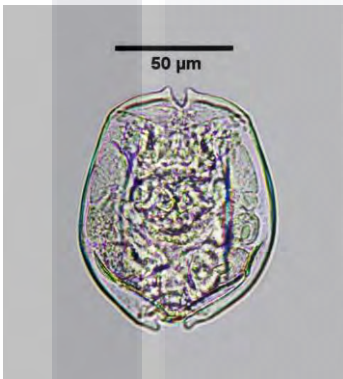
22. *Proalides tentaculatus* *



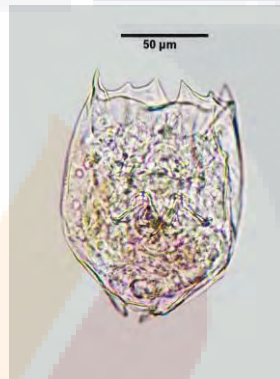
23. *Brachionus angularis* (a)



23. *Brachionus angularis* (b)



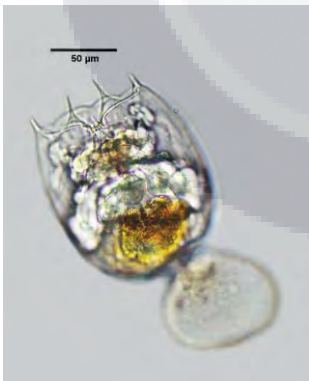
23. *Brachionus angularis* (c)



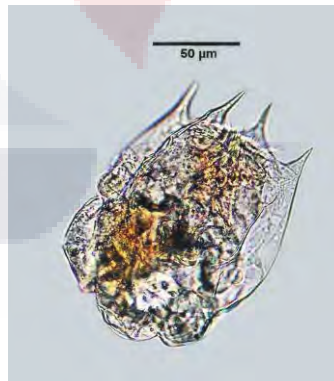
24. *Brachionus bidentatus* (a)



24. *Brachionus bidentatus* (b)



25. *Brachionus calyciflorus* (a)



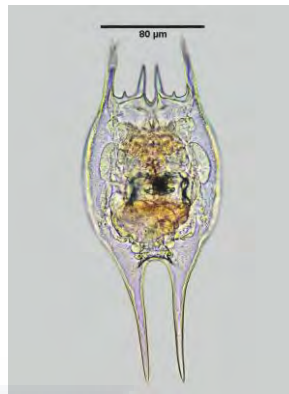
25. *Brachionus calyciflorus* (b)



26. *Brachionus caudatus*



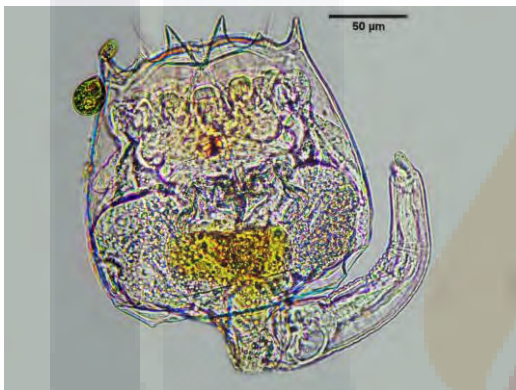
27. *Brachionus havanaensis* (a)



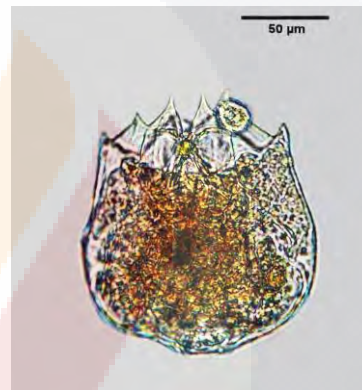
27. *Brachionus havanaensis* (b)



28. *Brachionus quadridentatus* (a)



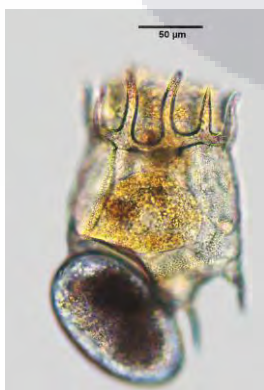
28. *Brachionus quadridentatus* (b)



29. *Brachionus rubens*



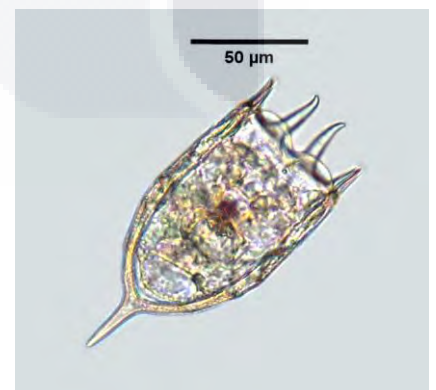
30. *Brachionus urceolaris*



31. *Plationus patulus*



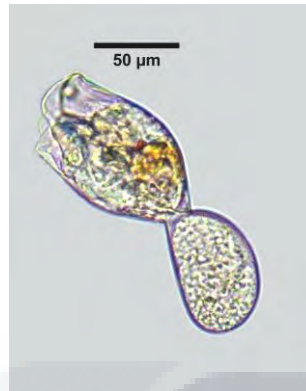
32. *Platytas quadricornis*



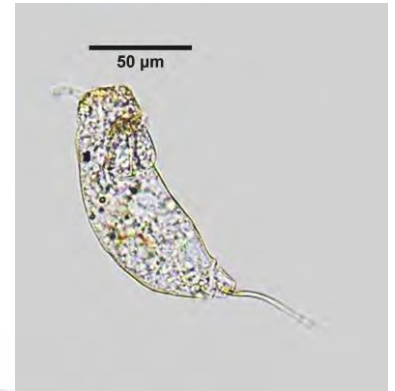
33. *Keratella cochlearis*



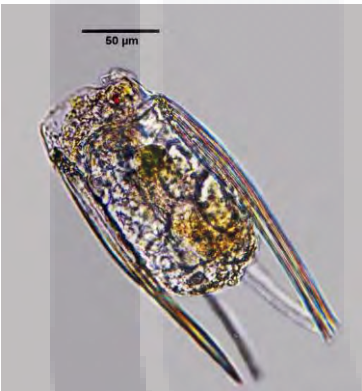
34. *Keratella cochlearis* var. *tecta*



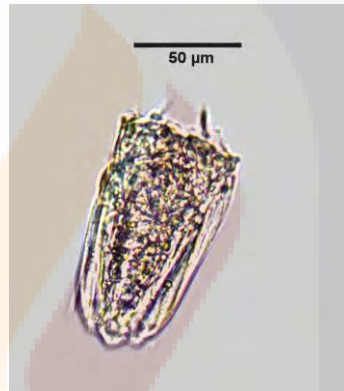
35. *Anuraeopsis fissa*



36. *Trichocerca pusilla*



37. *Polyarthra dolichoptera*



38. *Polyarthra remata*



39. *Polyarthra vulgaris*



40. *Cephalodella gibba*

7.2.1.2 Cladocera (*nuevos registros)



41. *Diaphanosoma birgei*



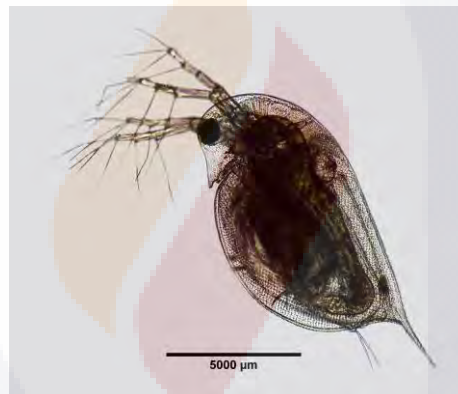
42. *Sida crystallina* *



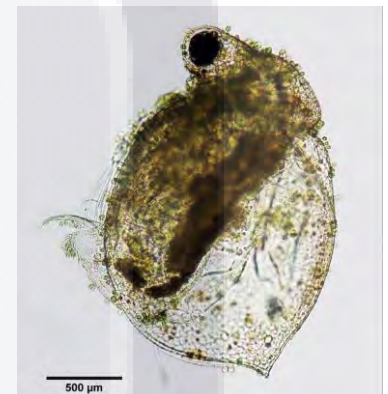
43. *Daphnia C. exilis*



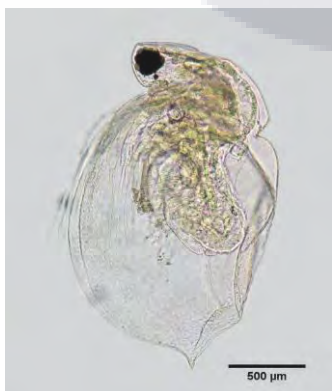
44. *Daphnia parvula*



45. *Daphnia pulex*



46. *Ceriodaphnia dubia*



47. *Ceriodaphnia laticaudata*



48. *Ceriodaphnia reticulata*



49. *Simocephalus mixtus* *



50. *Moina macrocopa* (hembra)



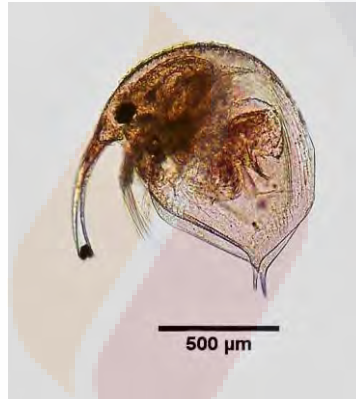
50. *Moina macrocopa* (macho)



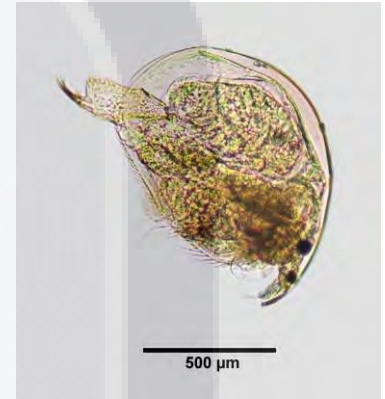
51. *Moina micrura* (hembra)



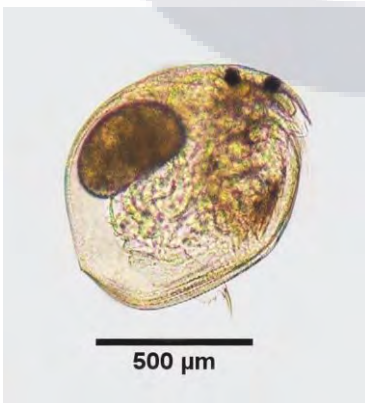
51. *Moina micrura* (macho)



52. *Bosmina longirostris*



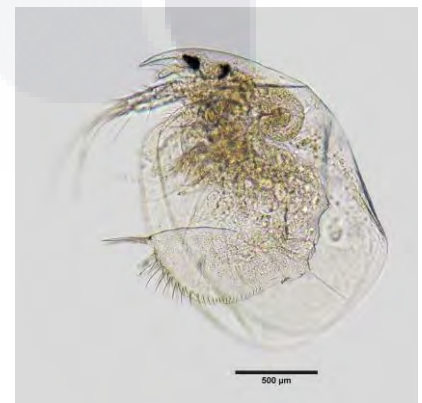
53. *Alona setulosa*



54. *Chydorus sphaericus*



55. *Dunhevedia crassa*



56. *Leydigia* cf. *striata* *

7.2.1.3 Copepoda

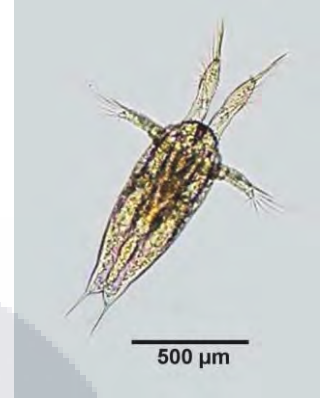
7.2.1.3.1 Calanoida



57. *Arctodiaptomus dorsalis*
(hembra)



57. *Arctodiaptomus dorsalis*
(macho)



57. *Arctodiaptomus dorsalis*
(nauplius)



58. *Leptodiaptomus siciloides*



59. *Mastigodiaptomus albuquerquensis*
(hembra)



59. *Mastigodiaptomus albuquerquensis*
(macho)

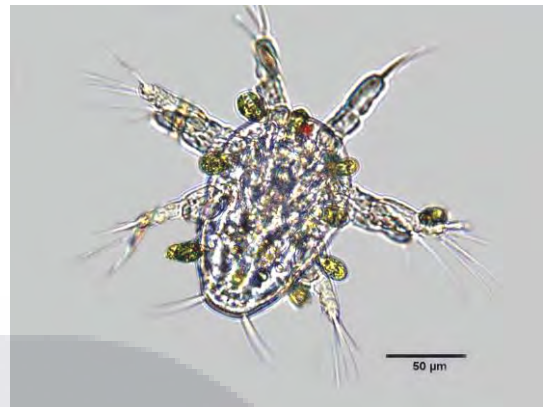
7.2.1.3.2 Cyclopoida



60. *Acanthocyclops robustus*
(hembra)



60. *Acanthocyclops robustus*
(macho)



60. *Acanthocyclops robustus*
(nauplius)

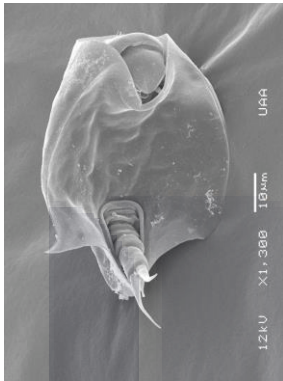


61. *Macrocyclus albidus*

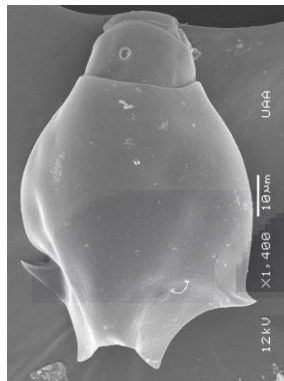
7.2.2 Microscopía de Barrido (SEM)

7.2.2.1 Rotífera

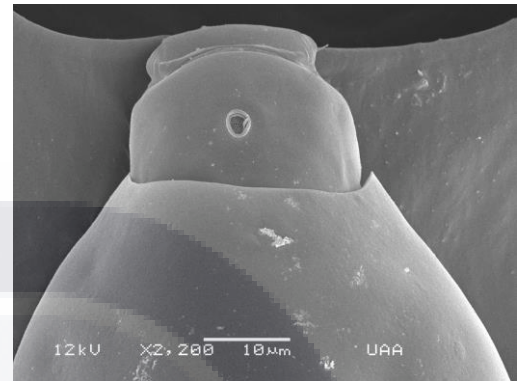
62. *Lepadella ehrenbergii* (nuevo registro)



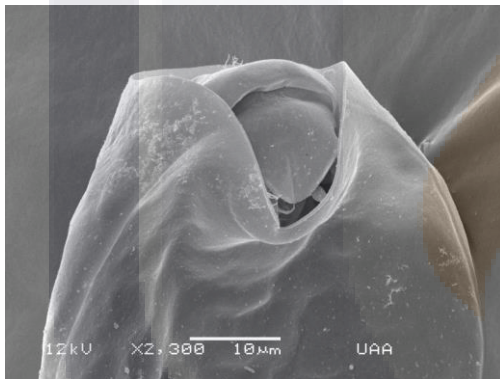
a) vista ventral



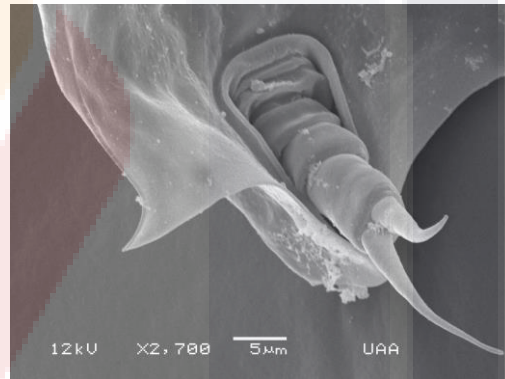
b) vista dorsal



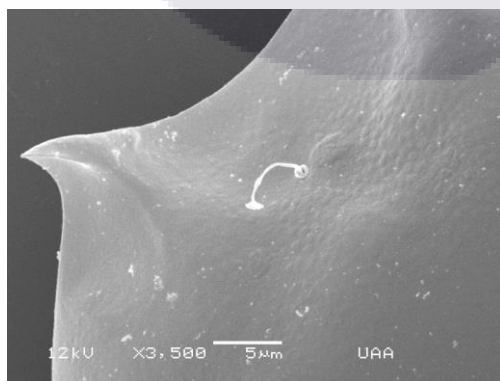
c) Detalle de parte dorsal superior



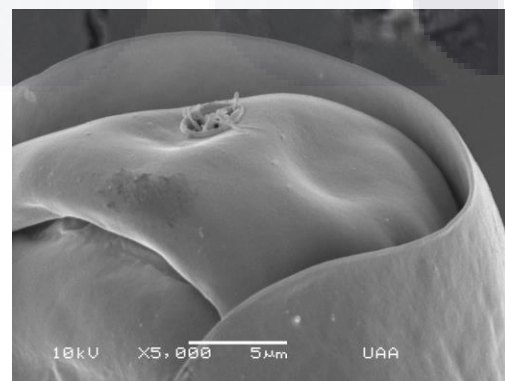
d) Detalle de parte ventral superior



e) Detalle del pie y dedos



f) Antena en la parte dorsal posterior



g) Antena en la parte anterior

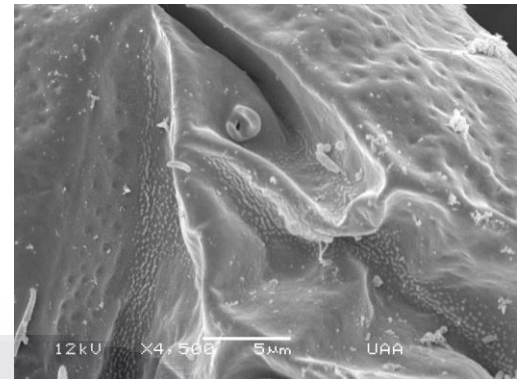
63. *Lecane bulla*



a) Vista ventral



b) Detalle del pie

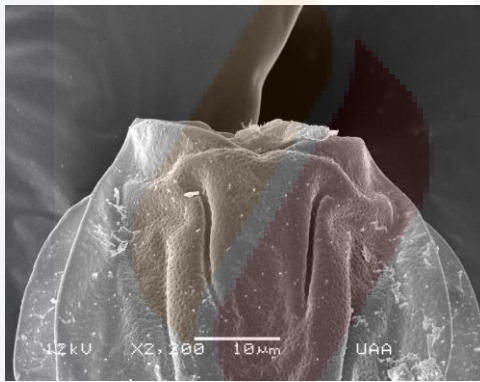


c) Detalle de antena lateral posterior

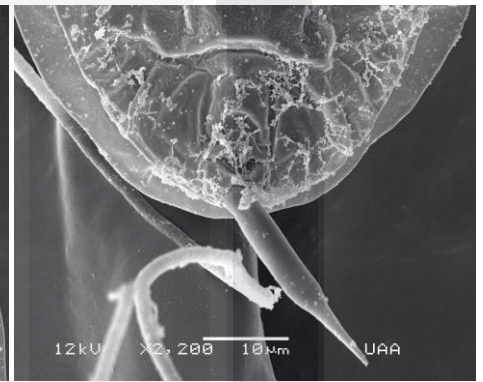
64. *Lecane closterocerca*



a) Vista ventral

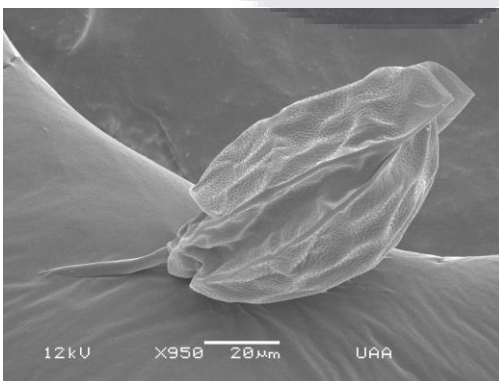


b) Detalle de parte anterior

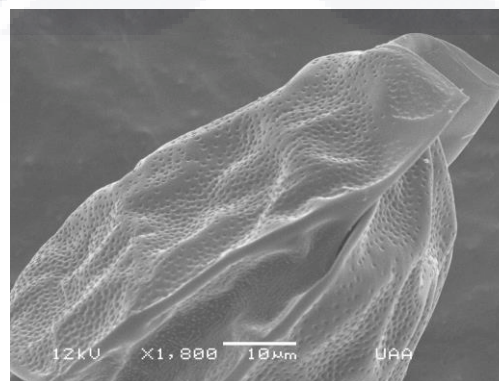


c) Pie

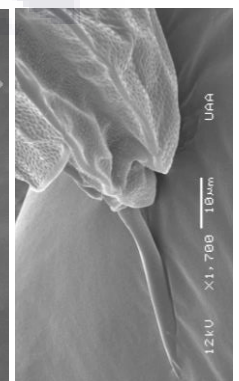
65. *Lecane decipiens* (nuevo registro)



a) Vista lateral



b) Vista lateral anterior

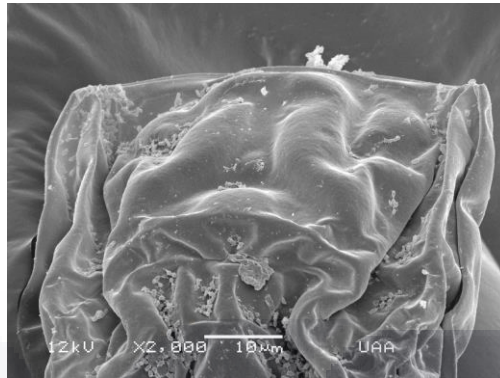


c) Pie

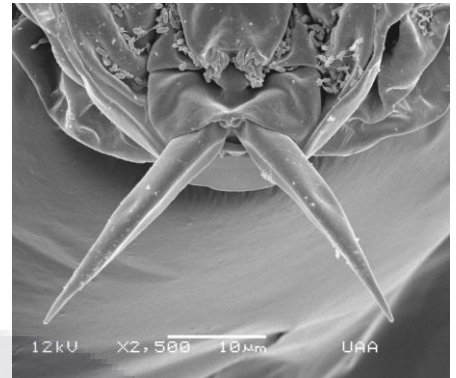
66. *Lecane hornemanni*



a) Vista dorsal

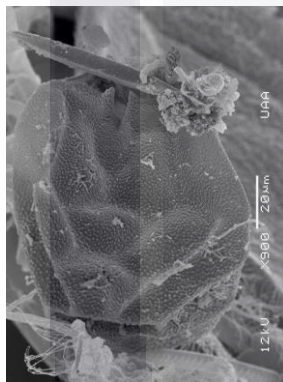


b) Detalle de parte anterior

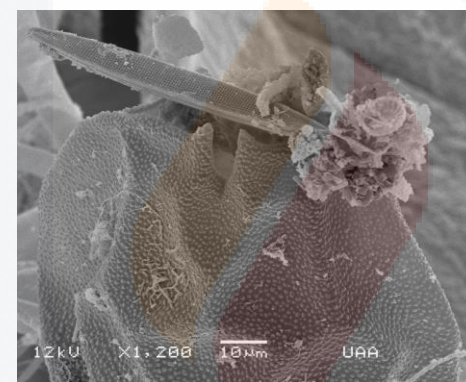


c) Pie

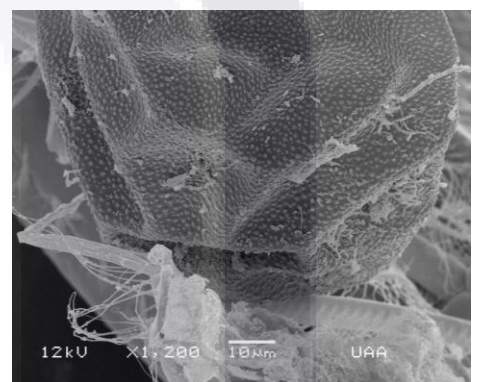
67. *Brachionus angularis*



a) Vista dorsal

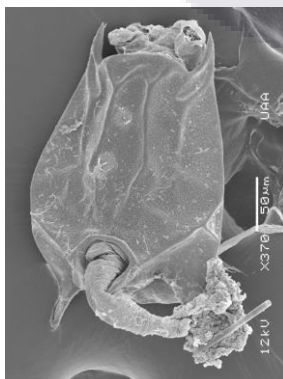


b) Parte anterior con una diatomea

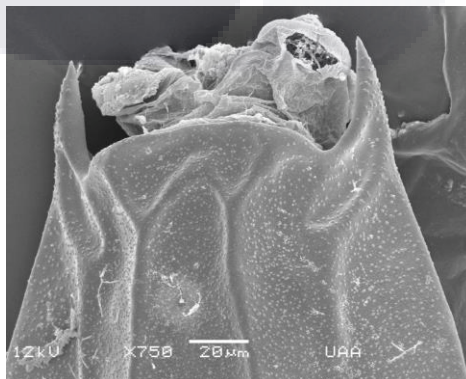


c) Parte posterior y ornamentación de la lórica

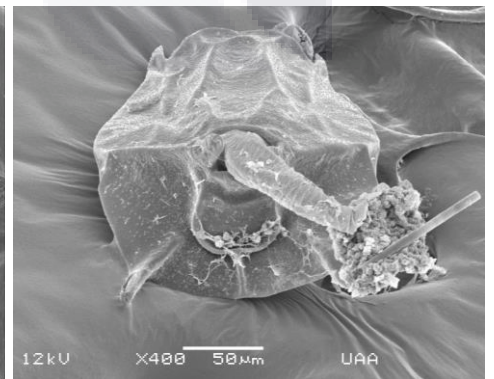
68. *Brachionus bidentatus*



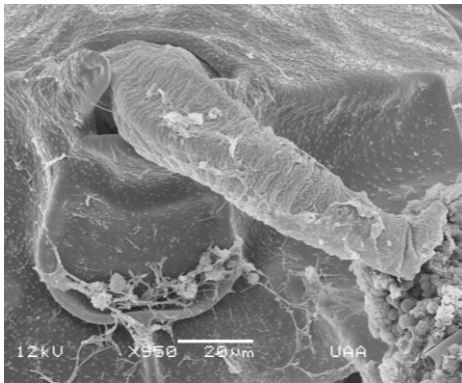
a) Vista ventral con pie
en parte posterior



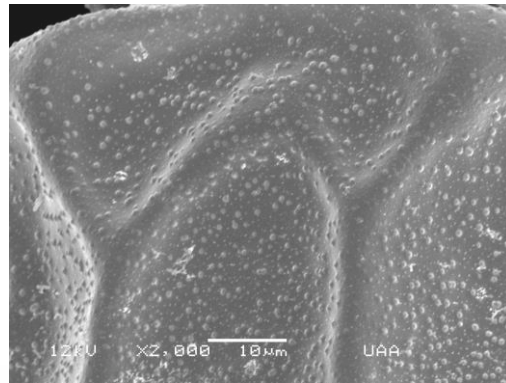
b) Corona



c) Parte posterior ventral con pie
extendido

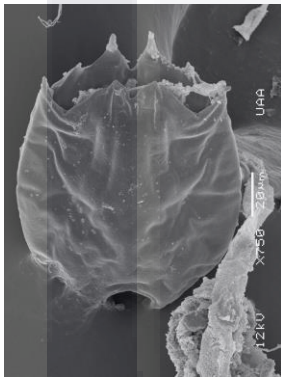


d) Pie y dedos

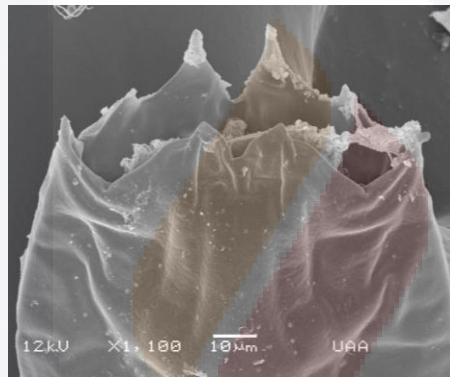


e) Ornamentación de la lórca

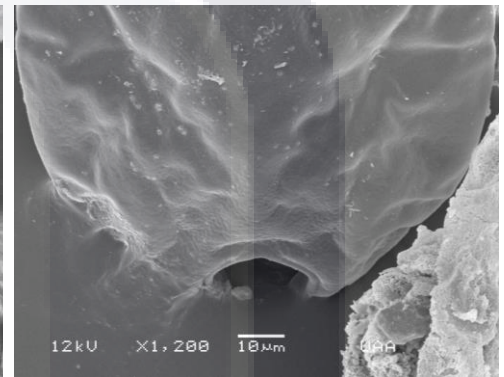
69. *Brachionus rubens*



a) Vista ventral

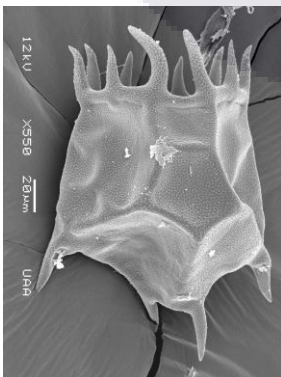


b) Parte anterior

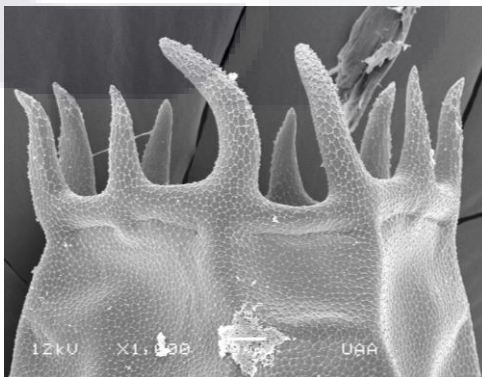


c) Parte posterior

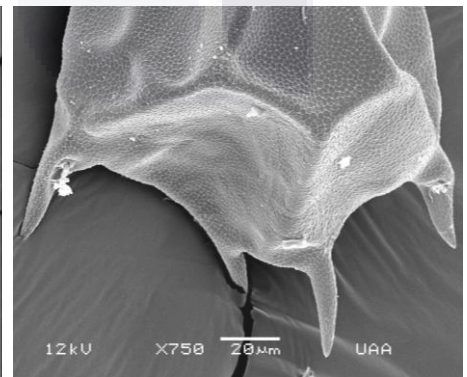
70. *Plationus patulus*



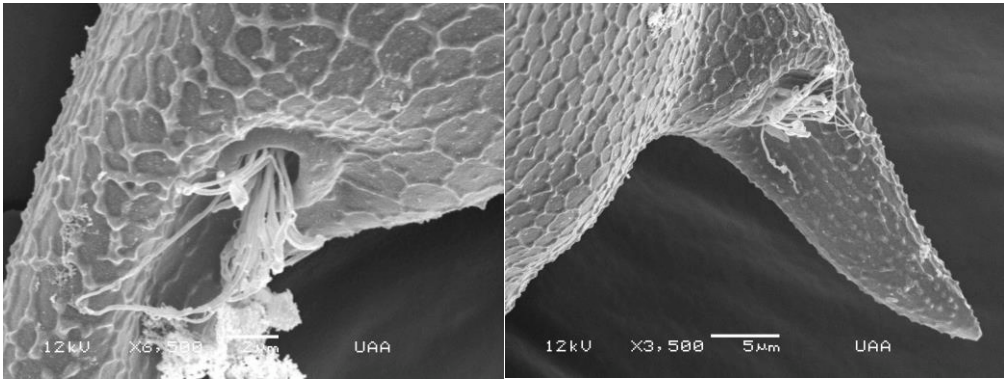
a) Vista dorsal



b) Espinas anteriores dorsales

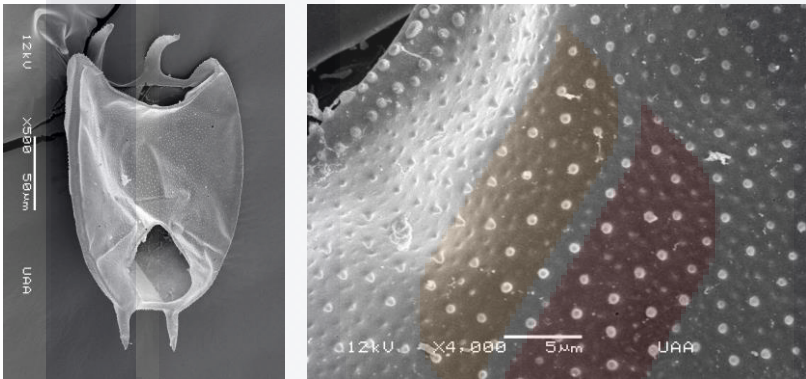


c) Espinas posteriores dorsales



d) Detalle de antenas en la parte posterior

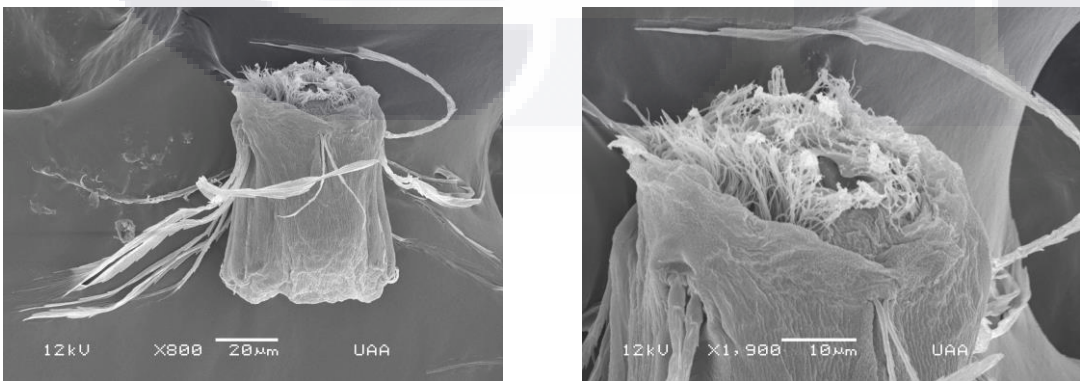
71. *Platyias quadricornis*



a) Vista ventral

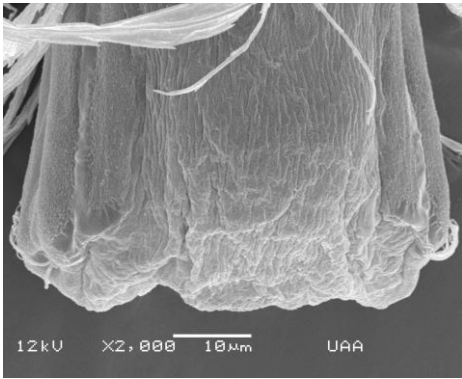
b) Ornamentación de la lórica

72. *Polyarthra dolichoptera*



a) Vista dorsal

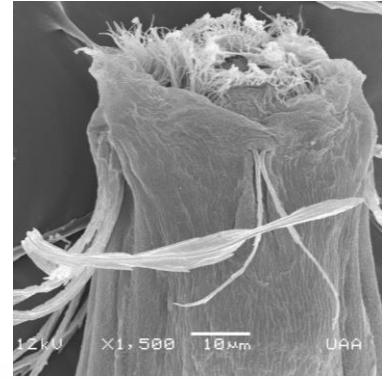
b) Corona



c) Parte posterior con antenas laterales

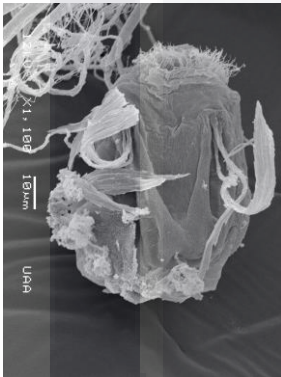


d) Detalle de antena lateral

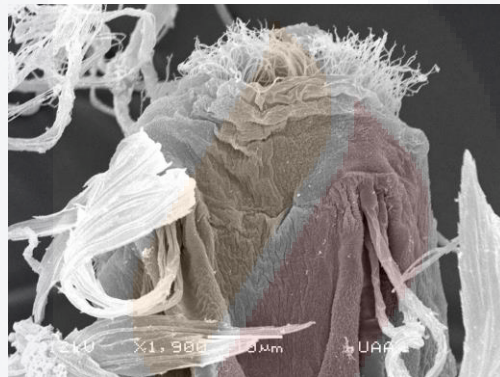


e) Apéndices ventrales anteriores

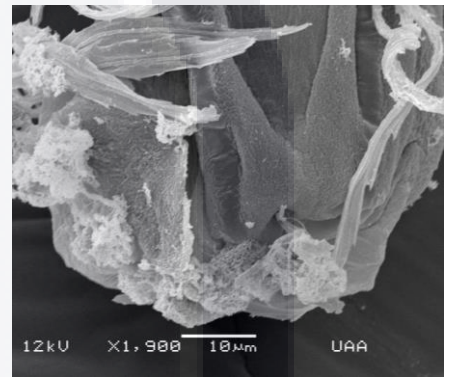
73. *Polyarthra remata*



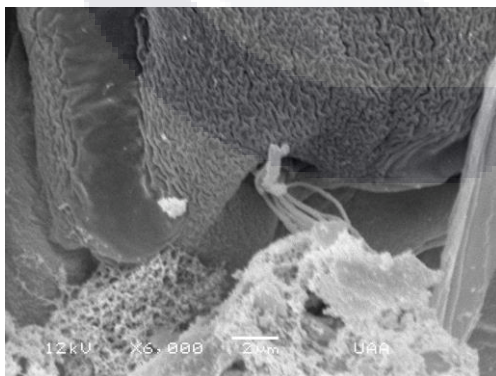
a) Vista ventral



b) Corona



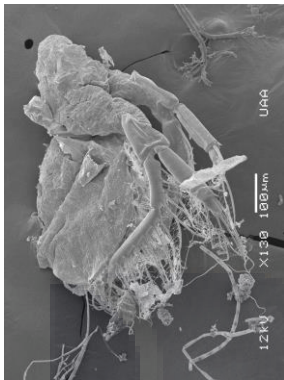
c) Parte posterior y antena



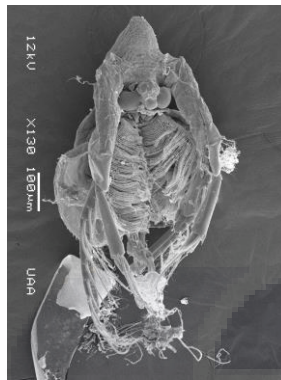
d) Detalle de la antena

7.2.2.2 Cladocera

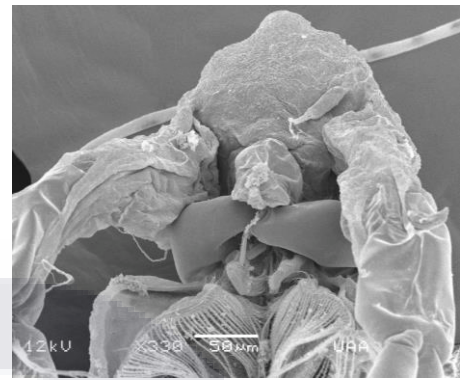
74. *Diaphanosoma birgei*



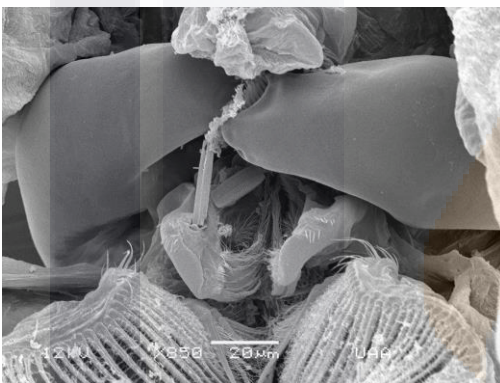
a) Hábito vista lateral



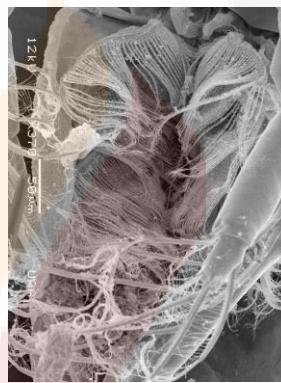
b) Vista ventral



c) Rostro vista ventral



d) Mandíbulas vista ventral

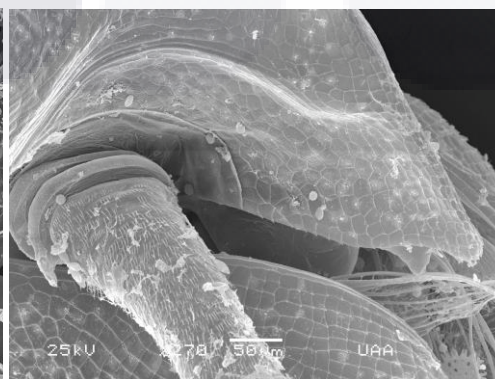


e) Patas filtradoras

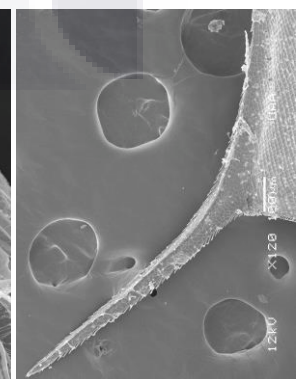
75. *Daphnia C. exilis*



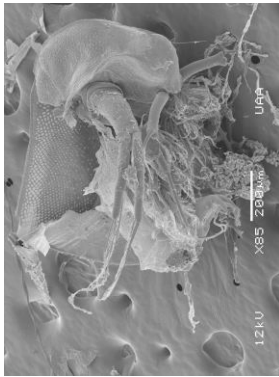
a) Hembra habito vista lateral



b) Rostro vista lateral



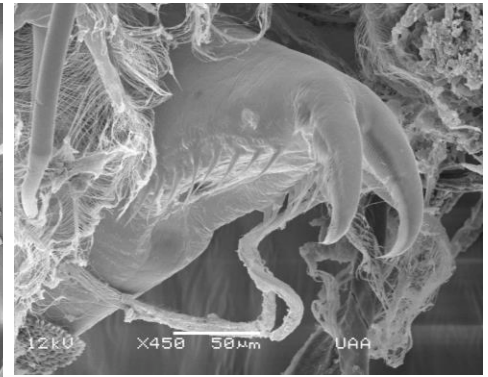
c) Espina terminal



a) Macho habito
vista lateral

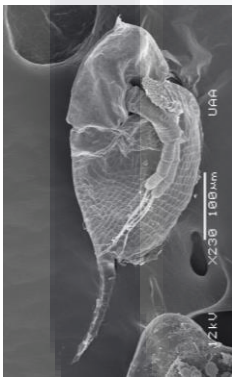


b) Primer par de antenas en parte
ventral anterior

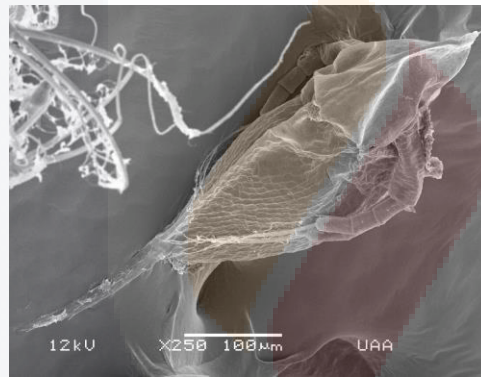


c) Postabdomen con garra en la parte
distal

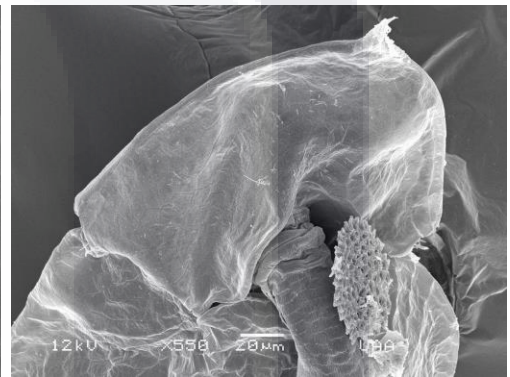
76. *Daphnia parvula*



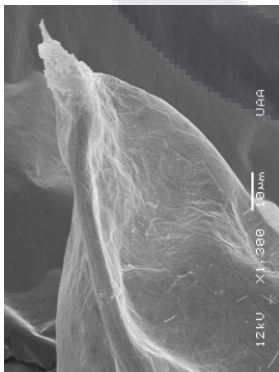
a) Hábito vista lateral



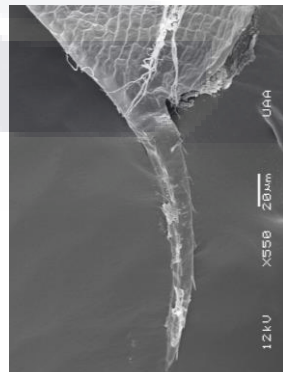
b) Vista dorsal



c) Cabeza con cresta vista lateral



d) Detalle de la cresta



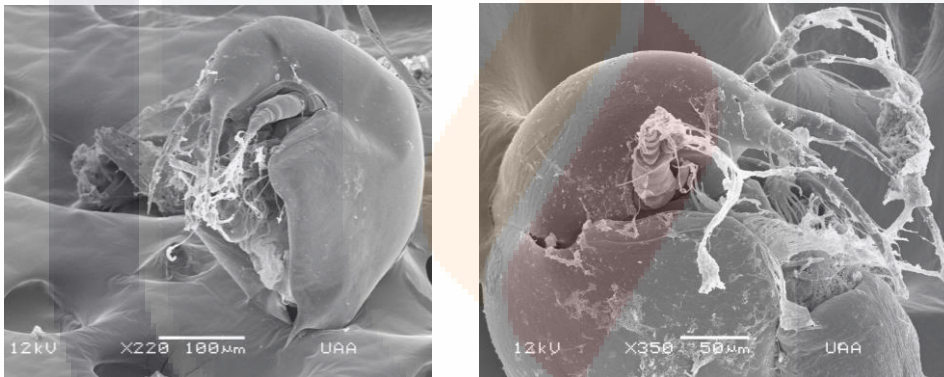
e) Espina terminal

77. *Simocephalus mixtus* (nuevo registro)

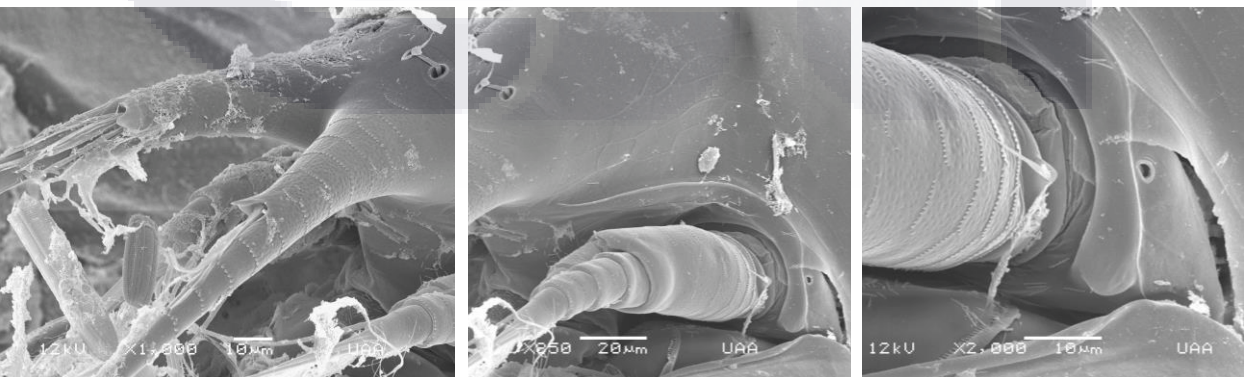


a) Hábito vista lateral b) Rostro vista lateral con epibiontes c) Parte posterior mostrando umbo del género *Sifidia*

78. *Bosmina longirostris*

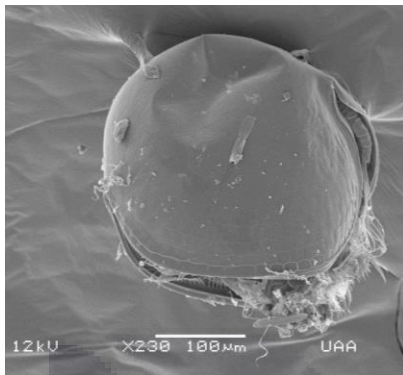


a) Hábito vista lateral b) Vista lateral de rostro

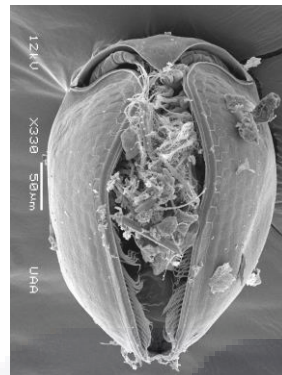


c) Primer par de antenas d) Segundo par de antenas e) Poro lateral en el borde cerca de la base de segunda antena

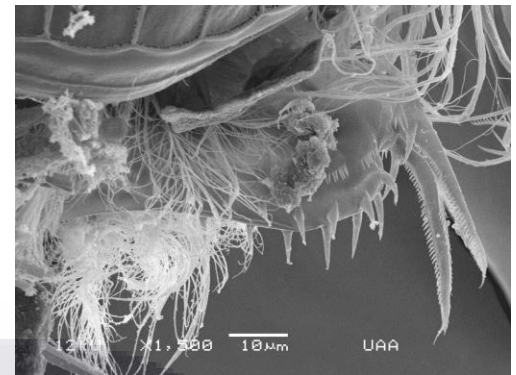
79. *Chydorus sphaericus*



a) Habito vista lateral



b) Vista ventral

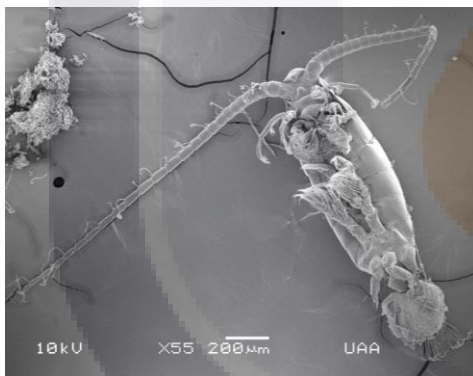


c) Postabdomen en vista lateral con garra en la parte distal.

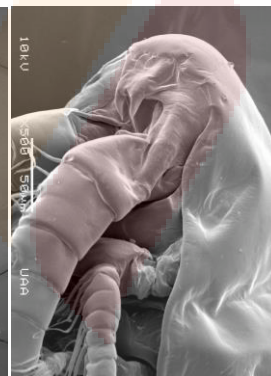
7.2.2.3 Copepoda

7.2.2.3.1 Calanoida

80. *Arctodiaptomus dorsalis*



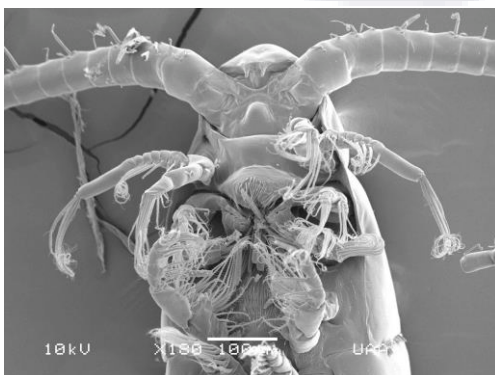
a) Hembra habito en vista ventral



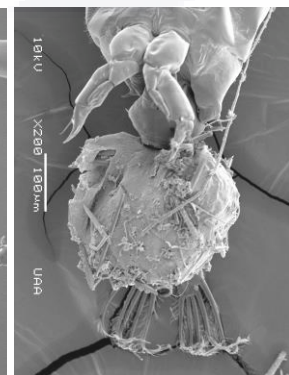
b) Parte ventral con rostro y antena



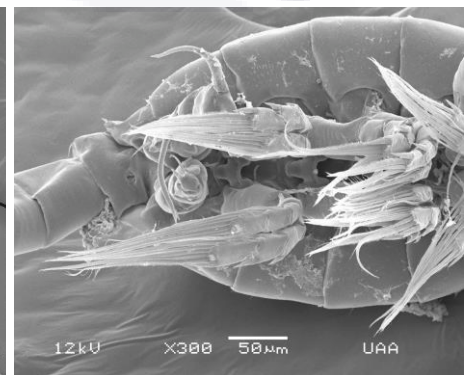
c) Vista anterior con rostro, antena y aparato bucal



d) Vista ventral de partes bucales

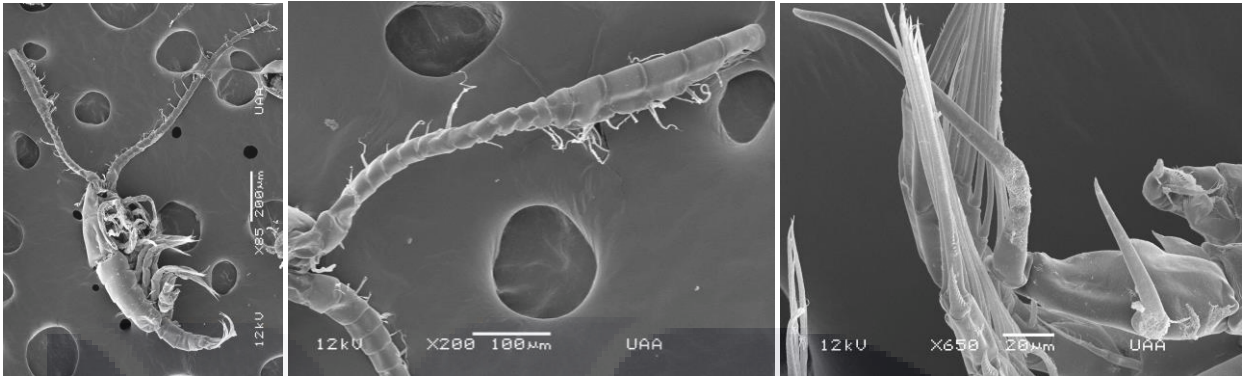


e) Vista ventral posterior



f) Vista ventral del cefalotórax

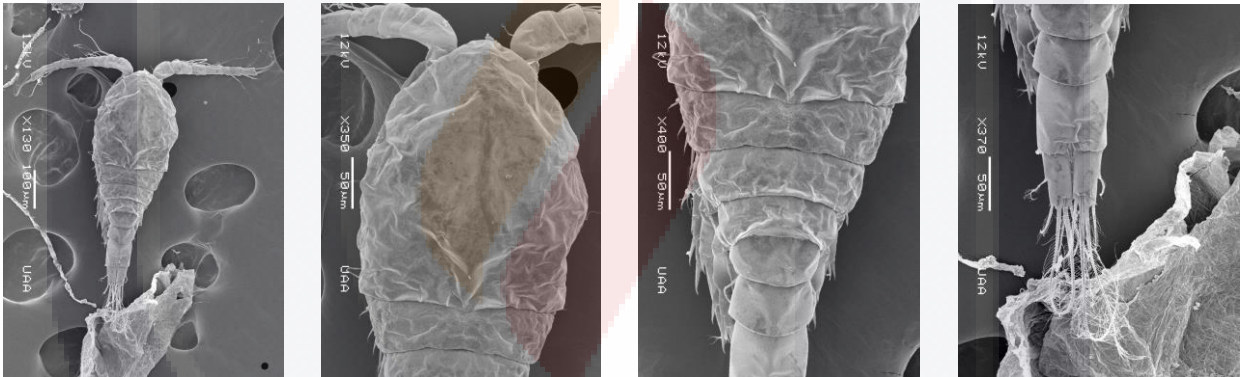
81. *Mastigodiaptomus albuquerqueensis*



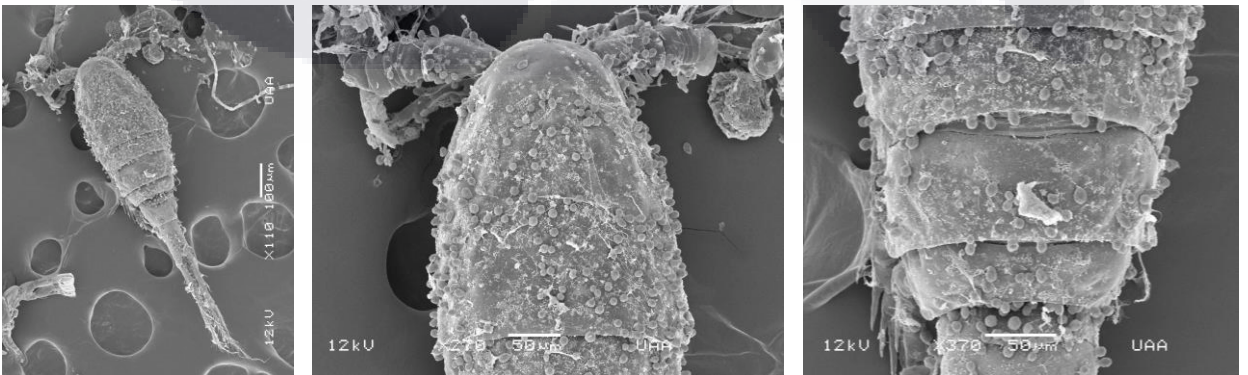
a) Macho vista lateral b) Vista anterior del primer par de antenas c) Vista ventral de 5^{ta} pata

7.2.2.3.2 Cyclopoida

82. *Acanthocyclops robustus*



a) Hembra vista dorsal b) Cefalotórax c) Cefalotórax y furca d) Furca



a) Macho vista dorsal b) Cabeza c) Segmentos

7.3 Nuevos Registros

El estudio reveló que nueve especies son nuevos registros para el estado (Fig. 18). Seis especies de rotíferos: *Collotheca ornata* (ISM-E1, ISM-E2), *Lecane arcua* (RL-E1, UAA), *Lecane decipiens* (UAA), *Lepadella ehrenbergii* (RL-E1), *Proalides tentaculatus* (HI), *Lophocharis salpina* (RL-E2) y tres especies de cladóceros: *Leydigia* cf. *striata* (RL-E2), *Sida crystallina* (RL-E1) y *Simocephalus mixtus* (RL-E1). Por lo tanto, la lista taxonómica de Rotifera aumentó de 96 a 102 especies y Cladocera de 46 a 49 especies registradas en el estado de Aguascalientes.

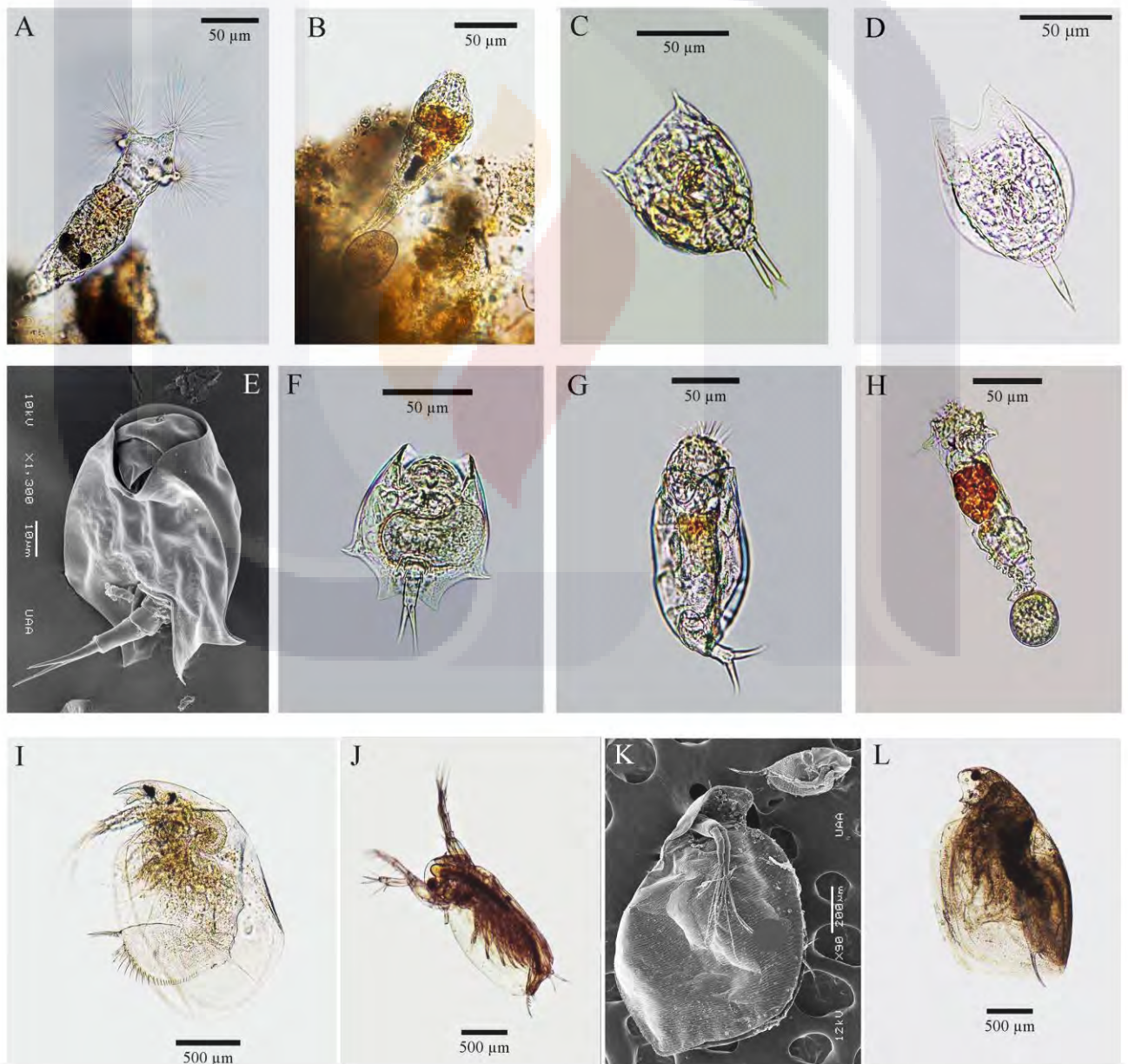


Figura 18. Nuevos registros para el estado de Aguascalientes. *Collotheca ornata* (A, corona extendida - B, corona contraída), *Lecane arcuata* (C), *Lecane decipiens* (D), *Lepadella ehrenbergii* (E, microscopía de barrido – F, microscopía óptica), *Lophocharis salpina* (G), *Proalides tentaculatus* (H), *Leydigia cf. striata* (I), *Sida crystallina* (J), *Simocephalus mixtus* (K, microscopía de barrido – L, microscopía óptica).

7.4 Medición de las variables ambientales

7.4.1 Del conjunto de sitios

Las mediciones de los parámetros ambientales del Conjunto de sitios durante un año de muestreo se presentan en la Tabla 2. El valor más alto de temperatura se registró en la UAA en el mes de abril (primavera) con 23.9°C (20.1 ± 4.0), el más bajo en PP en el mes de enero (invierno) con 13.2°C (17.1 ± 3.5). El pH exhibió rangos desde 7.3 (CE-E1) a 9.8 (HID). El promedio más alto de oxígeno disuelto se obtuvo en RL-E1 y ISM-E1 con 13.1 y 13.0 ml/L respectivamente. El rango de la variable conductividad fue de 0.171 (RL-E1) a 1.2 (ISM-E1, E2) mS/cm. Los sólidos totales disueltos muestran valores que van de 1.2 g/L para ISM en ambas estaciones durante el mes de abril (primavera) y 0.114 g/L en RL-E1 en el mes de julio (verano). Ambas estaciones de CE, PP y UAA obtuvieron la mayor concentración de amonio durante el mes de abril (1.0 mg/L NH_4). El valor más alto de nitritos (NO_2) se presentó en la UAA durante los meses de noviembre (otoño) y enero (invierno) con 0.5 mg/L. Los nitratos se registraron desde niveles no detectables a 0.4 (mg/L NO_3). Las concentraciones de fosfatos mostraron alta variación en los valores (0.1 a 4 mg/L PO_4), la dureza total presentó un rango de 10 a 407 mg/L CaCO_3 . La concentración más baja y alta (0 y 280 mg/L Cl respectivamente) se obtuvo en ISM-E1. Los valores de clorofila α oscilaron entre 0.22 (RL-E2, UAA) y 3.0 (ISM-E2) mg/L. En cuanto a las variables DQO y DBO la localidad RL-E1 obtuvo los valores más bajos con 2.2 y 1.1 mg/L respectivamente y la localidad ISM-E2 obtuvo los más altos con 170 y 67.8 mg/L.

Tabla 2. Medición de las variables ambientales del conjunto de sitios. Promedio, $\pm$ desviación estándar. Mínimos y máximos en paréntesis. RL (Rodolfo Landeros), ISM (Isla San Marcos), CE (Cedazo), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes). E1= estación 1, E2= estación 2.

	RL		ISM		CE		HID	PP	UAA
	E1	E2	E1	E2	E1	E2			
Temperatura (°C)	21.4 $\pm$ 1.9 (18.9 – 23.7)	21.7 $\pm$ 1.7 (19.4 – 23.7)	17.9 $\pm$ 2.9 (13.7 – 20.6)	18.2 $\pm$ 2.7 (21.3 – 14.8)	20.1 $\pm$ 2.9 (15.9 – 22.6)	20.7 $\pm$ 3.9 (14.9 – 23.5)	19.7 $\pm$ 2.9 (16 – 23.1)	17.1 $\pm$ 3.5 (13.2 – 21.4)	20.1 $\pm$ 4.0 (14.5 – 24)
pH	8.5 $\pm$ 0.4 (8.0 – 9.1)	8.3 $\pm$ 0.6 (7.6 – 9.2)	8.5 $\pm$ 0.5 (7.8 – 9.0)	8.7 $\pm$ 0.6 (7.9 – 9.2)	8.7 $\pm$ 0.9 (7.6 – 9.8)	8.6 $\pm$ 0.5 (7.8 – 9.1)	8.2 $\pm$ 0.6 (7.3 – 8.7)	9.5 $\pm$ 0.3 (8.7 – 9.6)	7.8 $\pm$ 0.8 (6.6 – 8.4)
Oxígeno disuelto (mg/L)	13.1 $\pm$ 3.4 (7.4 – 14.6)	11.4 $\pm$ 3.1 (6.9 – 14.3)	13.0 $\pm$ 5.7 (3.0 – 16.3)	12.3 $\pm$ 4.4 (6.1 – 16.4)	7.0 $\pm$ 6.0 (3.3 – 16.6)	6.3 $\pm$ 5.5 (4.2 – 16.3)	10.5 $\pm$ 3.7 (5.8 – 14.1)	10.7 $\pm$ 6 (2 – 15.1)	6.7 $\pm$ 2.7 (3.3 – 9.7)
Conductividad (mS/cm)	0.27 $\pm$ 0.1 (0.17 – 0.36)	0.49 $\pm$ 0.3 (0.28 – 0.88)	1.44 $\pm$ 0.2 (1.2 – 1.6)	1.46 $\pm$ 0.2 (1.2 – 1.6)	0.53 $\pm$ 0.2 (0.3 – 0.50)	0.51 $\pm$ 0.2 (0.21 – 0.72)	0.74 $\pm$ 0.2 (0.49 – 0.87)	0.84 $\pm$ 0.2 (0.57 – 1.04)	0.76 $\pm$ 0.2 (0.39 – 0.92)
Sólidos totales disueltos (g/L)	0.19 $\pm$ 0.1 (0.11 – 0.26)	0.34 $\pm$ 0.2 (0.20 – 0.59)	1.08 $\pm$ 0.2 (0.86 – 1.2)	1.06 $\pm$ 0.1 (0.91 – 1.2)	0.39 $\pm$ 0.1 (0.21 – 0.56)	0.37 $\pm$ 0.2 (0.14 – 0.52)	0.57 $\pm$ 0.1 (0.33 – 0.71)	0.65 $\pm$ 0.2 (0.39 – 0.77)	0.5 $\pm$ 0.2 (0.27 – 0.62)
Amonio (mg/L NH ₄)	0.04 $\pm$ 0.08 (0 – 0.16)	0.06 $\pm$ 0.1 (0 – 0.12)	0 $\pm$ 0 (0 – 0)	0 $\pm$ 0 (0 – 0)	0.4 $\pm$ 0.5 (0 – 1)	0.3 $\pm$ 0.5 (0 – 1)	0.06 $\pm$ 0.1 (0 – 0.20)	0.4 $\pm$ 0.4 (0 – 1)	0.32 $\pm$ 0.4 (0 – 1)
Nitritos (mg/L NO ₂)	0.01 $\pm$ 0.01 (0.01 – 0.02)	0.02 $\pm$ 0.01 (0.01 – 0.02)	0.02 $\pm$ 0.02 (0.01 – 0.04)	0.02 $\pm$ 0.02 (0 – 0.04)	0.1 $\pm$ 0.1 (0.03 – 0.3)	0.1 $\pm$ 0.1 (0 – 0.2)	0.01 $\pm$ 0.01 (0 – 0.03)	0.3 $\pm$ 0.1 (0.1 – 0.4)	0.45 $\pm$ 0.1 (0.3 – 0.5)
Nitratos (mg/L NO ₃)	0.01 $\pm$ 0.01 (0 – 0.02)	0.01 $\pm$ 0.01 (0.01 – 0.02)	0.02 $\pm$ 0.01 (0 – 0.03)	0.01 $\pm$ 0.01 (0 – 0.03)	0.1 $\pm$ 0.2 (0 – 0.3)	0.1 $\pm$ 0.1 (0 – 0.2)	0.01 $\pm$ 0.01 (0.01 – 0.03)	0.2 $\pm$ 0.2 (0.1 – 0.4)	0.4 $\pm$ 0.1 (0.3 – 0.5)
Fosfatos	0.14 $\pm$ 0.2	0.6 $\pm$ 1	0.1 $\pm$ 0.1	0.2 $\pm$ 0.1	1.8 $\pm$ 1.7	1.6 $\pm$ 1.4	0.9 $\pm$ 1.1	1.8 $\pm$ 1.5	1.9 $\pm$ 1.1

(mg/L PO ₄)	(0.04 – 0.4)	(0.07 – 2.1)	(0.1 – 0.3)	(0.1 – 0.4)	(0.3 – 3.9)	(0.4 – 3.5)	(0.2 – 2.6)	(0.7 – 4)	(1 – 3.5)
Cloruros (mg/L Cl)	105 ± 94.5 (12.7 – 232)	87 ± 103.3 (14.0 – 240)	95 ± 125.7 (0 – 280)	80 ± 101.3 (15 – 230)	39 ± 2.2 (36 – 41.3)	45 ± 17.8 (31 – 71.3)	32 ± 10 (23 – 43)	73 ± 26.4 (50 – 110)	102 ± 108 (31 – 263)
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	101 ± 82.2 (27.6 – 175)	150 ± 101.8 (40.6 – 263)	179 ± 195 (15.3 – 403)	164 ± 185 (20 – 407)	110 ± 48.4 (79 – 182)	113 ± 25 (87 – 144)	68 ± 25 (41 – 98)	73 ± 41 (10 – 100)	98 ± 55 (26 – 160)
Clorofila α (mg/L)	0.50 ± 0.25 (0.26 – 0.87)	0.64 ± 0.31 (0.22 – 0.91)	0.94 ± 0.62 (0.36 – 1.7)	1.24 ± 1.2 (0.39 – 3.0)	0.85 ± 0.43 (0.56 – 1.5)	1.51 ± 0.80 (0.81 – 2.6)	0.72 ± 0.31 (0.4 – 1.1)	0.86 ± 0.16 (0.74 – 1.1)	0.48 ± 0.30 (0.22 – 0.82)
DQO (mg/L)	8.6 ± 4.5 (2.2 – 12.7)	21.2 ± 11.1 (9 – 35)	101.5 ± 27 (69 - 134)	112 ± 48 (59 - 170)	44.7 ± 18.5 (25 - 69)	50.2 ± 16.5 (41 - 75)	54.2 ± 45.8 (18 - 118)	52.2 ± 12.8 (33 - 60)	27.3 ± 14.1 (14 - 42)
DBO (mg/L)	1.7 ± 1.05 (1.1 – 3.3)	10.2 ± 4.9 (3.1 – 14.3)	44.2 ± 20.7 (19.8 – 64.5)	42.2 ± 18.4 (23.9 – 67.8)	23.6 ± 10 (12.1 – 36.5)	25.9 ± 5.3 (19.4 – 32.4)	25.5 ± 26.1 (10.1 – 64.6)	25.4 ± 13.5 (13.5 – 39.5)	18.1 ± 12.5 (7.9 – 34.1)

7.4.2 Por sitio de estudio.

Se cuantificaron las variables ambientales de cada uno de los parques recreativos. En las siguientes tablas se muestran los valores obtenidos de cada sitio durante las diferentes estaciones del año.

7.4.2.1 Rodolfo Landeros (RL)

El parque Rodolfo Landeros presentó diferentes rangos en los valores para las variables ambientales en el transcurso de las diferentes temporadas del año (Tab. 3). La temperatura más baja registrada en la estación 1 (RL-E1) durante la temporada de invierno (enero) con 18.9°C y la más alta en la estación 1 durante el verano (julio) con 23.7°C. El oxígeno disuelto presentó sus valores más altos en otoño (noviembre) con un promedio de 14.6 mg/L. Conductividad y sólidos totales disueltos exhiben los registros más altos en la estación 1 durante en el verano (0.17 mS/cm y 0.11 g/L respectivamente), estas dos variables ambientales presentaron los valores más bajos durante el estudio. El pH es ligeramente alcalino con un rango entre 7.6 y 9.2. La mayor concentración de amonio se presentó en la estación 1 en primavera (abril) con 0.16 mg/L NH_4 . Nitritos y nitratos oscilaron en valores de 0.01 y 0.02 0.16 mg/L, a excepción de la estación 1 en verano en la que los nitratos no se detectaron. Los fosfatos tuvieron mayor concentración en la estación 2 (RL-E2) en verano con 2.08 mg/L PO_4 y los cloruros en el otoño en la estación 2 con 240 mg/L Cl. En cuanto a la dureza se presentaron valores distintos con un rango de 27.6 (primavera, estación 1) hasta 263 mg/L CaCO_3 (invierno, estación 2). La concentración más alta de clorofila α (0.91 mg/L) se encuentra en la estación 2 en la temporada de invierno al igual que la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) con valores de 24.6 y 12.6 mg/L respectivamente.

Tabla 3. Variables ambientales del Parque Rodolfo Landeros (RL). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para cada estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio. E1= estación 1, E2= estación 2.

Variable Ambiental	Otoño (noviembre 2020)		Invierno (enero 2021)		Primavera (abril 2021)		Verano (julio 2021)	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Temperatura (°C)	(21.5) $\pm$ 0.02	(21.9) $\pm$ 0.19	(18.9) $\pm$ 0.26	(19.4) $\pm$ 0.11	(21.6) $\pm$ 0.15	(22.1) $\pm$ 0.3	(23.7) $\pm$ 0.14	(23.7) $\pm$ 0.12
OD (mg/L)	(14.6) $\pm$ 0.48	(12.0) $\pm$ 0.18	(13.1) $\pm$ 0.26	(12.4) $\pm$ 0.15	(14.5) $\pm$ 0.41	(14.3) $\pm$ 0.26	(7.4) $\pm$ 0.3	(6.9) $\pm$ 0.21
Conductividad (mS/cm)	(0.28) $\pm$ 1.78	(0.39) $\pm$ 8.38	(0.39) $\pm$ 38.3	(0.42) $\pm$ 33.3	(0.26) $\pm$ 26.9	(0.29) $\pm$ 5.4	(0.17) $\pm$	(0.88) $\pm$
TDS (g/L)	(0.19) $\pm$ 1.15	(0.27) $\pm$ 4.77	(0.26) $\pm$ 16.4	(0.33) $\pm$ 39.9	(0.19) $\pm$ 19.9	(0.20) $\pm$ 3.4	(0.11) $\pm$	(0.59) $\pm$
pH	(8.6) $\pm$ 0.07	(8.4) $\pm$ 0.02	(8.4) $\pm$ 0	(8.3) $\pm$ 0.05	(9.1) $\pm$ 0.1	(9.2) $\pm$ 0.05	(8) $\pm$	(7.6) $\pm$
Amonio (mg/L NH ₄)	(0) $\pm$ 0	(0) $\pm$ 0	(0) $\pm$ 0	(0) $\pm$ 0	(0.16) $\pm$ 0.01	(0.10) $\pm$ 0.01	(0) $\pm$ 0	(0.12) $\pm$ 0.005
Nitritos (mg/L NO ₂)	(0.02) $\pm$ 0.002	(0.02) $\pm$ 0.002	(0.01) $\pm$ 0.002	(0.01) $\pm$ 0.001	(0.01) $\pm$ 0.001	(0.02) $\pm$ 0.001	(0.01) $\pm$ 0.001	(0.02) $\pm$ 0.001
Nitratos (mg/L NO ₃)	(0.01) $\pm$ 0.001	(0.01) $\pm$ 0.003	(0.01) $\pm$ 0.002	(0.01) $\pm$ 0.0005	(0.02) $\pm$ 0.002	(0.02) $\pm$ 0.001	(0) $\pm$ 0	(0.01) $\pm$ 0.001
Fosfatos (mg/L PO ₄)	(0.06) $\pm$ 0.01	(0.10) $\pm$ 0.01	(0.04) $\pm$ 0.002	(0.07) $\pm$ 0.001	(0.07) $\pm$ 0.002	(0.09) $\pm$ 0.01	(0.37) $\pm$ 0.01	(2.08) $\pm$ 0.04
Cloruros (mg/L Cl)	(232) $\pm$ 1.5	(240) $\pm$ 1.4	(12.7) $\pm$ 1.15	(14) $\pm$ 2	(59.3) $\pm$ 7.5	(39.3) $\pm$ 1.1	(114) $\pm$ 1.7	(54.6) $\pm$ 1.15
Dureza (mg/L CaCO ₃)	(169) $\pm$ 28.8	(203) $\pm$ 35.3	(175) $\pm$ 1.6	(263) $\pm$ 1.91	(27.6) $\pm$ 2.3	(40.6) $\pm$ 2.3	(31.6) $\pm$ 2.3	(91.3) $\pm$ 4
Cl- α (mg/L)	0.46	0.85	0.87	0.91	0.26	0.59	0.44	0.22
DQO (mg/L)	(10.5) $\pm$ 18.2	(9) $\pm$ 8.3	(12.7) $\pm$ 3.2	(24.6) $\pm$ 6.5	(9.3) $\pm$ 1.05	(16.4) $\pm$ 2.8	(2.2) $\pm$ 0.8	(34.9) $\pm$ 3.4
DBO (mg/L)	1.2	3.1	1.5	12.6	3.3	11.05	1.1	14.3

7.4.2.2 Isla San Marcos (ISM)

Para el cuerpo de agua ubicado en la Isla San Marcos (Tab. 4) la temperatura más baja fue en el invierno (enero) estación 1 (ISM-E2) con 13.7°C y la más alta en el verano (julio) estación 2 (ISM-E2) con 21.3°C con un pH entre 7.8 y 9.2. Con respecto al oxígeno disuelto se presentaron valores bastante contrastantes, ya que durante el verano se registró la concentración más baja con 3.1 ml/l mientras que la concentración más alta se obtuvo en el otoño en la estación 2 con 16.6 ml/l. La conductividad fue más alta en primavera (abril) en la estación 1 (1.64 mS/cm) al igual que los sólidos totales disueltos (1.25 g/l). Amonio, nitritos y nitratos presentaron valores no detectables hasta un máximo de 0.04 mg/L. Para los fosfatos también se presentaron concentraciones bajas, siendo 0.36 mg/L PO₄ (verano, estación 2) la máxima observada. La Isla San Marcos fue el único cuerpo de agua en el cual se registró un valor de 0 en los cloruros y se obtuvo en la estación 1 durante la primavera. Los valores mínimos de dureza y clorofila α se presentaron en el verano (estación 1) con 15.3 mg/L CaCO₃ y 0.36 mg/L respectivamente. La demanda química de oxígeno (DQO) osciló entre 59.6 (primavera, estación 2) y 170 mg/L (invierno, estación 2) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) entre 19.8 (primavera, estación 1) y 67.8 mg/L (otoño, estación 2).

Tabla 4. Variables ambientales de la Isla San Marcos (ISM). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para cada estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio. E1= estación 1, E2= estación 2.

Variable ambiental	Otoño (noviembre 2020)		Invierno (enero 2021)		Primavera (abril 2021)		Verano (julio 2021)	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Temperatura (°C)	(18.5) $\pm$ 0.17	(17.5) $\pm$ 0.6	(13.7) $\pm$ 0.7	(14.8) $\pm$ 0.30	(19.1) $\pm$ 0.2	(19.3) $\pm$ 0.23	(20.6) $\pm$	(21.3) $\pm$
OD (mg/L)	(16.3) $\pm$ 0.2	(16.4) $\pm$ 0.6	(12.3) $\pm$ 0.4	(12.7) $\pm$ 0.26	(13.5) $\pm$ 1.3	(13.9) $\pm$ 0.40	(3.1) $\pm$	(6.1) $\pm$
Conductividad (mS/cm)	(1.51) $\pm$ 3.2	(1.48) $\pm$ 19.9	(1.43) $\pm$ 21.7	(1.45) $\pm$ 6.2	(1.64) $\pm$ 4.16	(1.63) $\pm$ 1.52	(1.21) $\pm$	(1.26) $\pm$
TDS (g/L)	(1.12) $\pm$ 5.1	(1.13) $\pm$ 2	(1.13) $\pm$ 115	(1.07) $\pm$ 164	(1.25) $\pm$ 1	(1.23) $\pm$ 3.51	(0.86) $\pm$	(0.92) $\pm$
pH	(8.7) $\pm$ 0.3	(9.2) $\pm$ 0.05	(8.5) $\pm$ 0.34	(8.3) $\pm$ 0.05	(9.03) $\pm$ 0.05	(9.1) $\pm$ 0.05	(7.8) $\pm$	(7.9) $\pm$

Amonio (mg/L NH ₄)	(0.003) ± 0.01	0 ± 0	(0) ± 0	(0.003) ± 0.01	(0) ± 0	(0) ± 0	(0) ± 0	(0) ± 0
Nitritos (mg/L NO ₂)	(0.04) ± 0.001	(0.04) ± 0.003	(0.03) ± 0.001	(0.01) ± 0	(0.01) ± 0.001	(0.01) ± 0.001	(0.01) ± 0.001	(0) ± 0
Nitratos (mg/L NO ₃)	(0.03) ± 0.002	(0.03) ± 0.002	(0.02) ± 0.001	(0.02) ± 0.001	(0) ± 0	(0.001) ± 0.001	(0.01) ± 0.004	(0.003) ± 0.001
Fosfatos (mg/L PO ₄)	(0.12) ± 0.01	(0.19) ± 0.03	(0.10) ± 0.02	(0.08) ± 0.01	(0.09) ± 0.01	(0.09) ± 0.02	(0.29) ± 0.01	(0.36) ± 0.01
Cloruros (mg/L Cl)	(280) ± 8.6	(230) ± 8.6	(39.7) ± 1.5	(22.3) ± 0.5	(0) ± 0	(15.3) ± 1.1	(61.3) ± 1.1	(52) ± 0
Dureza (mg/L CaCO ₃)	(280) ± 38.1	(210) ± 8.6	(403) ± 20.2	(407) ± 97.7	(16.6) ± 2.3	(20) ± 1.7	(15.3) ± 2.3	(20) ± 1.7
Cl-α (mg/L)	1.69	3.03	1.19	0.96	0.47	0.61	0.36	0.39
DQO (mg/L)	(134) ± 14.1	(128) ± 6.4	(95.3) ± 12.5	(170) ± 17.03	(69) ± 6.5	(59.6) ± 3.15	(108) ± 6.7	(90.5) ± 2.2
DBO (mg/L)	64.5	67.8	34.7	39.1	19.8	23.9	58.1	38.2

7.4.2.3 Centro recreativo El Cedazo (CE)

En el parque el Cedazo (Tab. 5) se registró durante la primavera en la estación 1 (CE-E1) una de las concentraciones más bajas de oxígeno disuelto (3.3 mg/L) y a su vez la temperatura más alta (22.6°C) con un pH en el rango de 7.6 (verano, estación 1) y 9.8 (primavera, estación 1). La máxima concentración de amonio se presentó en ambas estaciones en la temporada de primavera con 1.0 mg/L, los nitritos se observaron en concentraciones de 0.003 y 0.27 mg/L y los nitratos de 0.01 a 0.25 mg/L. En este cuerpo de agua se registró una de las cantidades más altas de fosfatos (3.9 mg/L) y la más elevada de clorofila α con 2.63 mg/L. Los cloruros fluctuaron entre 30.6 (invierno, estación 2) y 71.3 (verano, estación 2) mg/L Cl, la dureza entre 87 (invierno, estación 1 – primavera, estación 2) y 181 (otoño, estación 1) mg/L CaCO₃. La conductividad y los sólidos totales disueltos tuvieron los valores más bajos en la estación 2 (CE-E2) durante el verano con 0.22 mS/cm y 0.15 g/L respectivamente. La demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) exhibieron los registros más elevados en la temporada de otoño, la primera con 74.9 mg/L en la estación 2 y la segunda con 36.5 mg/L en la estación 1.

Tabla 5. Variables ambientales del centro recreativo El Cedazo (CE). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para cada estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio. E1= estación 1, E2= estación 2.

Variable ambiental	Otoño (noviembre 2020)		Invierno (enero 2021)		Primavera (abril 2021)		Verano (julio 2021)	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Temperatura (°C)	(21.1) $\pm$ 0.4	(22) $\pm$ 0.19	(15.9) $\pm$ 0.15	(14.9) $\pm$ 0.1	(22.6) $\pm$ 0.15	(22.4) $\pm$ 0.20	(20.8) $\pm$	(23.5) $\pm$
OD (mg/L)	(10.5) $\pm$ 0.15	(8.9) $\pm$ 0.94	(16.4) $\pm$ 0.57	(16.3) $\pm$ 0.57	(3.3) $\pm$ 0.20	(4.2) $\pm$ 0.15	(4.6) $\pm$	(5.1) $\pm$
Conductividad (mS/cm)	(0.50) $\pm$ 6.3	(0.51) $\pm$ 2.1	(0.59) $\pm$ 2.1	(0.60) $\pm$ 9.3	(0.76) $\pm$ 4.8	(0.73) $\pm$ 12.3	(0.31) $\pm$	(0.22) $\pm$
TDS (g/L)	(0.35) $\pm$ 0.9	(0.35) $\pm$ 1.2	(0.47) $\pm$ 0.72	(0.48) $\pm$ 3.4	(0.57) $\pm$ 3.9	(0.52) $\pm$ 9.1	(0.22) $\pm$	(0.15) $\pm$
pH	(9.12) $\pm$ 0.07	(9.1) $\pm$ 0.04	(8.2) $\pm$ 0.05	(8.7) $\pm$ 0.43	(9.8) $\pm$ 0.40	(8.8) $\pm$ 0.05	(7.6) $\pm$	(7.8) $\pm$
Amonio (mg/L NH ₄)	(0) $\pm$ 0	(0) $\pm$ 0	(0) $\pm$ 0	(0) $\pm$ 0	(1) $\pm$ 0	(1) $\pm$ 0	(0.42) $\pm$ 0.011	(0.20) $\pm$ 0
Nitritos (mg/L NO ₂)	(0.19) $\pm$ 0.003	(0.18) $\pm$ 0.002	(0.27) $\pm$ 0.01	(0.22) $\pm$ 0.01	(0.03) $\pm$ 0.001	(0.05) $\pm$ 0.001	(0.04) $\pm$ 0.001	(0.003) $\pm$ 0.001
Nitratos (mg/L NO ₃)	(0.19) $\pm$ 0.02	(0.21) $\pm$ 0.01	(0.25) $\pm$ 0.05	(0.21) $\pm$ 0.003	(0.02) $\pm$ 0.001	(0.03) $\pm$ 0.001	(0.01) $\pm$ 0.001	(0.01) $\pm$ 0.001
Fosfatos (mg/L PO ₄)	(0.59) $\pm$ 0.02	(0.70) $\pm$ 0.02	(0.32) $\pm$ 0.01	(0.41) $\pm$ 0.03	(3.9) $\pm$ 0.14	(3.5) $\pm$ 0	(2.6) $\pm$ 0.05	(1.98) $\pm$ 0.03
Cloruros (mg/L Cl)	(40.7) $\pm$ 0.57	(41.3) $\pm$ 3.5	(36) $\pm$ 2	(30.6) $\pm$ 1.1	(39.7) $\pm$ 1.5	(37.3) $\pm$ 1.1	(40.3) $\pm$ 0.5	(71.3) $\pm$ 1.1
Dureza (mg/L CaCO ₃)	(181) $\pm$ 5.7	(144) $\pm$ 17.3	(87) $\pm$ 1.04	(98.7) $\pm$ 2.01	(91.3) $\pm$ 4.04	(87) $\pm$ 3.4	(79) $\pm$ 3.4	(120) $\pm$ 8.6
Cl- α (mg/L)	0.67	2.63	1.49	1.06	0.7	1.56	0.56	0.81
DQO (mg/L)	(69.1) $\pm$ 16.8	(74.9) $\pm$ 5.2	(37.9) $\pm$ 32.9	(43.7) $\pm$ 4.5	(25.7) $\pm$ 18.3	(41.6) $\pm$ 9.1	(47.2) $\pm$ 4	(42.2) $\pm$ 3.3
DBO (mg/L)	36.5	32.4	12.1	25.2	22.3	26.8	23.6	19.4

7.4.2.4 Hidalgo (HID)

La temperatura más baja se observó durante el invierno con 16°C y la más alta en el verano con 23.1°C con un pH entre 7.3 en el verano y 8.7 durante la primavera (Tab. 6). La concentración máxima de oxígeno disuelto (OD) se obtuvo en la temporada de otoño con

14.1 mg/L. El amonio tuvo su valor más alto en la primavera con una concentración de 0.20 mg/L, los nitritos y los nitratos en el otoño ambos con 0.03 mg/L. Los valores de conductividad oscilaron entre 0.49 (verano) y 0.87 (primavera) mS/cm, los sólidos totales disueltos entre 0.33 (verano) y 0.72 (invierno) g/L. La dureza total máxima fue de 98 mg/L CaCO₃ en el otoño al igual que la clorofila α con 1.10 mg/L y los cloruros durante el verano con 42.6 mg/L Cl. El parque Hidalgo obtuvo una de las concentraciones más altas de fosfatos de todos los sitios de estudio con 2.64 mg/L la cual se registró durante el verano.

Tabla 6. Variables ambientales del parque Hidalgo (HID). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para cada estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio.

Variable ambiental	Otoño (noviembre 2020)	Invierno (enero 2021)	Primavera (abril 2021)	Verano (julio 2021)
Temperatura (°C)	(18.9) $\pm$ 0.16	(16) $\pm$ 0.37	(20.7) $\pm$ 0.25	(23.1) $\pm$ 0.05
OD (mg/L)	(14.1) $\pm$ 0.25	(9.2) $\pm$ 0.30	(13) $\pm$ 1.05	(5.8) $\pm$ 0
Conductividad (mS/cm)	(0.85) $\pm$ 2.6	(0.78) $\pm$ 98.4	(0.87) $\pm$ 8.2	(0.49) $\pm$ 0.002
TDS (g/L)	(0.62) $\pm$ 0.43	(0.72) $\pm$ 111	(0.62) $\pm$ 4.8	(0.33) $\pm$ 0.001
pH	(8.6) $\pm$ 0.09	(8.3) $\pm$ 0.05	(8.7) $\pm$ 0.05	(7.3) $\pm$ 0.05
Amonio (mg/L NH ₄)	(0) $\pm$ 0	(0) $\pm$ 0	(0.20) $\pm$ 0	(0.04) $\pm$ 0.01
Nitritos (mg/L NO ₂)	(0.03) $\pm$ 0.001	(0.01) $\pm$ 0.001	(0.01) $\pm$ 0	(0.003) $\pm$ 0.001
Nitratos (mg/L NO ₃)	(0.03) $\pm$ 0.001	(0.01) $\pm$ 0.002	(0.01) $\pm$ 0.001	(0.01) $\pm$ 0.001
Fosfatos (mg/L PO ₄)	(0.43) $\pm$ 0.02	(0.35) $\pm$ 0.01	(0.19) $\pm$ 0.01	(2.64) $\pm$ 0.05
Cloruros (mg/L Cl)	(38) $\pm$ 2	(22.6) $\pm$ 0.57	(22.3) $\pm$ 0.57	(42.6) $\pm$ 1.1
Dureza (mg/L CaCO ₃)	(98) $\pm$ 3.4	(57) $\pm$ 1.15	(77) $\pm$ 0	(40.6) $\pm$ 2.3
Cl- α (mg/L)	1.10	0.84	0.54	0.40
DQO (mg/L)	(119) $\pm$ 11	(24.2) $\pm$ 1.4	(18.7) $\pm$ 7.3	(56.9) $\pm$ 6.9
DBO (mg/L)	64.6	10.1	12.8	14.6

7.4.2.5 Club de golf Pulgas Pandas

Para este sitio se registró la temperatura más baja de todos los sitios bajo estudio con 13.2°C (invierno) al igual que la concentración más baja de oxígeno disuelto con 2.0 mg/L (verano) y de dureza total con 10.1 mg/L CaCO₃ (verano), con un pH que osciló entre 8.7 y 9.6 (Tab. 7). La conductividad y los sólidos totales disueltos obtuvieron sus valores más altos durante la primavera con 1.04 mS/cm y 0.77 g/L respectivamente. El amonio presentó fluctuaciones desde cifras no detectables hasta 1.0 mg/L, los nitritos de 0.06 a 0.39 mg/l y los nitratos de 0.08 a 0.40 mg/L. Los fosfatos exhibieron su valor más alto en la primavera (4.0 mg/L), los cloruros exhibieron su concentración más baja durante la época de invierno (50 mg/L Cl) y la más alta en el verano (110 mg/L Cl). En cuanto a la clorofila α la cifra más baja se observó en el otoño (0.74 mg/L) y la más alta en la época de invierno (1.1 mg/L). La concentración más baja de la demanda química de oxígeno (DQO) se obtuvo en verano (32.9 mg/L) y la más alta en el invierno (59.8 mg/L). Por último, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) fue más alta en el período del otoño con 39.5 mg/L y más baja en la primavera con 13.5 mg/L.

Tabla 7. Variables ambientales del club de golf Pulgas Pandas (PP). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para cada estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio.

Variable ambiental	Otoño (noviembre 2020)	Invierno (enero 2021)	Primavera (abril 2021)	Verano (julio 2021)
Temperatura (°C)	(15.6) $\pm$ 0.26	(13.2) $\pm$ 0.32	(18.4) $\pm$ 0.05	(21.4) $\pm$ 0.05
OD (mg/L)	(14.6) $\pm$ 0.96	(11.2) $\pm$ 0.30	(15.1) $\pm$ 1.7	(2.0) $\pm$ 0.04
Conductividad (mS/cm)	(0.93) $\pm$ 1.96	(0.82) $\pm$ 17	(1.04) $\pm$ 1.1	(0.57) $\pm$ 0.01
TDS (g/L)	(0.74) $\pm$ 0.81	(0.69) $\pm$ 19.8	(0.77) $\pm$ 0.36	(0.39) $\pm$ 0.01
pH	(9.1) $\pm$ 0.15	(9.6) $\pm$ 1.62	(8.9) $\pm$ 0.05	(8.7) $\pm$ 0.26
Amonio (mg/L NH ₄)	(0) $\pm$ 0	(0) $\pm$ 0	(1) $\pm$ 0	(0.62) $\pm$ 0.11
Nitritos (mg/L NO ₂)	(0.27) $\pm$ 0.01	(0.06) $\pm$ 0.001	(0.39) $\pm$ 0.01	(0.34) $\pm$ 0.01

Nitratos (mg/L NO ₃)	(0.24) ± 0.004	(0.08) ± 0.001	(0.40) ± 0.01	(0.31) ± 0.01
Fosfatos (mg/L PO ₄)	(0.70) ± 0.05	(0.93) ± 0.02	(4.0) ± 0	(1.51) ± 0.02
Cloruros (mg/L Cl)	(71.3) ± 5.0	(50) ± 2	(58.6) ± 3.05	(110) ± 1.7
Dureza (mg/L CaCO ₃)	(100) ± 3.4	(88.9) ± 1.1	(91.3) ± 4.04	(10.1) ± 2.3
Cl-α (mg/L)	0.74	1.1	0.77	0.85
DQO (mg/L)	(57.4) ± 49.7	(59.8) ± 2.6	(59.5) ± 9.9	(32.9) ± 1.3
DBO (mg/L)	39.5	34.6	13.5	14.3

7.4.2.6 Estanque recreativo de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA)

En esta localidad se registró la temperatura más alta de los sitios bajo estudio con 23.9°C en la temporada de primavera, de igual manera también se registra el pH más ácido de los sitios con 6.6 en la temporada de verano y uno de los valores más bajos de oxígeno disuelto (OD) con 3.3 mg/L en el otoño (Tab. 8). El amonio alcanzó un máximo de 1.0 mg/L en la primavera, los nitritos y los nitratos obtuvieron las concentraciones más altas en este sitio de estudio, ambos con 0.50 mg/L. Los fosfatos oscilaron entre 0.98 y 3.5 mg/L y los cloruros entre 30.6 y 263 mg/L Cl, ambos alcanzando sus mínimas concentraciones en el invierno y las máximas en la primavera. La dureza total tuvo su valor más alto en la primavera (160 mg/L CaCO₃), al igual que la clorofila α (0.82 mg/L). Las concentraciones más bajas de la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) se observaron durante el verano con 14.0 y 7.9 mg/L respectivamente.

Tabla 8. Variables ambientales del estanque recreativo de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA). Promedio, $\pm$ desviación estándar. Muestra los valores obtenidos para cada estación de muestreo durante las diferentes temporadas del año de estudio.

Variable ambiental	Otoño (noviembre 2020)	Invierno (enero 2021)	Primavera (abril 2021)	Verano (julio 2021)
Temperatura (°C)	(20.2) $\pm$ 0.07	(14.5) $\pm$ 0.11	(23.9) $\pm$ 0.05	(22.0) $\pm$ 0.51
OD (mg/L)	(3.3) $\pm$ 0.50	(6.3) $\pm$ 0.05	(9.7) $\pm$ 0.52	(7.8) $\pm$ 0.25
Conductividad (mS/cm)	(0.87) $\pm$ 1.02	(0.85) $\pm$ 0.004	(0.92) $\pm$ 1.9	(0.39) $\pm$ 0.003
TDS (g/L)	(0.63) $\pm$ 0.20	(0.52) $\pm$ 0.003	(0.61) $\pm$ 1.3	(0.27) $\pm$ 0.01
pH	(8.3) $\pm$ 0.13	(7.9) $\pm$ 0.20	(8.4) $\pm$ 0.1	(6.6) $\pm$ 0.05
Amonio (mg/L NH ₄)	(0) $\pm$ 0	(0) $\pm$ 0	(1) $\pm$ 0	(0.32) $\pm$ 0.01
Nitritos (mg/L NO ₂)	(0.50) $\pm$ 0	(0.50) $\pm$ 0	(0.47) $\pm$ 0.02	(0.29) $\pm$ 0
Nitratos (mg/L NO ₃)	(0.50) $\pm$ 0	(0.50) $\pm$ 0	(0.49) $\pm$ 0.02	(0.28) $\pm$ 0.01
Fosfatos (mg/L PO ₄)	(1.04) $\pm$ 0.03	(0.98) $\pm$ 0.05	(3.5) $\pm$ 0	(1.98) $\pm$ 0.03
Cloruros (mg/L Cl)	(48.6) $\pm$ 1.1	(30.6) $\pm$ 1.1	(263) $\pm$ 5.7	(64.6) $\pm$ 1.1
Dureza (mg/L CaCO ₃)	(107) $\pm$ 4.6	(98.3) $\pm$ 1.9	(160) $\pm$ 6.3	(26.3) $\pm$ 2.3
Cl- α (mg/L)	0.23	0.66	0.82	0.22
DQO (mg/L)	(42.3) $\pm$ 3.4	(36.3) $\pm$ 6.1	(16.6) $\pm$ 1.6	(14) $\pm$ 1.1
DBO (mg/L)	22.3	34.1	8.5	7.9

7.5 Análisis Canónico de Correspondencias (ACC)

7.5.1 ACC de las variables ambientales y géneros del Conjunto de sitios

Para el análisis de correspondencia canónica (ACC) del Conjunto de Sitios (Fig. 19) el primer y segundo eje explicaron el 36 y 30%, respectivamente, de la variabilidad de los datos observados. En la gráfica se observa que los cloruros, fosfatos y dureza total (DUREZA T) son las variables ambientales que tuvieron mayor influencia, lo que resulta en un efecto significativo sobre cómo se ordenaron los diferentes géneros de zooplancton en el gráfico. *Brachionus* fue el único género de rotíferos situado cerca del centro, donde no mostró ninguna tendencia particular con ninguna variable ambiental. Varios géneros de Cladocera y Copepoda y como *Bosmina*, *Alona*, *Leydigia*, *Diaphanosoma*, *Chydorus*, *Sida*, *Simocephalus*, *Dunhevedia*, *Mastigodiatomus* y *Arctodiatomus* se concentraron en los vectores de las variables de temperatura, oxígeno disuelto, cloruros y dureza total, a su vez relacionados negativamente con amonio, nitratos, nitritos, conductividad, sólidos totales disueltos, fosfatos, DQO, DBO y Cl- α . Los géneros *Platyias*, *Trichocerca*, *Filinia*, *Keratella*, *Anuraeopsis* y *Proalides* muestran una fuerte asociación negativa con la dureza total y son géneros muy representativos de la localidad HID. *Collotheca*, *Leptodiatomus*, *Daphnia*, *Acanthocyclops*, *Moina*, *Asplanchna*, *Hexarthra* y *Ceriodaphnia* están relacionados positivamente con la dureza total y con el pH.

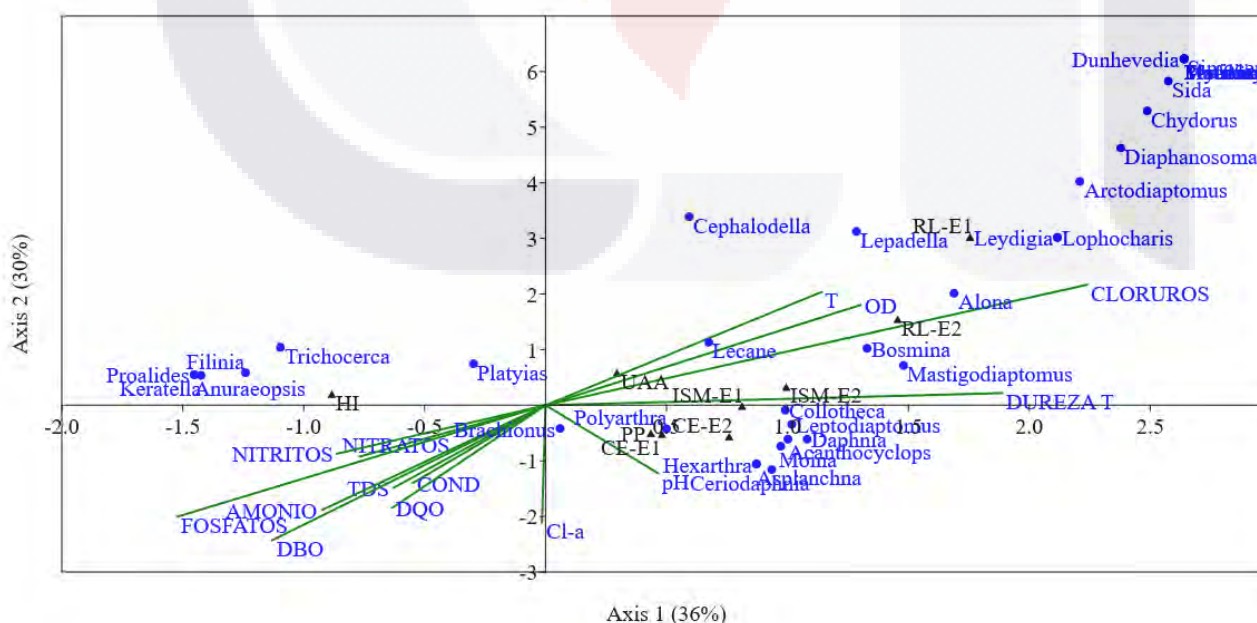


Figura 19. Análisis Canónico de Correspondencias (ACC) de las variables ambientales y los diferentes géneros de zooplancton observados en el Conjunto de Sitios. RL-E1 (Rodolfo Landeros,

Estación 1), RL-E2 (Rodolfo Landeros, Estación 2), ISM-E1 (Isla San Marcos, Estación 1), ISM-E2 (Isla San Marcos, Estación 2), CE-E1 (El Cedazo, Estación 1), CE-E2 (El Cedazo, Estación 2), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno).

7.5.2 ACC de las variables ambientales y especies durante las temporadas del año.

7.5.2.1 Rodolfo Landeros Estación 1 (RL-E1)

Las variables ambientales con mayor influencia en las especies fueron los fosfatos, temperatura, conductividad y TDS (Fig. 20). El eje 1 explica el 43% de la variabilidad de los datos y el eje 2 un 35%. Los rotíferos *Lepadella patella*, *Lecane hamata*, *Poliarthra dolichoptera*, *Brachionus angularis* fueron especies muy características en el verano y relacionadas positivamente con los fosfatos y la temperatura, también lo fueron *Lecane arcuata*, *L. luna*, *Mytilina mucronata*, *Alona setulosa* y *Chydorus sphaericus*, aunque en menor medida. *Keratella cochlearis*, *K. cochlearis* var. *tecta* y *Macrocyclus albidus* se observaron mayormente en el invierno, temporada en la que se registró la temperatura más baja y los niveles más altos de clorofila- α . Especies del género *Lecane* fueron muy características de la primavera y negativamente relacionadas con las variables cloruros y nitritos. *Simocephalus mixtus*, *Trichocerca pusilla* y *Lecane furcata* fueron más comunes durante la temporada de otoño donde se relacionaron positivamente con los cloruros y los nitritos, otras especies de cladóceros como *Dunhevedia crassa*, *Sida crystallina* y *Arctodiaptomus dorsalis* presentaron una tendencia similar. Especies como *Daphnia parvula* y *Acanthocyclops robustus* exhibieron una ligera tenencia hacia los valores más altos de conductividad, TDS, nitratos, DQO y dureza total.

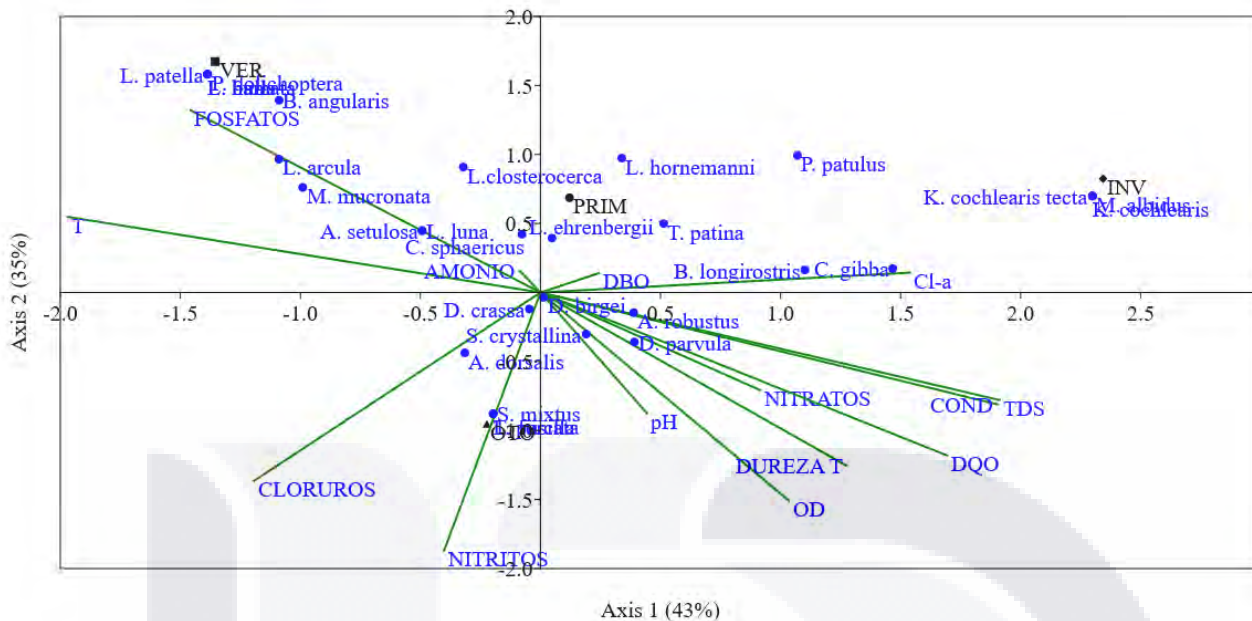


Figura 20. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad Rodolfo Landeros, Estación 1 (RL-E1). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *C. gibba* (*Cephalodella gibba*), *L. arcuata* (*Lecane arcuata*), *L. closterocerca* (*Lecane closterocerca*), *L. furcata* (*Lecane furcata*), *L. hamata* (*Lecane hamata*), *L. hornemanni*, (*Lecane hornemanni*), *L. luna* (*Lecane luna*), *L. ehrenbergii* (*Lepadella ehrenbergii*), *L. patella* (*Lepadella patella*), *K. cochlearis* (*Keratella cochlearis*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* variedad *tecta*), *M. mucronata* (*Mytilina mucronata*), *P. patulus* (*Plationus patulus*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*), *T. patina* (*Testudinella patina*), *T. pusilla* (*Trichocerca pusilla*). Cladocera: *A. setulosa* (*Alona setulosa*), *B. longirostris* (*Bosmina longirostris*), *C. sphaericus* (*Chydorus sphaericus*), *D. parvula* (*Daphnia parvula*), *D. birgei* (*Diaphanosoma birgei*), *D. crassa* (*Dunhevedia crassa*), *S. crystallina* (*Sida crystallina*), *S. mixtus* (*Simocephalus mixtus*). Copepoda (Calanoida): *A. dorsalis* (*Arctodiaptomus dorsalis*), *M. albidus* (*Macrocyclus albidus*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).

7.5.2.2 Rodolfo Landeros Estación 2 (RL-E2)

El eje 1 y 2 explican el 52 y 36%, respectivamente, de la variabilidad de los datos observados (Fig. 21). Las variables ambientales oxígeno disuelto, fosfatos, conductividad y sólidos totales disueltos son los vectores con mayor influencia en la distribución de las especies en el gráfico. *Lecane luna*, *Lophocharis salpina*, *Keratella cochlearis* var. *tecta*, *Bosmina longirostris* y *Alona* cf. *setulosa* fueron observadas mayormente durante la temporada de invierno en la cual se presentó la concentración más alta de dureza total y clorofila- α . *Brachionus angularis*, *Sida crystallina*, *Leydigia* cf. *striata* y *Arctodiaptomus dorsalis*

estuvieron positivamente relacionados con los cloruros y los nitritos, los cuales tuvieron las concentraciones más altas en el otoño. Los rotíferos *Mytilina mucronata*, *Polyarthra dolichoptera* y los cladóceros *Daphnia pulex* y *D. parvula* fueron característicos de la primavera en donde se relacionaron positivamente con el pH y el oxígeno disuelto; especies como *Daphnia C. exilis*, *Moina micrura*, *Mastigodiatomus albuquerqueensis* y *Acanthocyclops robustus* se observaron principalmente en la temporada de verano, las cuales se relacionaron negativamente con la clorofila- α y el oxígeno disuelto y positivamente con la temperatura, nitratos, amonio, fosfatos, conductividad, sólidos totales disueltos y en menor medida con DQO y DBO.

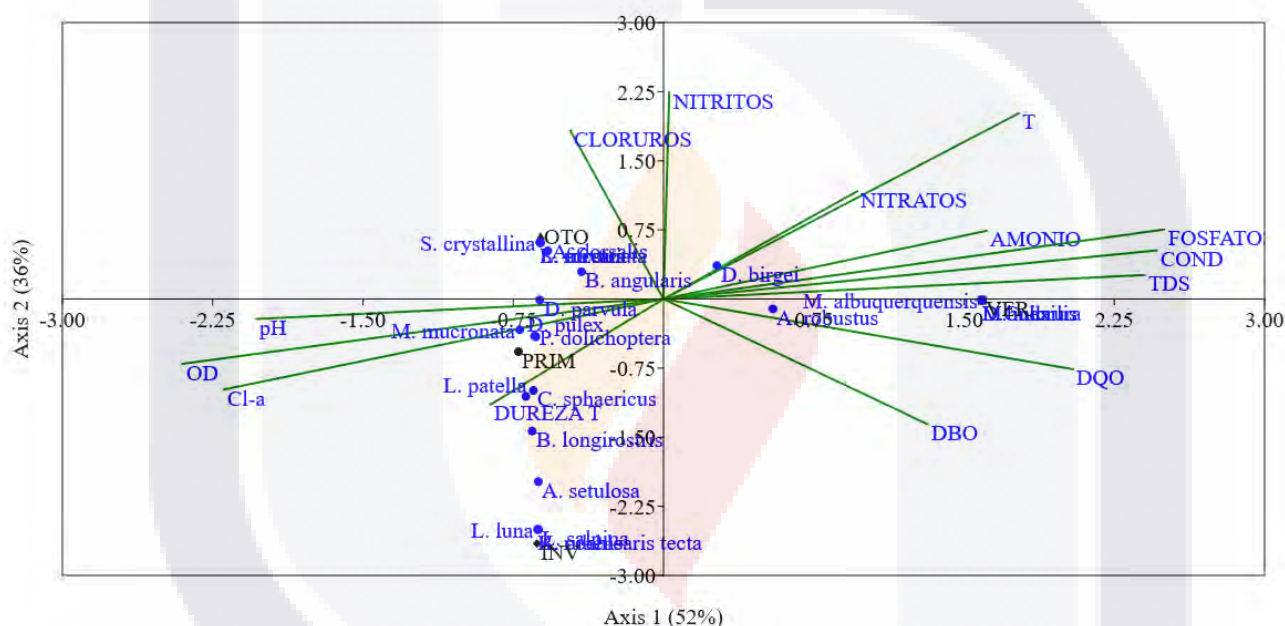


Figura 21. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad Rodolfo Landeros, Estación 2 (RL-E2). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotifera: *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *L. bulla* (*Lecane bulla*), *L. furcata* (*Lecane furcata*), *L. luna* (*Lecane luna*), *L. patella* (*Lepadella patella*), *L. salpina* (*Lophocharis salpina*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* variedad *tecta*), *M. mucronata* (*Mytilina mucronata*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*). Cladocera: *A. setulosa* (*Alona setulosa*), *B. longirostris* (*Bosmina longirostris*), *C. sphaericus* (*Chydorus sphaericus*), *D. parvula* (*Daphnia parvula*), *D. pulex* (*Daphnia pulex*), *D.C. exilis* (*Daphnia Ctenodaphnia exilis*), *D. birgei* (*Diaphanosoma birgei*), *L. striata* (*Leydigia striata*), *M. micrura* (*Moina micrura*), *S. crystallina* (*Sida crystallina*), *S. mixtus* (*Simocephalus mixtus*). Copepoda (Calanoida): *A. dorsalis* (*Arctodiaptomus dorsalis*), *M. albuquerqueensis* (*Mastigodiatomus albuquerqueensis*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).

7.5.2.3 Isla San Marcos Estación 1 (ISM-E1)

Para el caso de ISM-E1 (Fig. 22) las correlaciones canónicas se presentaron mayormente en los cuadrantes uno, tres y cuatro siendo oxígeno disuelto, amonio y clorofila- α las variables ambientales con mayor contribución en cómo se posicionan las especies. De acuerdo con la influencia de las variables, se observa que la disposición de especies como *Brachionus caudatus*, *B. havanaensis*, *B. quadridentatus*, *Collotheca ornata*, *Lecane bulla* y *Arctodiaptomus dorsalis* están mayormente influenciados por amonio, cloruros, clorofila- α , nitritos, nitratos, DQO y DBO, y son especies muy características de la temporada de otoño, mientras que *Lecane hornemanni*, *L. pyriformis*, *Brachionus angularis* y *Lepadella ovalis* están directamente influenciados por los fosfatos, temperatura y concentraciones muy bajas de oxígeno, y son especies que se observaron mayormente durante el verano. La temporada de primavera estuvo caracterizada por los cladóceros *Bosmina longirostris*, *Alona* cf. *setulosa*, *Ceriodaphnia laticaudata* y el copépodo *Acanthocyclops robustus* los cuales estuvieron relacionados con bajas concentraciones de nitratos, nitritos, DQO y DBO. La distribución en el gráfico de las especies *Lecane luna*, *Keratella cochlearis* var. *tecta* y *Leptodiaptomus siciloides* se inclina hacia la temporada de invierno.

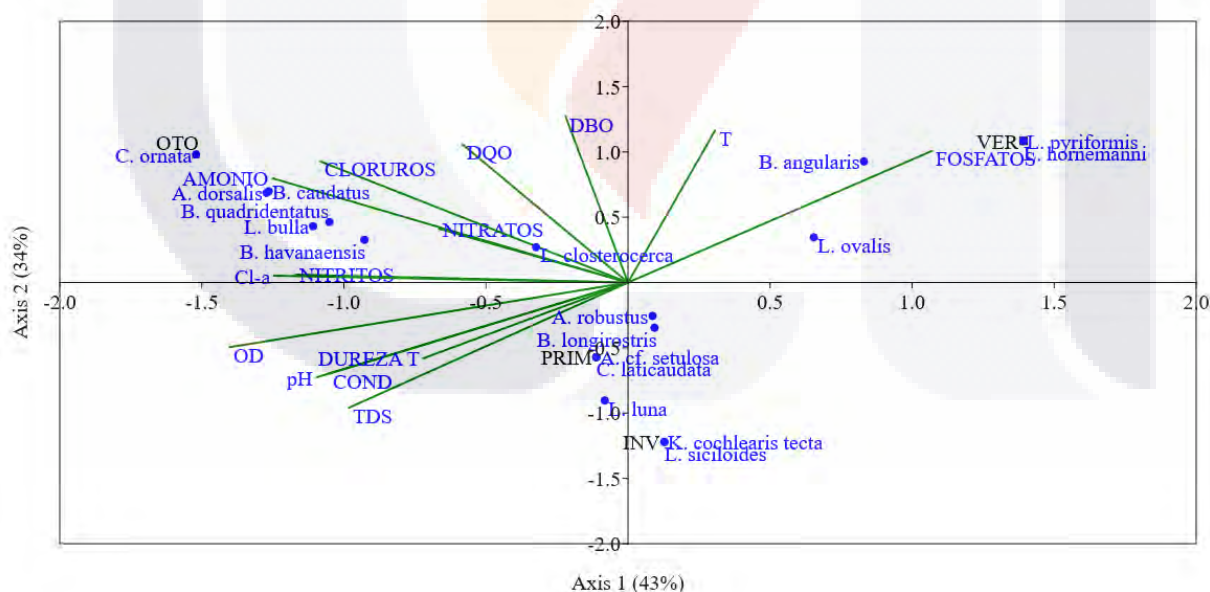


Figura 22. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad Isla San Marcos, Estación 1 (ISM-E1). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. caudatus* (*Brachionus caudatus*), *B. havanaensis*

(*Brachionus havanaensis*), *B. quadridentatus* (*Brachionus quadridentatus*), *C. ornata* (*Collotheca ornata*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* variedad *tecta*), *L. bulla* (*Lecane bulla*), *L. closterocerca* (*Lecane closterocerca*), *L. hornemanni* (*Lecane hornemanni*), *L. luna* (*Lecane luna*), *L. pyriformis* (*Lecane pyriformis*), *L. ovalis* (*Lecane ovalis*). Cladocera: *A. cf. setulosa* (*Alona cf. setulosa*), *B. longirostris* (*Bosmina longirostris*), *C. laticaudata* (*Ceriodaphnia laticaudata*). Copepoda (Calanoida): *A. dorsalis* (*Arctodiaptomus dorsalis*), *L. siciloides* (*Leptodiaptomus siciloides*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).

7.5.2.4 Isla San Marcos Estación 2

El análisis muestra que la clorofila- α , nitritos y cloruros son las principales variables ambientales que inciden en los patrones de distribución de las especies en ISM-E2 (Fig. 23), el eje 1 y 2 explican el 48 y 37%, respectivamente, de la variabilidad de los datos observados. La primavera y el verano se caracterizaron por la presencia de especies como *Brachionus angularis*, *Bosmina longirostris*, *Alona cf. setulosa* y *Acanthocyclops robustus*, las cuales se relacionaron positivamente con la temperatura y los fosfatos, por el contrario, la relación fue negativa con la dureza total, DQO y nitratos. *Collotheca ornata*, *Keratella cochlearis* var. *tecta* y *Lepadella ovalis* tuvieron mayor presencia durante el invierno e influenciadas de forma positiva principalmente por el amonio y negativamente con el pH y cloruros. Durante el otoño, las variables ambientales nitritos, clorofila- α , DBO, cloruros, pH, oxígeno disuelto y nitratos tuvieron una alta influencia en las especies *Brachionus caudatus*, *B. havanaensis*, *Lecane bulla*, *L. furcata*, *L. pyriformis*, *Arctodiaptomus dorsalis* y en menor grado en *Lecane luna* y *L. closterocerca*.

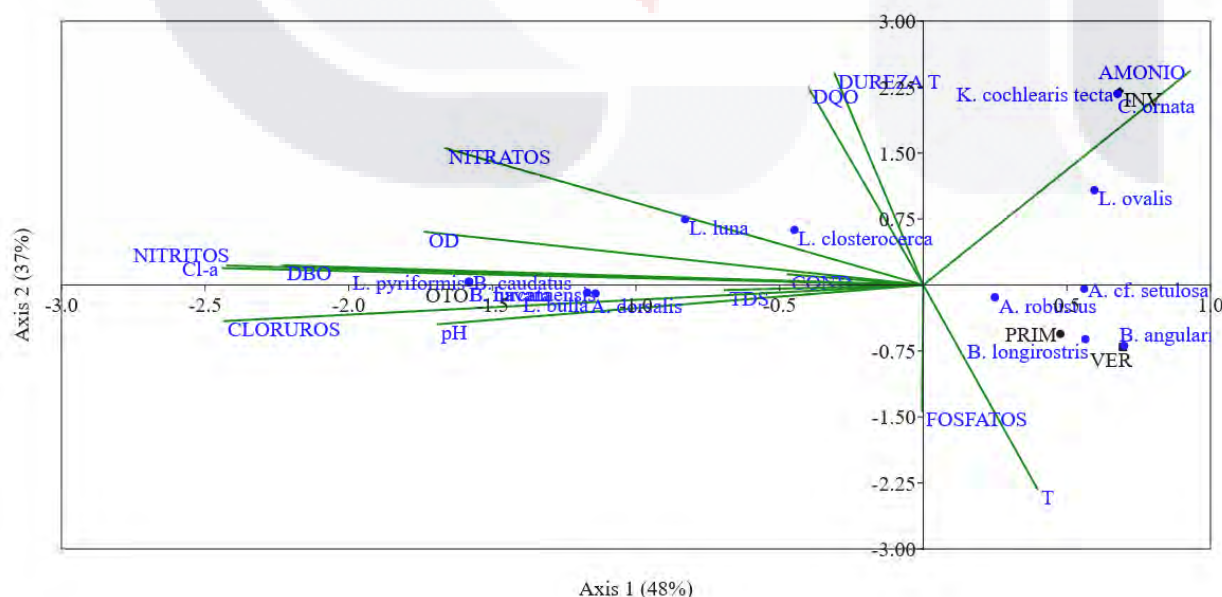


Figura 23. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad Isla San Marcos, Estación 2 (ISM-E2). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. caudatus* (*Brachionus caudatus*), *B. havanaensis* (*Brachionus havanaensis*), *C. ornata* (*Collotheca ornata*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* variedad *tecta*), *L. bulla* (*Lecane bulla*), *L. closterocerca* (*Lecane closterocerca*), *L. furcata*, *L. luna* (*Lecane luna*), *L. pyriformis* (*Lecane pyriformis*), *L. ovalis* (*Lecane ovalis*). Cladocera: *A. cf. setulosa* (*Alona cf. setulosa*), *B. longirostris* (*Bosmina longirostris*). Copepoda (Calanoida): *A. dorsalis* (*Arctodiaptomus dorsalis*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).

7.5.2.5 El Cedazo Estación 1

Las variables ambientales que mayormente influenciaron la distribución de las especies en las distintas temporadas son el oxígeno disuelto (OD) y la clorofila- α , situadas dentro del primer y segundo cuadrante respectivamente (Fig. 24). El otoño e invierno se caracterizaron por tener las temperaturas más bajas, de igual manera las concentraciones más bajas de fosfatos, amonio, cloruros, dureza total y DBO, por el contrario, en estas dos temporadas se manifestaron las concentraciones más elevadas de oxígeno disuelto, clorofila- α , nitritos y nitratos, asimismo, se presentaron especies como *Brachionus urceolaris*, *Daphnia pulex* en el caso de la temporada de invierno y en el otoño las especies *Polyarthra dolichoptera* y *Daphnia C. exilis*. Además, durante la primavera se observaron las especies *Asplanchna sieboldii*, *Ceriodaphnia reticulata*, *C. dubia*, *Daphnia C. exilis* y en el verano se identificaron *Brachionus angularis*, los cladóceros *Moina micrura*, *M. macrocopa* y el copépodo *Acanthocyclops robustus*, teniendo a las variables de conductividad, sólidos totales disueltos y pH actuando sobre su distribución.

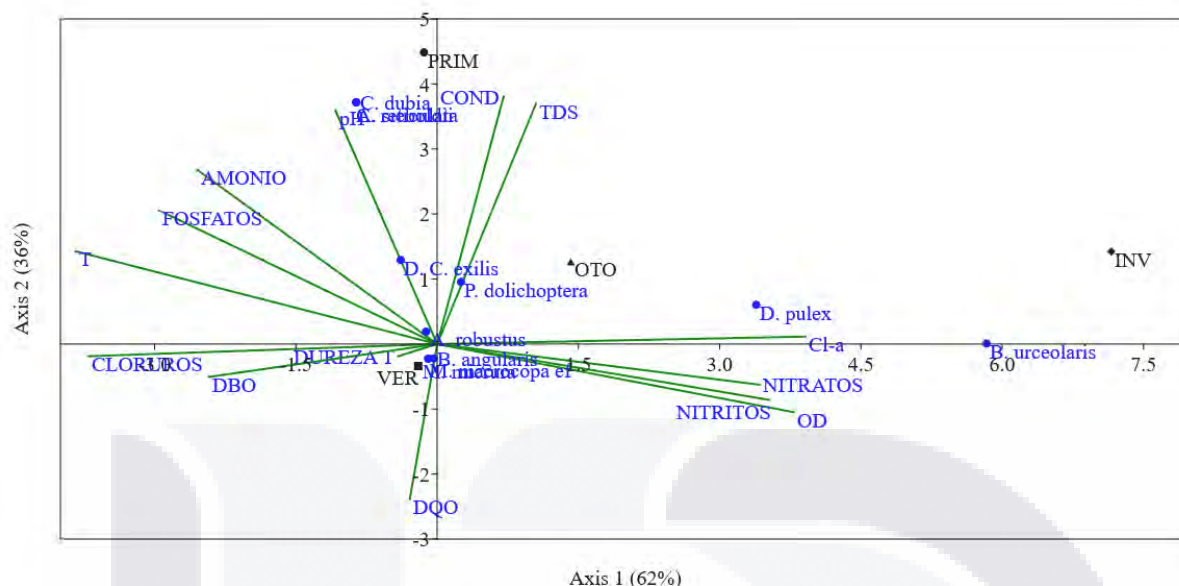


Figura 24. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad El Cedazo, Estación 1 (CE-E1). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl-a (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *A. sieboldii* (*Asplanchna sieboldii*), *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. urceolaris* (*Brachionus urceolaris*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*). Cladocera: *D.C. exilis* (*Daphnia Ctenodaphnia exilis*), *C. dubia* (*Ceriodaphnia dubia*), *C. reticulata* (*Ceriodaphnia reticulata*), *D. pulex* (*Daphnia pulex*), *M. macrocopa* (*Moina macrocopa*), *M. micrura* (*Moina micrura*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).

7.5.2.6 El Cedazo Estación 2

El análisis alcanzó un 91% de varianza explicada en sus dos primeros componentes (eje 1 y eje 2) (Fig. 25). En este análisis se observa una clara separación espacial y estacional durante la época de invierno, la cual quedó ubicada en el extremo derecho del diagrama con alta relación con las variables nitritos, nitratos, OD, TDS y caracterizada por las especies *Brachionus urceolaris*, *Daphnia C. exilis* y *Mastigodiatomus albuquerqueensis*. La temporada de verano quedó ubicada sobre el eje 1, con los valores más altos de temperatura, dureza total y cloruros, así como la presencia de *Brachionus angularis*, *Moina macrocopa* y *M. micrura*. Por otra parte, el rotífero *Asplanchna sieboldii*, así como los cladóceros *Ceriodaphnia dubia* y *C. reticulata* se observaron principalmente en la primavera con las variables DBO, Cl-a, amonio y en menor grado los fosfatos, conductividad, pH definiendo

sus patrones de distribución. *Daphnia pulex* se observó durante el otoño, muy relacionada con concentraciones altas de DBO.

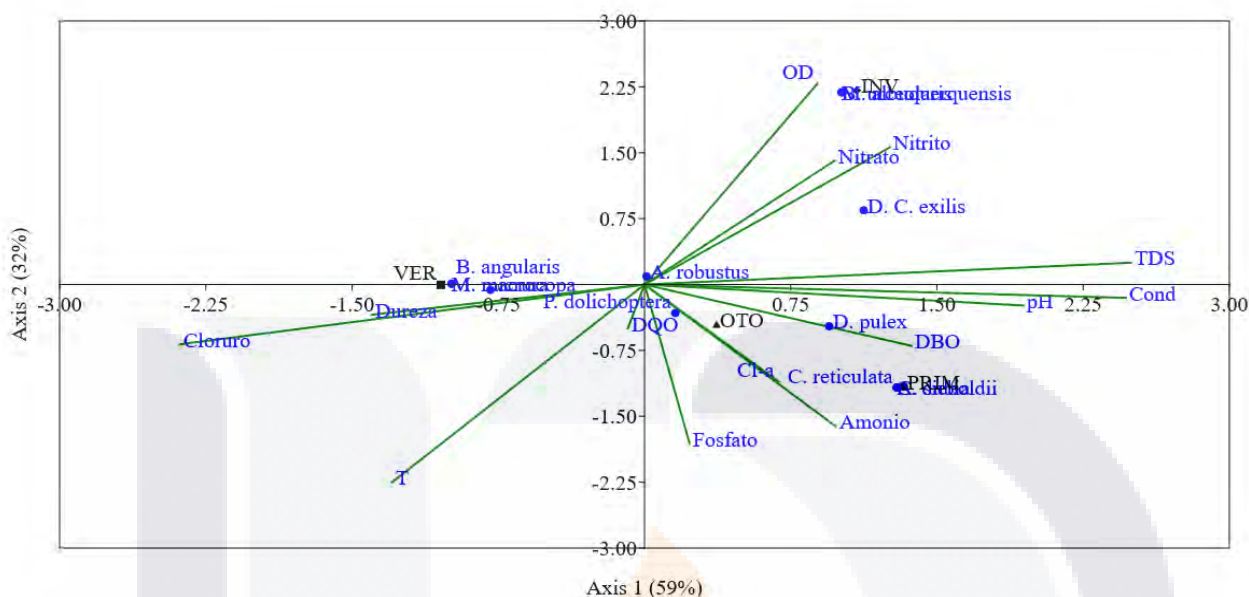


Figura 25. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad El Cedazo, Estación 2 (CE-E2). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *A. sieboldii* (*Asplanchna sieboldii*), *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. urceolaris* (*Brachionus urceolaris*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*). Cladocera: *D.C. exilis* (*Daphnia Ctenodaphnia exilis*), *C. dubia* (*Ceriodaphnia dubia*), *C. reticulata* (*Ceriodaphnia reticulata*), *D. pulex* (*Daphnia pulex*), *M. macrocopa* (*Moina macrocopa*), *M. micrura* (*Moina micrura*). Copepoda (Calanoida): *M. albuquerquensis* (*Mastigodiatomus albuquerquensis*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).

7.5.2.7 Hidalgo (HID)

La temperatura y los fosfatos son las variables ambientales las cuales tuvieron mayor influencia en la distribución de las especies en el diagrama (Fig. 26). Más de la mitad de las especies registradas en este sitio presentaron su mayor abundancia durante la primavera: *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus calyciflorus*, *B. havanaensis*, *Cephalodella gibba*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca pusilla*, *Moina macrocopa* y *Acanthocyclops robustus* a la vez con alta correspondencia con los cloruros, los fosfatos y la temperatura. *Brachionus angularis* y *Filinia longiseta* se registraron mayormente en la primavera, junto con las concentraciones más altas de amonio, aunque, de manera general esta variable se encontró en concentraciones

muy bajas. Durante las temporadas de otoño e invierno se observaron especies como *Brachionus bidentatus*, *Keratella cochlearis* y *K. cochlearis* var. *tecta*, así mismo relacionadas con las concentraciones más altas de DQO, DBO, nitratos, nitritos y Cl- α registradas para el parque Hidalgo. El género *Keratella* suele ser muy característico en la temporada invierno, donde se presentan las temperaturas más bajas. *Filinia cornuta* y el nuevo registro *Proalides tentaculatus* oscilaron entre la primavera y el otoño.

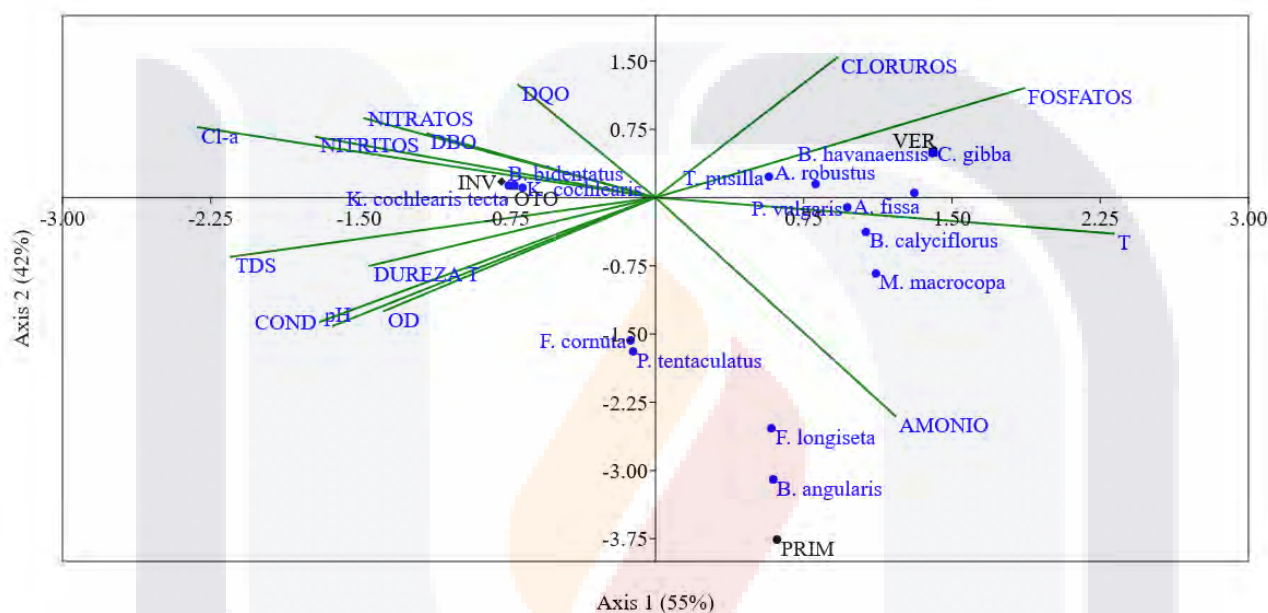


Figura 26. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la localidad Hidalgo (HID). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *A. fissa* (*Anuraeopsis fissa*), *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. bidentatus* (*Brachionus bidentatus*), *B. calyciflorus* (*Brachionus calyciflorus*), *B. havanaensis* (*Brachionus havanaensis*), *C. gibba* (*Cephalodella gibba*), *K. cochlearis* (*Keratella cochlearis*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* var. *tecta*), *F. cornuta* (*Filinia cornuta*), *F. longiseta* (*Filinia longiseta*), *P. tentaculatus* (*Proalides tentaculatus*), *P. vulgaris* (*Polyarthra vulgaris*), *T. pusilla* (*Trichocerca pusilla*). Cladocera: *M. macrocopa* (*Moina macrocopa*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).

7.5.2.8 Pulgas Pandas (PP)

Para este sitio, las correlaciones canónicas están distribuidas en todos los cuadrantes del gráfico, de este modo el análisis alcanzó un 95% de varianza explicada en sus dos primeros componentes (Fig. 27). En el primer cuadrante se ubica la temporada de verano con bajas

concentraciones de conductividad, oxígeno disuelto, DQO, dureza total y sólidos totales disueltos, a su vez los valores más altos de cloruros, siendo *Hexarthra mira*, *Moina micrura* y *Acanthocyclops robustus* las especies representativas. El invierno se ubicó dentro del segundo cuadrante, las especies *Brachionus angularis*, *Keratella cochlearis* var. *tecta*, *Polyarthra dolichoptera* y *P. vulgaris* exhibieron las abundancias más altas en esta temporada, con las cifras más elevadas de Cl- α , DBO y pH registradas en el sitio. La primavera y el otoño se ubicaron en el tercer y cuarto cuadrante, respectivamente. La primavera con la presencia de *Brachionus bidentatus*, *B. rubens* y *Moina macrocopa*, con cifras bajas en conductividad, sólidos totales disueltos, dureza total, oxígeno disuelto y DQO. Asimismo, el otoño estuvo definido por las variables de temperatura, amonio, nitratos, nitritos, fosfatos y la presencia del rotífero depredador *Asplanchna sieboldii*.

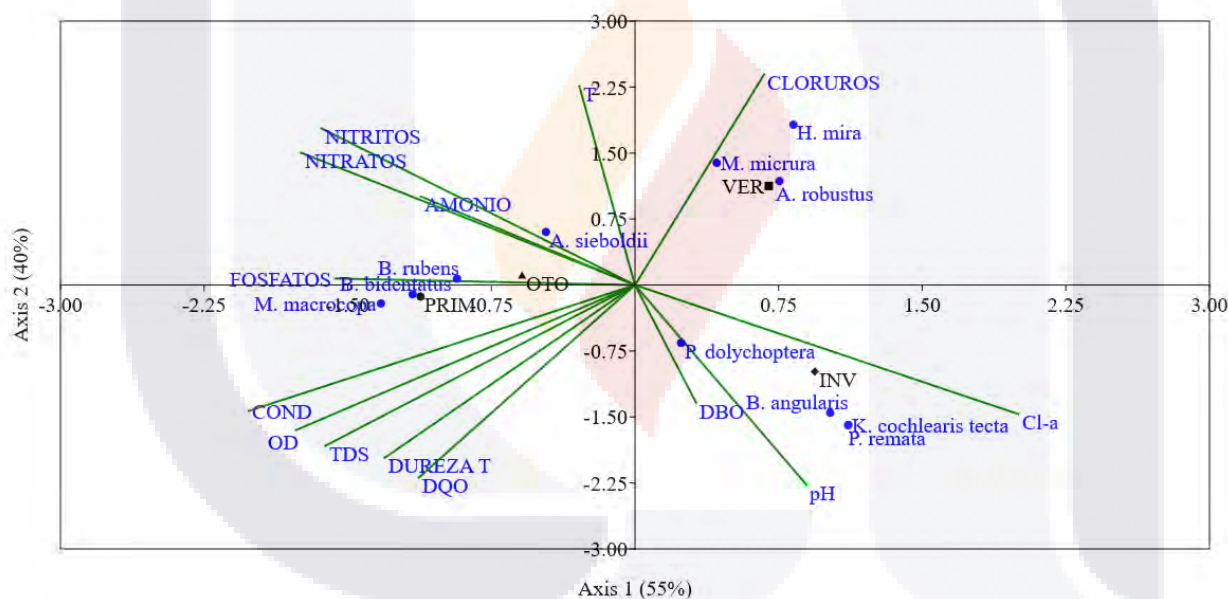


Figura 27. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en Pulgas Pandas (PP). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Rotífera: *A. sieboldii* (*Asplanchna sieboldii*), *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. bidentatus* (*Brachionus bidentatus*), *B. rubens* (*Brachionus rubens*), *H. mira* (*Hexarthra mira*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* var. *tecta*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*), *P. remata* (*Polyarthra remata*). Cladocera: *M. macrocopa* (*Moina macrocopa*), *M. micrura* (*Moina micrura*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).

7.5.2.9 Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA)

Para la UAA (Fig. 28) las variables más influyentes fueron DQO y DBO. Durante el invierno la DBO fue más alta al igual que la Cl- α , además abundaron los rotíferos *Brachionus calyciflorus*, *Lecane luna*, *L. closterocerca*, *L. luna*, *Keratella cochlearis*, *K. cochlearis* var. *tecta* y *Polyarthra remata*. Las especies *Brachionus angularis*, *Platyias quadricornis* y *Polyarthra vulgaris* tuvieron mayor presencia en el otoño que a su vez presentó las cifras mayores para las variables DQO, nitritos, nitratos, conductividad, pH, dureza total, sólidos totales disueltos y dureza, ocurriendo de forma inversa en el caso del oxígeno disuelto y los fosfatos. La temperatura más alta, así como la mayor concentración de cloruros ocurrió durante la primavera con la presencia de especies como el nuevo registro *Lecane decipiens*, *L. bulla*, *Filinia cornuta*, *F. longiseta* y *Polyarthra dolichoptera*. Por último, el verano se caracterizó por las concentraciones más altas de oxígeno disuelto, amonio y fosfatos en el sitio, con la presencia de los rotíferos *Brachionus bidentatus*, *B. havanaensis*, *Lecane lunaris*, *L. pyriformis*, *Lepadella patella*, el cladócero *Moina macrocopa* y el copépodo *Acanthocyclops robustus*.

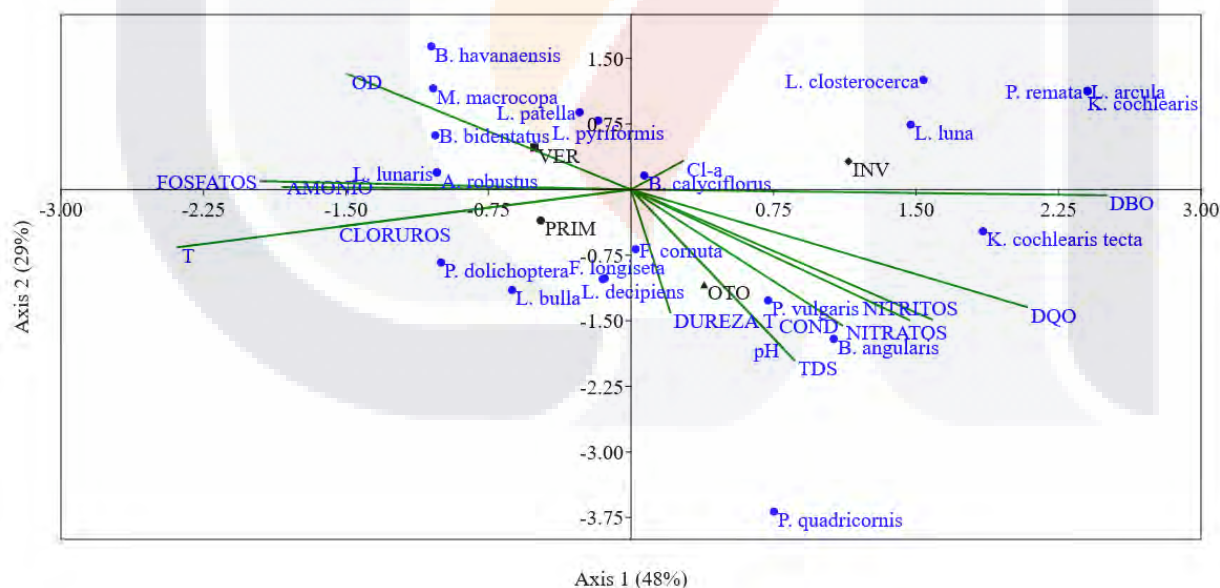


Figura 28. Muestra la gráfica del análisis canónico de correspondencia de las variables ambientales y las especies en las distintas temporadas del año en la Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA). PRIM (primavera), VER (verano), OTO (otoño), INV (invierno). T (temperatura), OD (oxígeno disuelto), COND (conductividad), TDS (sólidos totales disueltos), DUREZA T (dureza total), Cl- α (clorofila a), DQO (demanda química de oxígeno), DBO (demanda bioquímica de

oxígeno). Rotífera: *B. angularis* (*Brachionus angularis*), *B. bidentatus* (*Brachionus bidentatus*), *B. calyciflorus* (*Brachionus calyciflorus*), *B. havanaensis* (*Brachionus havanaensis*), *L. arcua* (*Lecane arcua*), *L. bulla* (*Lecane bulla*), *L. closterocerca* (*Lecane closterocerca*), *L. decipiens* (*Lecane decipiens*), *L. luna* (*Lecane luna*), *L. lunaris* (*Lecane lunaris*), *L. pyriformis* (*Lecane pyriformis*), *L. patella* (*Lepadella patella*), *K. cochlearis* (*Keratella cochlearis*), *K. cochlearis tecta* (*Keratella cochlearis* var. *tecta*), *F. cornuta* (*Filinia cornuta*), *F. longiseta* (*Filinia longiseta*), *P. quadricornis* (*Platyias quadricornis*), *P. dolichoptera* (*Polyarthra dolichoptera*) *P. remata* (*Polyarthra remata*), *P. vulgaris* (*Polyarthra vulgaris*). Cladocera: *M. macrocopa* (*Moina macrocopa*). Copepoda (Cyclopoida): *A. robustus* (*Acanthocyclops robustus*).

7.6 Análisis de Diversidad alfa (α) para cada sitio de estudio

El valor más alto de riqueza se registró en la localidad RL-E1 con 28 especies (Tab. 9), seguido de las localidades RL-E2 y UAA ambas con 22 especies, enseguida ISM-E1 con 18 especies, HID, ISM-E2 y CE-E2 con 15, 14 y 12 especies respectivamente, por último, se encuentran las localidades CE-E1 y PP las cuales exhibieron la menor riqueza de todos los sitios, ambas con 11 especies (Fig. 29). El análisis de la riqueza observada en contraste con la riqueza esperada con los estimadores no paramétricos Chao2 y Jack2 (Tab. 9) muestra que la riqueza observada es menor que la esperada en todas las localidades, a excepción de HID, donde el valor de Chao2 es igual a la riqueza observada y el valor de Jack2 está justo por debajo de la observada.

Tabla 9. Diversidad alfa (α). Riqueza de especies observada y esperada para cada sitio con dos estimadores no paramétricos Chao 2 y Jack 2. RL-E1 (Rodolfo Landeros, estación 1), RL-E2 (Rodolfo Landeros, estación 2), ISM-E1 (Isla San Marcos, estación 1), ISM-E2 (Isla San Marcos, estación 2), CE-E1 (Cedazo, estación 1), CE-E2 (Cedazo, estación 2), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes).

Localidades de muestreo	Riqueza de especies observada	Riqueza de especies esperada	
	Total	Chao2	Jack2
RL-E1	28	34	38
RL-E2	22	50	36
ISM-E1	18	26	27
ISM-E2	14	20	21
CE-E1	11	17	16
CE-E2	12	24	20
HID	15	15	14
PP	11	15	15
UAA	22	26	28

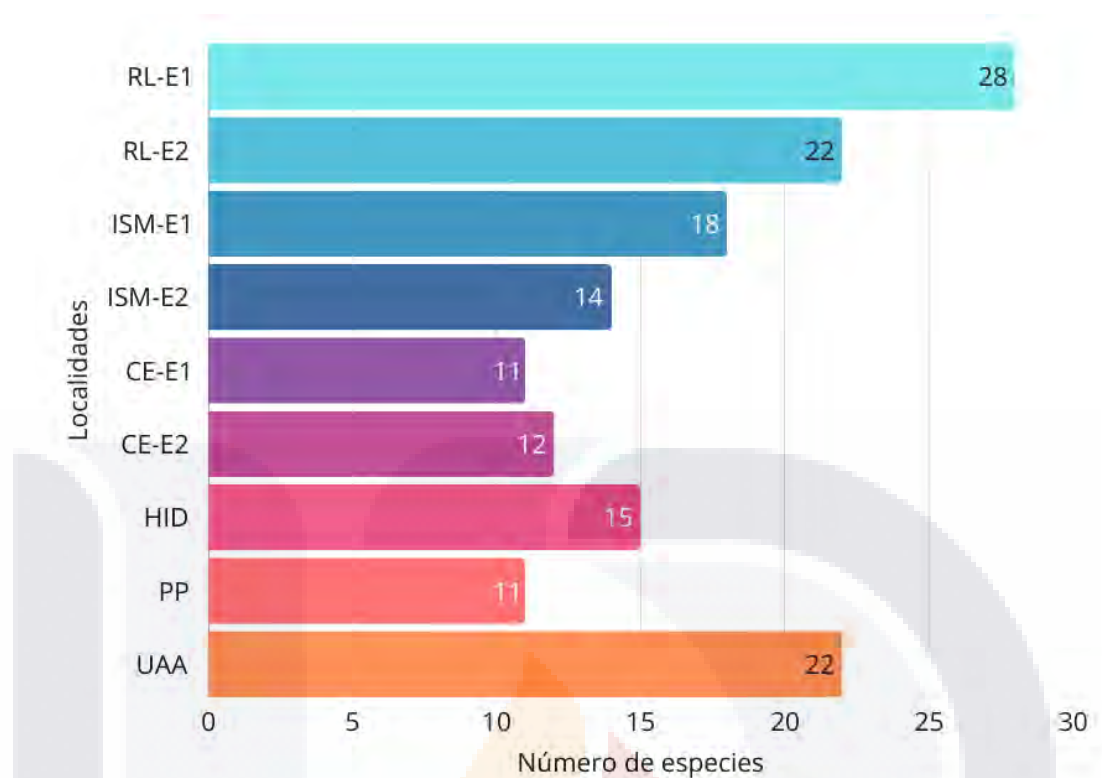


Figura 29. Muestra la Diversidad alfa (α) de cada una de las localidades de estudio.

7.6.1 Rodolfo Landeros (RL)

Para la Estación 1 (RL-E1) la diversidad alfa es de 28 especies (Tab. 10). Para el grupo Rotifera se registraron 17 especies, para Cladocera 8 especies y Copepoda 3 especies. La familia más representativa de Rotifera es Lecanidae con el género *Lecane* con 7 especies. La familia Chydoridae fue la más abundante para Cladocera con los géneros *Alona*, *Dunhevedia* y *Chydorus* con una especie cada uno. Para Copepoda se observó una sola especie del orden Calanoida correspondiente al género *Arctodiaptomus* y dos especies del orden Cyclopoida, las cuales pertenecen a los géneros *Acanthocyclops* y *Macrocylops*. Se identificaron cuatro nuevos registros en esta estación de la localidad: *Lepadella ehrenbergii*, *Lecane arcua* (Rotifera), *Sida crystallina* y *Simocephalus mixtus* (Cladocera) (Fig. 30).

Para la segunda estación (RL-E2) se observó una riqueza de 22 especies. Rotifera presentó 9 especies, Cladocera 10 especies y Copepoda 3 especies (Tab. 10). Para esta localidad de muestreo también los rotíferos del género *Lecane* fueron los más abundantes con tres

especies. Para Cladocera la familia Daphniidae presentó el mayor número de especies. Los órdenes Calanoida y Cyclopoida del grupo Copepoda se observaron con 2 y 1 especie respectivamente. En esta localidad se encontró el número más alto en riqueza de especies, así como la mayor diversidad de familias y géneros de los tres grupos de zooplancton. Para esta estación se determinaron tres nuevos registros: *Lophocharis salpina* (Rotifera), *Leydigia* cf. *striata* y *Simocephalus mixtus* (Cladocera) también observado en RL-E1 (Fig. 31).

Tabla 10. Riqueza de especies del parque Rodolfo Landeros (RL) en cada temporada del año. E1= estación 1. E2= estación 2. * Presente. ● Nuevo registro

Grupos	Otoño (noviembre 2020)		Invierno (enero 2021)		Primavera (abril 2021)		Verano (julio 2021)	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Rotifera								
<i>Brachionus angularis</i>		*			*	*	*	*
<i>Brachionus Rubens</i>				*				
<i>Cephalodella gibba</i>	*		*					
<i>Lepadella ehrenbergii</i> ●	*		*		*		*	
<i>Keratella cochlearis</i>			*					
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>			*	*				
<i>Lecane arcuata</i> ●	*						*	
<i>Lecane bulla</i>							*	*
<i>Lecane closterocerca</i>					*		*	
<i>Lecane furcata</i>	*	*						
<i>Lecane hamata</i>							*	
<i>Lecane hornemanni</i>			*		*		*	
<i>Lecane luna</i>	*			*	*		*	
<i>Lepadella patella</i>				*		*	*	
<i>Lophocharis salpina</i> ●				*				
<i>Mytilina mucronata</i>	*					*	*	
<i>Plationus patulus</i>			*				*	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>		*		*		*	*	
<i>Testudinella patina</i>	*		*		*			
<i>Trichocerca pusilla</i>	*							
Cladocera								
<i>Alona setulosa</i>	*	*		*	*		*	
<i>Bosmina longirostris</i>	*	*	*	*	*	*		
<i>Chydorus sphaericus</i>	*	*	*	*	*	*	*	
<i>Daphnia pàrvula</i>	*	*	*	*	*			
<i>Daphnia pulex</i>		*		*		*		
<i>Daphnia C. exilis</i>								*

<i>Diaphanosoma birgei</i>	*	*	*		*		*	*
<i>Dunhevedia crassa</i>	*				*			
<i>Leydigia striata</i> ●		*						
<i>Moina micrura</i>								*
<i>Sida crystallina</i> ●	*	*	*		*			
<i>Simocephalus mixtus</i> ●	*	*						
Copepoda								
<i>Acanthocyclops robustus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Arctodiaptomus dorsalis</i>	*	*		*	*	*	*	*
<i>Macrocyclops albidus</i>			*					
<i>Mastigodiaptomus</i>								
<i>Albuquerqueensis</i>								*
<i>Mesocyclops</i> sp.			*					

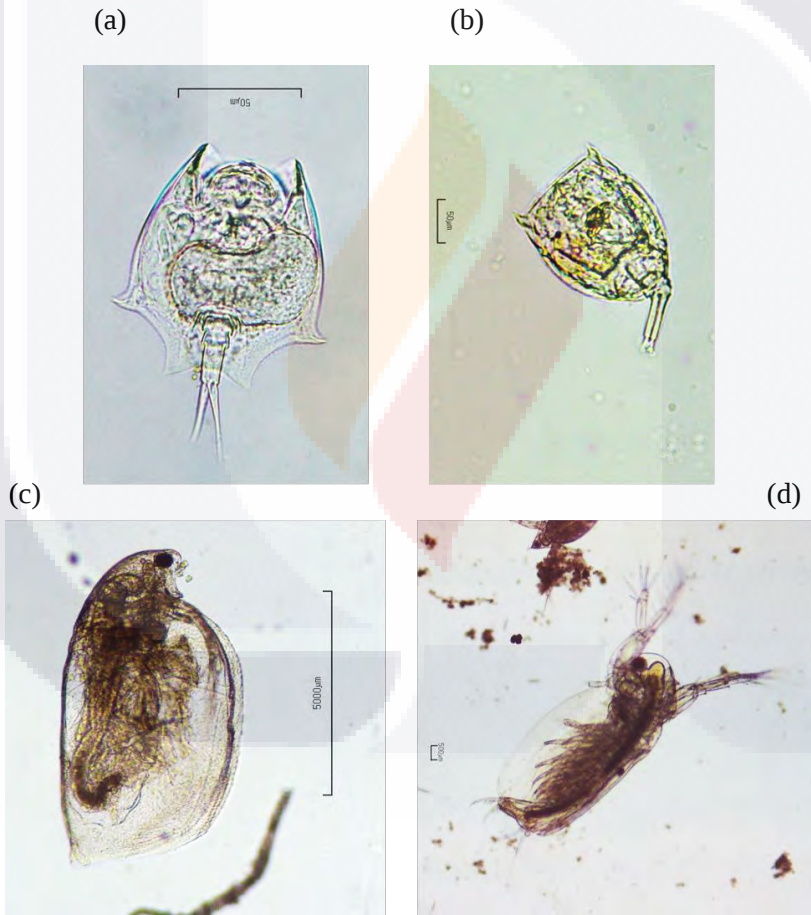


Figura 30. Nuevos registros observados en RL-E1: *Lepadella ehrenbergii* (a), *Lecane arcula* (b), *Simocephalus mixtus* (c), *Sida crystallina* (d).

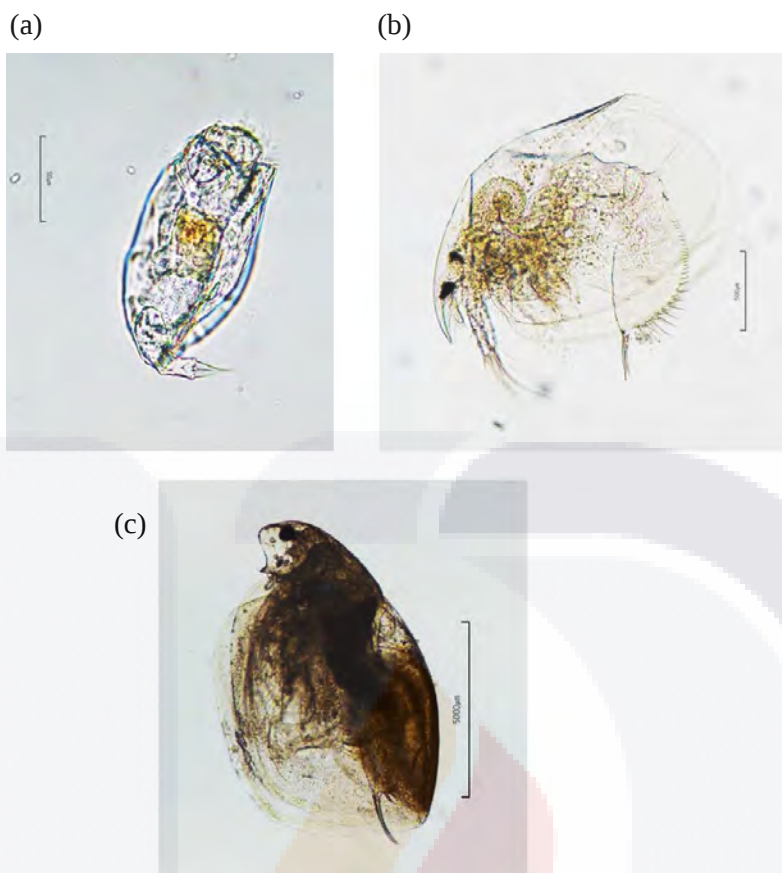


Figura 31. Nuevos registros observados en la localidad RL-E2. *Lophocharis salpina* (a), *Leydigia* cf. *striata* (b), *Simocephalus mixtus* (c).

7.6.2 Isla San Marcos (ISM)

En la Estación 1 (ISM-E1) se observó una riqueza 18 especies (Tab. 11). Se registraron 12 especies de Rotífera, 3 de Cladocera y 3 de Copepoda. Los géneros *Brachionus* y *Lecane* fueron los más representativos para Rotífera con 5 especies cada uno. Cladocera presentó los géneros *Alona*, *Bosmina* y *Ceriodaphnia* con una especie. *Arctodiaptomus* y *Leptodiaptomus* (Calanoida) y *Acanthocyclops* son los géneros observados para Copepoda.

La riqueza para la Estación 2 (ISM-E2) es de 14 especies (Tab. 11). Rotífera registró 10 especies y al igual que la Estación 1 los géneros *Brachionus* y *Lecane* obtuvieron el mayor número de especies. Cladocera presentó una especie de la familia Chydoridae y una de Bosminidae. *Arctodiaptomus dorsalis* y *Acanthocyclops robustus* son las especies

representativas de Copepoda. *Collotheca ornata* es un nuevo registro de rotífero encontrado en ambas estaciones de la Isla San Marcos (Fig. 32).

Tabla 11. Riqueza de especies de la Isla San Marcos (ISM) en cada temporada del año. E1= estación 1. E2= estación 2. * Presente.

Grupos	Otoño (noviembre 2020)		Invierno (enero 2021)		Primavera (abril 2021)		Verano (julio 2021)	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Rotifera								
<i>Brachionus angularis</i>	*				*		*	*
<i>Brachionus caudatus</i>	*	*			*			
<i>Brachionus havanaensis</i>	*	*			*			
<i>Brachionus quadridentatus</i>	*				*			
<i>Collotheca ornata</i> ●	*			*				
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>			*	*				
<i>Lecane bulla</i>	*	*	*			*		
<i>Lecane closterocerca</i>	*	*	*	*			*	*
<i>Lecane furcata</i>		*						
<i>Lecane hornemanni</i>							*	
<i>Lecane luna</i>	*	*	*	*	*			
<i>Lecane pyriformis</i>		*					*	
<i>Lepadella ovalis</i>	*		*	*	*	*	*	
Cladocera								
<i>Alona setulosa</i>				*	*	*		*
<i>Bosmina longirostris</i>					*	*	*	*
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>					*			
Copepoda								
<i>Acanthocyclops robustus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Arctodiaptomus dorsalis</i>	*	*	*		*	*		
<i>Leptodiaptomus siciloides</i>			*					

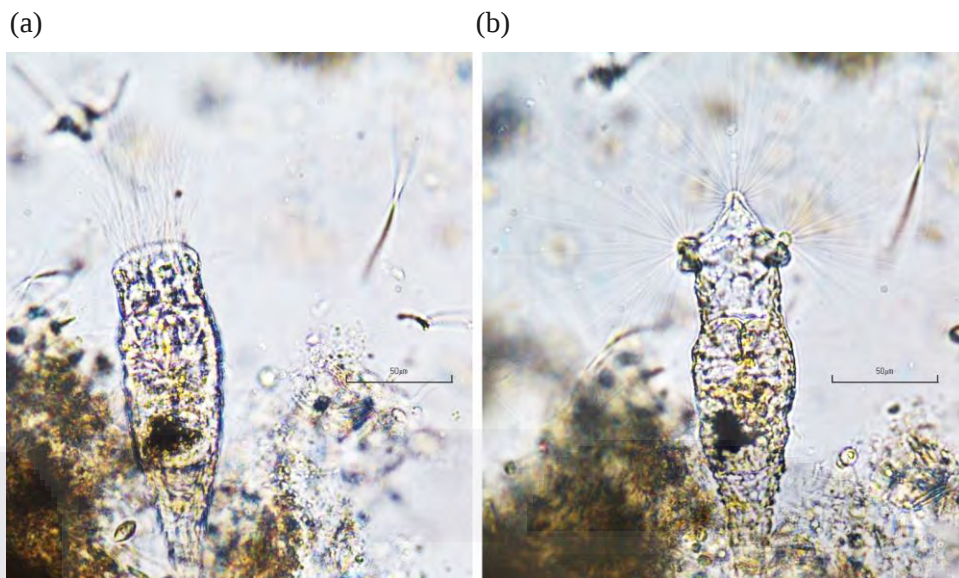


Figura 32. Nuevo registro observado en la localidad ISM-E1 Y ISM-E2. *Collotheca ornata* (a, corona contraída, b, corona extendida).

7.6.3 El Cedazo (CE)

La riqueza para la Estación 1 (CE-E1) es de 11 especies (Tab. 12). Rotifera con 4 especies distribuidas en 3 géneros; Cladocera con 4 especies, siendo la mayoría de la familia Daphniidae y sólo se presentó la especie *Acanthocyclops robustus* (Cyclopoida) para Copepoda. En la Estación 2 (CE-E2) se observaron las mismas especies que en la estación 1, excepción del calanoide *Mastigodiptomus albuquerquensis*, el cual sólo se identificó en CE-E2. El Cedazo fue la única localidad en la que ambas estaciones comparten las mismas especies a excepción del copépodo del género *Mastigodiptomus* registrado sólo en CE-E2.

Tabla 12. Riqueza de especies del parque El Cedazo (CE) en cada temporada del año. E1= estación 1. E2= estación 2. * Presente.

Grupos	Otoño (noviembre 2020)		Invierno (enero 2021)		Primavera (abril 2021)		Verano (julio 2021)	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
Rotífera								
<i>Asplanchna sieboldii</i>					*	*		
<i>Brachionus angularis</i>	*	*	*				*	*
<i>Brachionus urceolaris</i>			*	*				
<i>Polarthra dolichoptera</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
Cladocera								
<i>Ceriodaphnia dubia</i>					*	*		
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>					*	*		
<i>Daphnia C. exilis</i>				*	*	*	*	
<i>Daphnia pulex</i>	*	*	*	*	*	*		
<i>Moina macrocopa</i> (efipios)							*	*
<i>Moina micrura</i>	*						*	*
Copepoda								
<i>Acanthocyclops robustus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Mastigodiatomus albuquerqueensis</i>				*				

7.6.4 Hidalgo (HID)

La riqueza encontrada en este sitio fue de 15 especies (Tab. 13) siendo la mayoría rotíferos de la familia Brachionidae con los géneros *Brachionus* y *Keratella* y sólo se registró una especie de cladóceros *Moina macrocopa* y el copépodo *Acanthocyclops robustus*. En esta localidad se identificó al rotífero *Proalides tentaculatus* (familia Ephiphanidae) como nuevo registro para el estado (Fig. 33).

Tabla 13. Riqueza de especies del parque Hidalgo (HID) en cada temporada del año. * Presente. ● Nuevo registro.

Grupo	Otoño (noviembre 2020)	Invierno (enero 2021)	Primavera (abril 2021)	Verano (julio 2021)
Rotifera				
<i>Anuraeopsis fissa</i>			*	*
<i>Brachionus angularis</i>	*	*	*	*
<i>Brachionus bidentatus</i>	*	*	*	
<i>Brachionus calyciflorus</i>	*	*	*	*
<i>Brachionus havanaensis</i>	*	*	*	*
<i>Cephalodella gibba</i>				*
<i>Filinia cornuta</i>	*		*	
<i>Filinia longiseta</i>	*	*	*	*
<i>Keratella cochlearis</i>	*	*	*	*
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>	*	*	*	*
<i>Polyarthra vulgaris</i>	*	*	*	*
<i>Proalides tentaculatus</i> ●		*	*	
<i>Trichocerca pusilla</i>	*	*	*	*
Cladocera				
<i>Moina macrocopa</i>			*	*
Copepoda				
<i>Acanthocyclops robustus</i>		*	*	*



Figura 33. Muestra el rotífero *Proalides tentaculatus*, nuevo registro identificado en la localidad Hidalgo (HID).

7.6.5 Pulgas Pandas (PP)

La diversidad alfa es de 11 especies (Tab. 14). El grupo Rotifera está representado por 8 especies siendo Brachionidae la familia más representativa con los géneros *Brachionus* y *Keratella*. El género *Moina* se presentó para Cladocera como el único observado y *Acanthocyclops robustus* la única especie de Copépodo para esta localidad.

Tabla 14. Riqueza de especies del club de golf Pulgas Pandas (PP) en cada temporada del año. * Presente.

Grupo	Otoño (noviembre 2020)	Invierno (enero 2021)	Primavera (abril 2021)	Verano (julio 2021)
Rotifera				
<i>Asplanchna sieboldii</i>			*	*
<i>Brachionus angularis</i>	*	*	*	*
<i>Brachionus bidentatus</i>	*		*	*
<i>Brachionus rubens</i>	*		*	*
<i>Hexarthra mira</i>				*
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>		*		
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	*	*	*	*
<i>Polyarthra remata</i>		*		
Cladocera				
<i>Moina micrura</i>	*			*
<i>Moina macrocopa</i>			*	
Copepoda				
<i>Acanthocyclops robustus</i>	*	*	*	*

7.6.6 Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA)

En esta localidad se identificaron 22 especies y se ubicó la mayor riqueza de rotíferos con 20 especies (Tab. 15). Las familias Brachionidae y Lecanidae fueron las más representativas con 7 especies cada una, sin embargo, el género *Lecane* con 7 especies es el género con mayor número de individuos, dos de ellos son nuevos registros: *Lecane arcua* y *Lecane decipiens* (Fig. 34).

Tabla 15. Riqueza de especies del estanque recreativo de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA) en cada temporada del año. * Presente. ● Nuevo registro.

Grupo	Otoño (noviembre 2020)	Invierno (enero 2021)	Primavera (abril 2021)	Verano (julio 2021)
Rotifera				
<i>Brachionus angularis</i>	*	*		*
<i>Brachionus bidentatus</i>			*	*
<i>Brachionus calyciflorus</i>	*	*	*	*
<i>Brachionus havanaensis</i>				*
<i>Filinia cornuta</i>	*	*	*	*
<i>Filinia longiseta</i>	*	*	*	
<i>Keratella cochlearis</i>		*		
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>	*	*		
<i>Lecane arcula</i> ●		*		
<i>Lecane bulla</i>	*	*	*	*
<i>Lecane closterocerca</i>		*		*
<i>Lecane decipiens</i> ●	*			*
<i>Lecane luna</i>			*	*
<i>Lecane lunaris</i>			*	*
<i>Lecane pyriformis</i>		*	*	*
<i>Lepadella patella</i>		*	*	*
<i>Platylabus quadricornis</i>	*			
<i>Polyarthra dolichoptera</i>			*	*
<i>Polyarthra remata</i>		*		
<i>Polyarthra vulgaris</i>	*	*	*	
Cladocera				
<i>Moina macrocopa</i>			*	*
Copepoda				
<i>Acanthocyclops robustus</i>			*	*

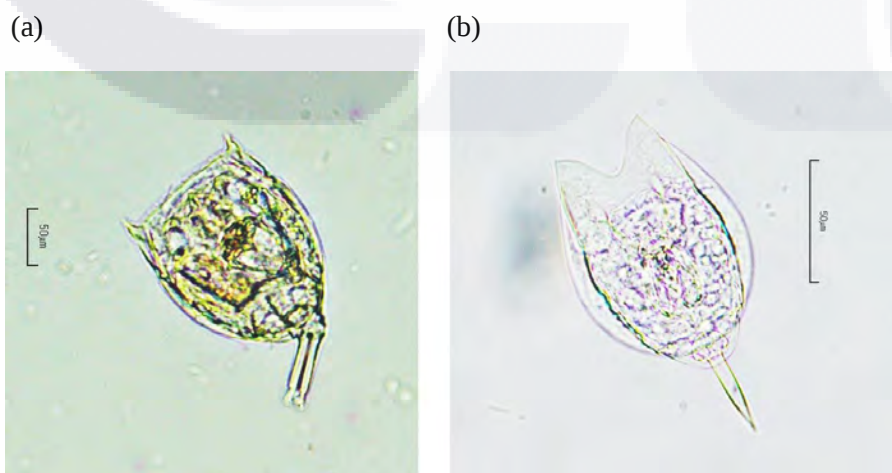


Figura 34. Nuevos registros para la localidad UAA. *Lecane arcula* (a), *Lecane decipiens* (b).

En la curva de acumulación de especies (Fig. 35) se observa que RL-E1, RL-E2, ISM-E2, CE-E1 y HID, parecen alcanzar la estabilidad de la asíntota de la curva de acumulación, pero no es el caso para las otras localidades.

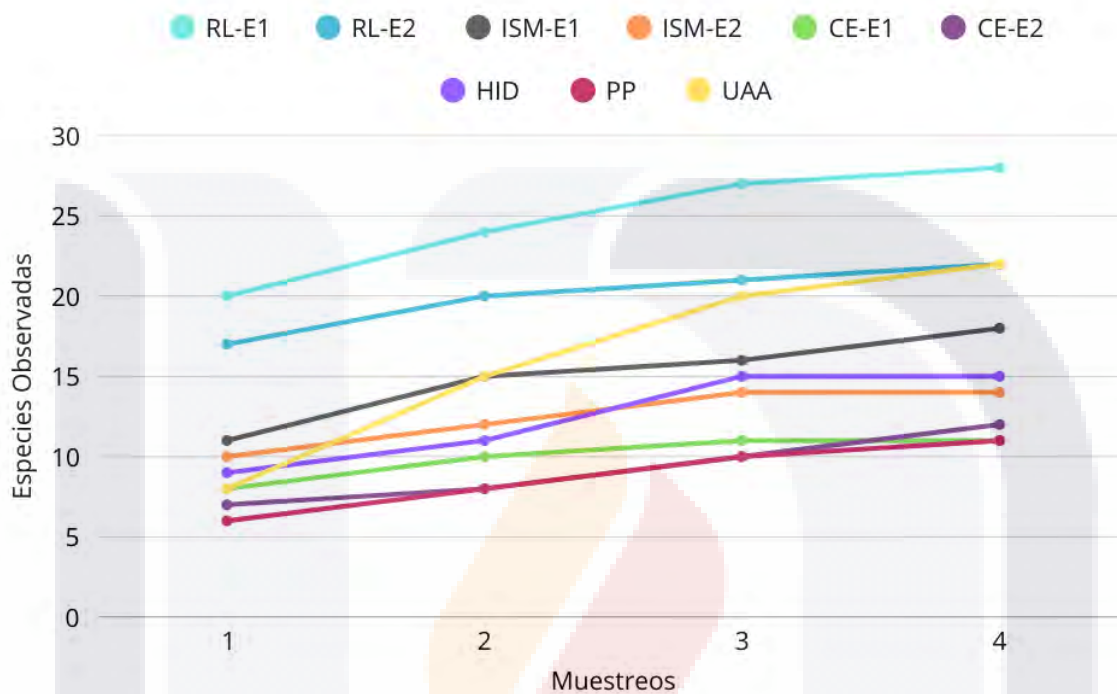


Figura 35. Curva de acumulación de especies de cada localidad de estudio. RL-E1 (Rodolfo Landeros, Estación 1), RL-E2 (Rodolfo Landeros, Estación 2), ISM-E1 (Isla San Marcos, Estación 1), ISM-E2 (Isla San Marcos, Estación 2), CE-E1 (Cedazo, Estación 1), CE-E2 (Cedazo, Estación 2), HI (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes).

7.7 Análisis de Diversidad beta (β)

7.7.1 Espacial

Los resultados del análisis indican que la composición específica entre localidades es diferente (Tab. 16). Las localidades que son distintas en un porcentaje igual o mayor al 80% son HID y RL-E2 que alcanzaron el índice más alto de disimilitud del estudio con 89%, lo que indica que son localidades muy distintas entre sí, seguido de ISM-E1 y CE-E2 (87%), ISM-E1 y CE-E1 (86%), RL-E1 y CE-E2 (85%), ISM-E2 y CE-E2 (85%), RL-E1 y CE-E1 (84%), ISM-E2 y CE-E1 (84%), RL-E1 y PP (80%), ISM-E1 y PP (80%). Por el contrario, ambas estaciones del Cedazo (CE-E1 y CE-E2) obtuvieron el índice más bajo con 0.04, lo

que indica que son localidades casi iguales en cuanto a su composición específica, siendo la presencia del copépodo calanoide *Mastigodiaptomus albuquerquensis* en CE-E2 la única diferencia entre ambas estaciones del cuerpo de agua, de forma similar, ambas estaciones de la Isla San Marcos también resultaron ser muy parecidas con una disimilitud del 19%.

El análisis de complementariedad (Tab. 17) sugiere que de las 36 combinaciones posibles entre pares de localidades 33 tienen una disimilitud entre 60 y 95%, y solamente en 3 casos se tiene una disimilitud menor al 60%

Tabla 16. Diversidad beta espacial (β). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las localidades. El valor 1 significa que las especies de ambas localidades son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas localidades son idénticas en composición de especies. RL-E1 (Rodolfo Landeros, estación 1), RL-E2 (Rodolfo Landeros, estación 2), ISM-E1 (Isla San Marcos, estación 1), ISM-E2 (Isla San Marcos, estación 2), CE-E1 (Cedazo, estación 1), CE-E2 (Cedazo, estación 2), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes).

	RL-E1	RL-E2	ISM-E1	ISM-E2	CE-E1	CE-E2	HID	PP	UAA
RL-E1									
RL-E2	0.43								
ISM-E1	0.57	0.65							
ISM-E2	0.53	0.55	0.19						
CE-E1	0.84	0.63	0.86	0.84					
CE-E2	0.85	0.58	0.87	0.85	0.04				
HID	0.77	0.89	0.76	0.73	0.77	0.78			
PP	0.80	0.75	0.80	0.76	0.46	0.48	0.62		
UAA	0.60	0.72	0.60	0.62	0.76	0.77	0.46	0.58	

Tabla 17. Valores de complementariedad entre los sitios. El valor 1 significa que las especies de ambas localidades son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambos sitios son idénticos en composición de especies. Los valores superiores son las especies compartidas entre los sitios. RL-E1 (Rodolfo Landeros, estación 1), RL-E2 (Rodolfo Landeros, estación 2), ISM-E1 (Isla San Marcos, estación 1), ISM-E2 (Isla San Marcos, estación 2), CE-E1 (El Cedazo, estación 1), CE-E2 (El Cedazo, estación 2), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes).

Localidades	RL-E1	RL-E2	ISM-E1	ISM-E2	CE-E1	CE-E2	HID	PP	UAA
RL-E1	28	15	10	10	3	3	5	4	10
RL-E2	0.57	22	7	8	6	7	2	4	6
ISM-E1	0.72	0.79	18	13	2	2	4	3	8
ISM-E2	0.69	0.71	0.31	14	2	2	4	3	7
CE-E1	0.92	0.77	0.92	0.91	11	11	3	6	4
CE-E2	0.93	0.74	0.93	0.92	0.08	12	3	6	4
HID	0.87	0.94	0.86	0.84	0.87	0.88	15	5	10
PP	0.88	0.86	0.88	0.86	0.62	0.65	0.76	11	7
UAA	0.75	0.85	0.75	0.76	0.86	0.87	0.63	0.73	22

7.7.2 Temporal

Los cuerpos de agua presentaron cambios en la composición de especies durante las distintas temporadas del año (Tabs. 18-26). Las localidades que exhibieron porcentajes de disimilitud entre temporadas igual o mayor a 70% es RL-E2 (verano-invierno), ISM-E2 (verano-otoño), CE-E2 (primavera-verano) y las localidades con porcentajes de disimilitud iguales o menores del 25% son ISM-E1 (primavera-otoño), CE-E1 (otoño-invierno), HID (primavera-verano, primavera-invierno, otoño-invierno). Los gráficos muestran el número de especies observadas para Rotifera, Cladocera y Copepoda en cada una de las temporadas del año de estudio (Figs. 36-44).

Tabla 18. Diversidad beta temporal del Rodolfo Landeros Estación 1 (RL-E1). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.

RL-E1	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Primavera				
Verano	0.51			
Otoño	0.26	0.57		
Invierno	0.47	0.62	0.52	

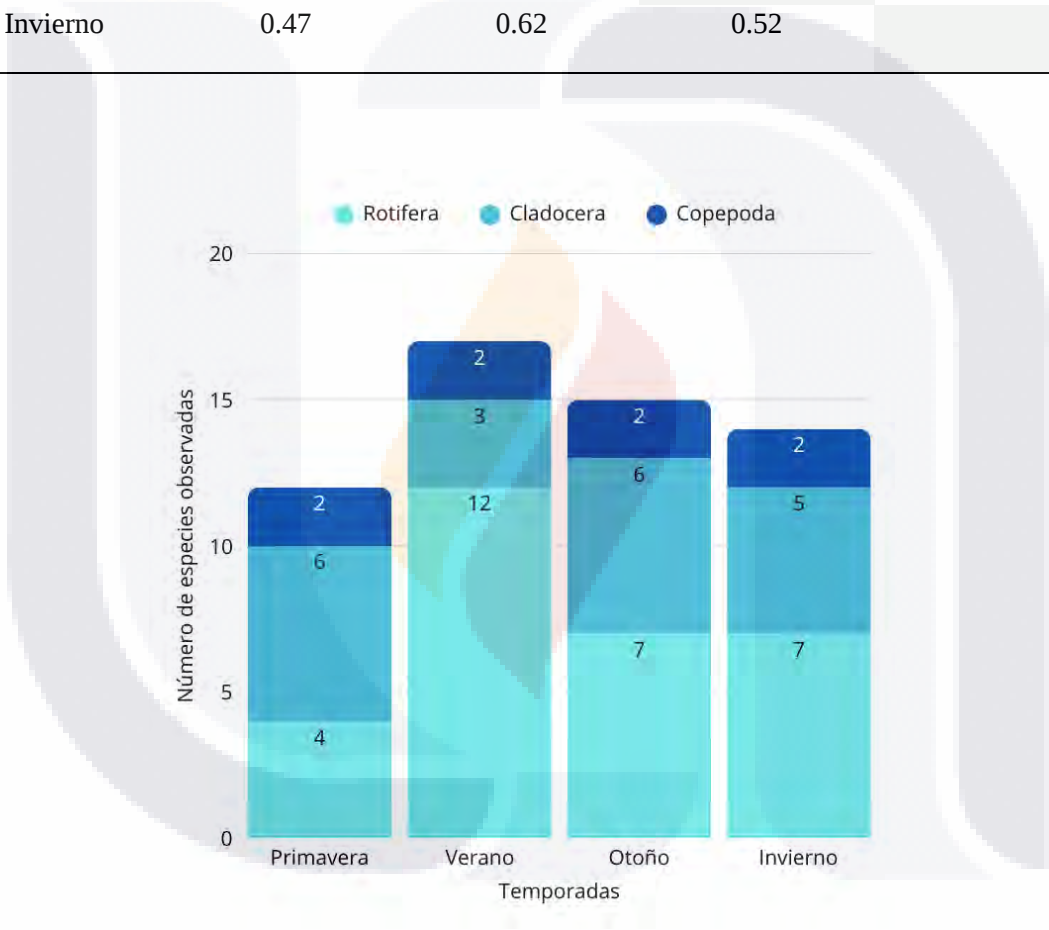


Figura 36. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en la localidad Rodolfo Landeros Estación 1 (RL-E1) durante las distintas temporadas del año.

Tabla 19. Diversidad beta temporal del Rodolfo Landeros Estación 2 (RL-E2). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.

RL-E2	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Primavera				
Verano	0.65			
Otoño	0.34	0.60		
Invierno	0.37	0.78	0.64	

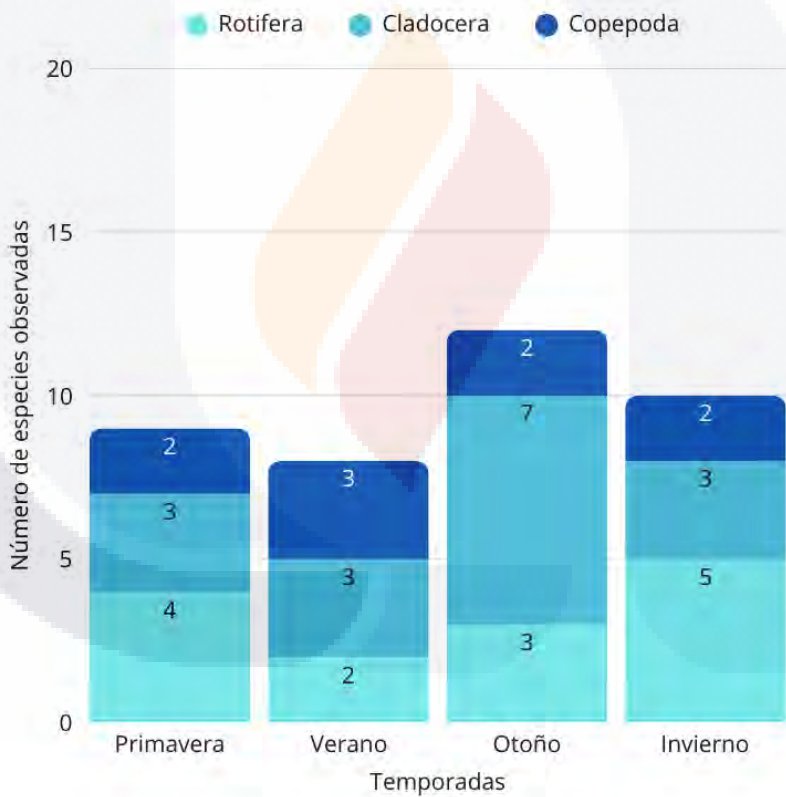


Figura 37. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en localidad Rodolfo Landeros Estación 2 (RL-E2) durante las distintas temporadas del año.

Tabla 20. Diversidad beta temporal de la Isla San Marcos Estación 1 (ISM-E1). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.

ISM-E1	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Primavera				
Verano	0.65			
Otoño	0.24	0.56		
Invierno	0.56	0.60	0.37	

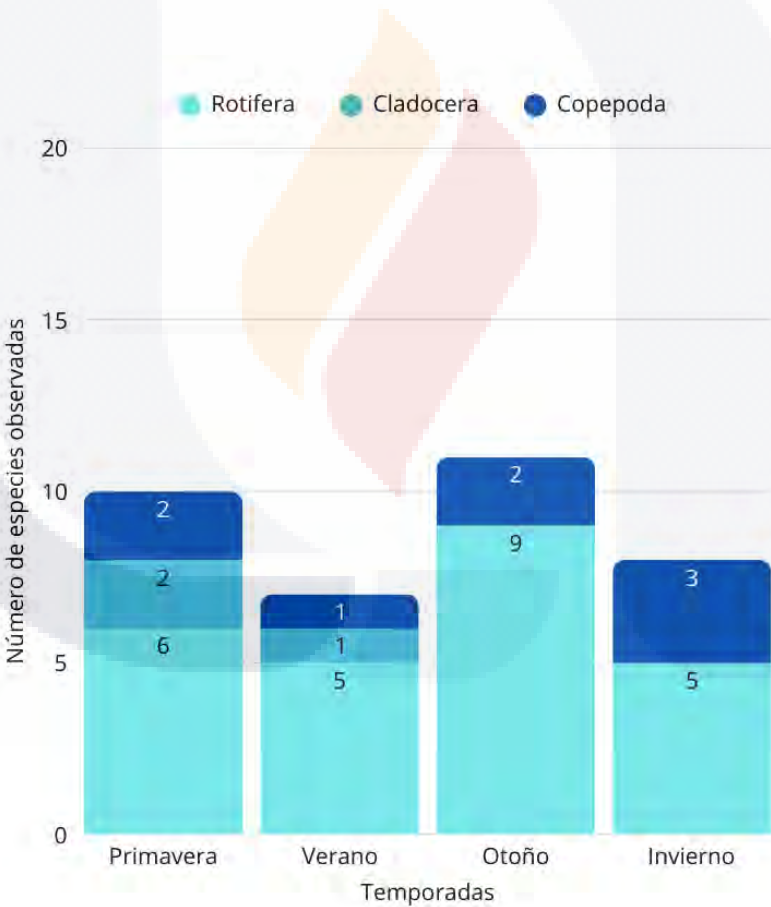


Figura 38. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en localidad Isla San Marcos Estación 1 (ISM-E1) durante las distintas temporadas del año.

Tabla 21. Diversidad beta temporal de la Isla San Marcos Estación 2 (ISM-E2). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.

ISM-E2	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Primavera				
Verano	0.60			
Otoño	0.54	0.70		
Invierno	0.50	0.50	0.60	

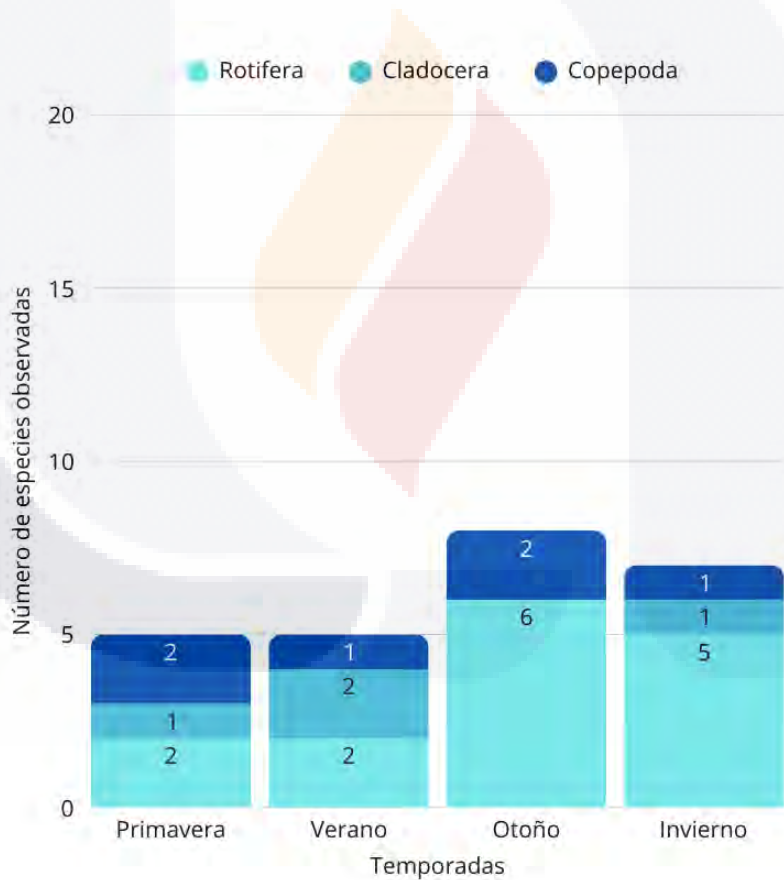


Figura 39. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en localidad Isla San Marcos Estación 2 (ISM-E2) durante las distintas temporadas del año.

Tabla 22. Diversidad beta temporal de El Cedazo Estación 1 (CE-E1). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.

CE-E1	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Primavera				
Verano	0.54			
Otoño	0.50	0.28		
Invierno	0.50	0.46	0.20	

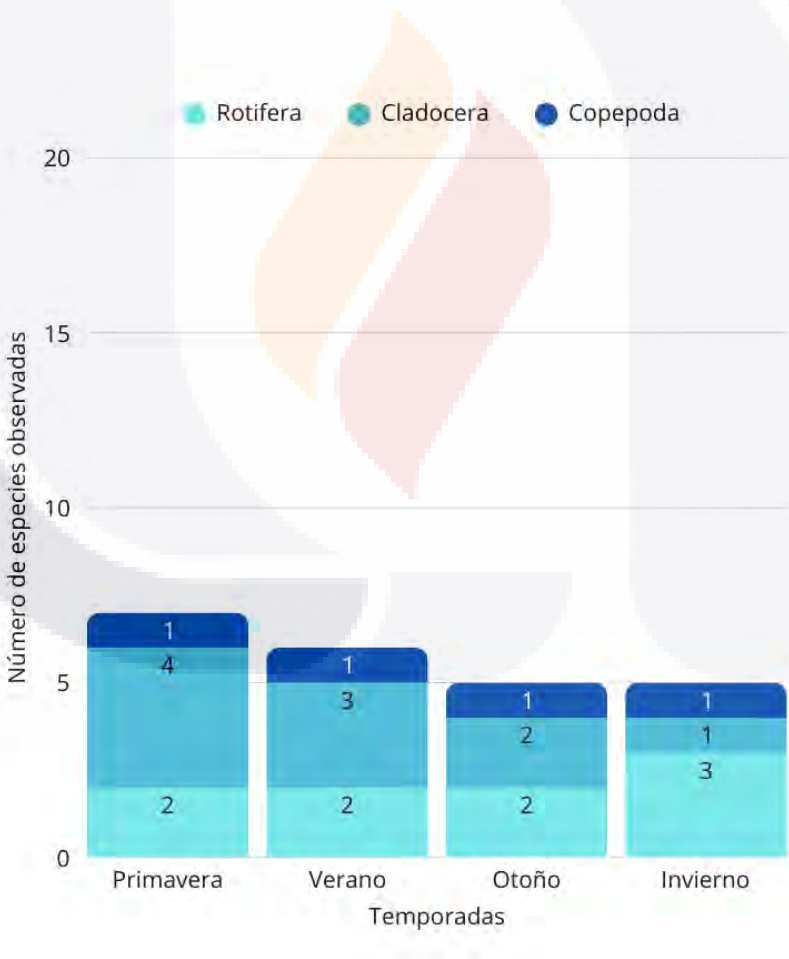


Figura 40. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en localidad El Cedazo Estación 1 (CE-E1) durante las distintas temporadas del año.

Tabla 23. Diversidad beta temporal de El Cedazo Estación 2 (CE-E2). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.

CE-E2	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Primavera				
Verano	0.82			
Otoño	0.60	0.34		
Invierno	0.50	0.64	0.40	

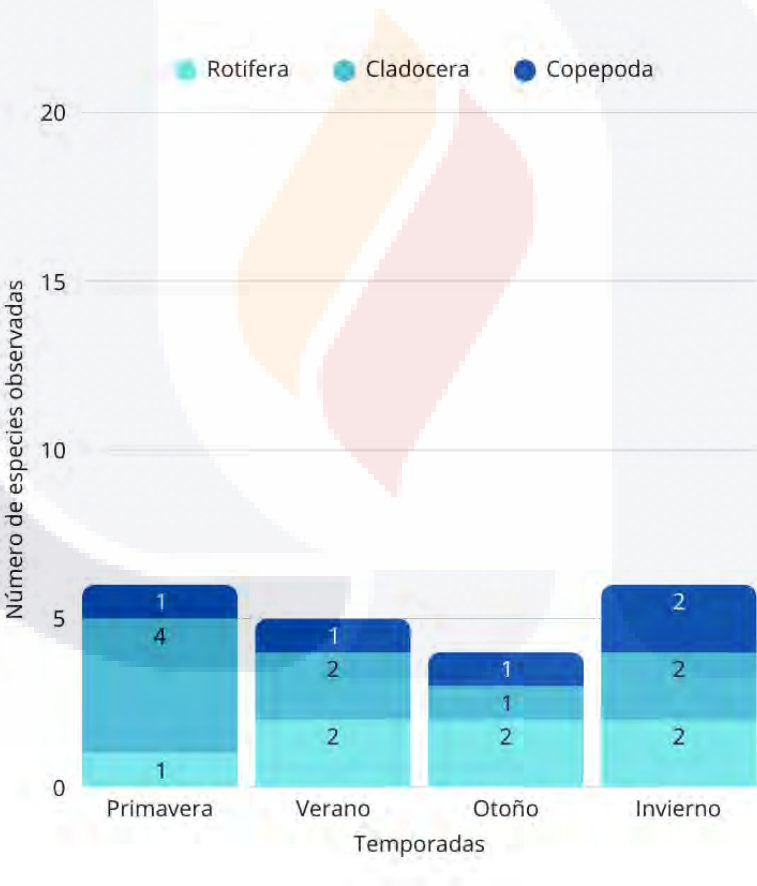


Figura 41. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en localidad El Cedazo Estación 2 (CE-E2) durante las distintas temporadas del año.

Tabla 24. Diversidad beta temporal de Hidalgo (HID). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.

HID	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Primavera				
Verano	0.25			
Otoño	0.28	0.30		
Invierno	0.22	0.34	0.16	

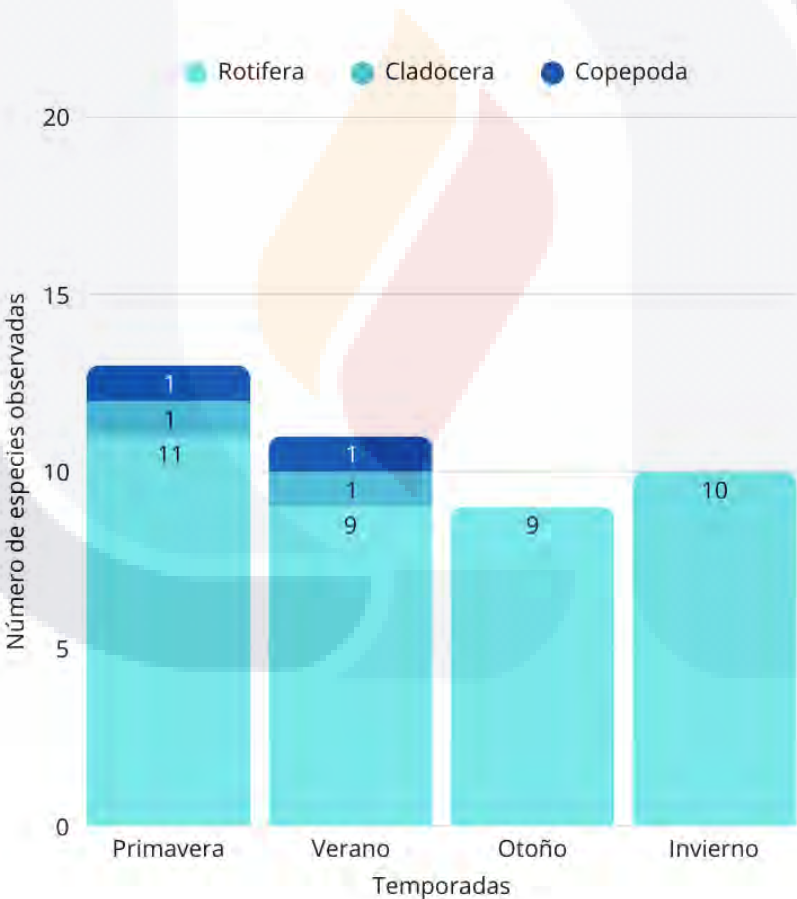


Figura 42. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en localidad Hidalgo (HID) durante las distintas temporadas del año.

Tabla 25. Diversidad beta temporal de Pulgas Pandas (PP). Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.

PP	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Primavera				
Verano	0.29			
Otoño	0.34	0.15		
Invierno	0.64	0.54	0.46	

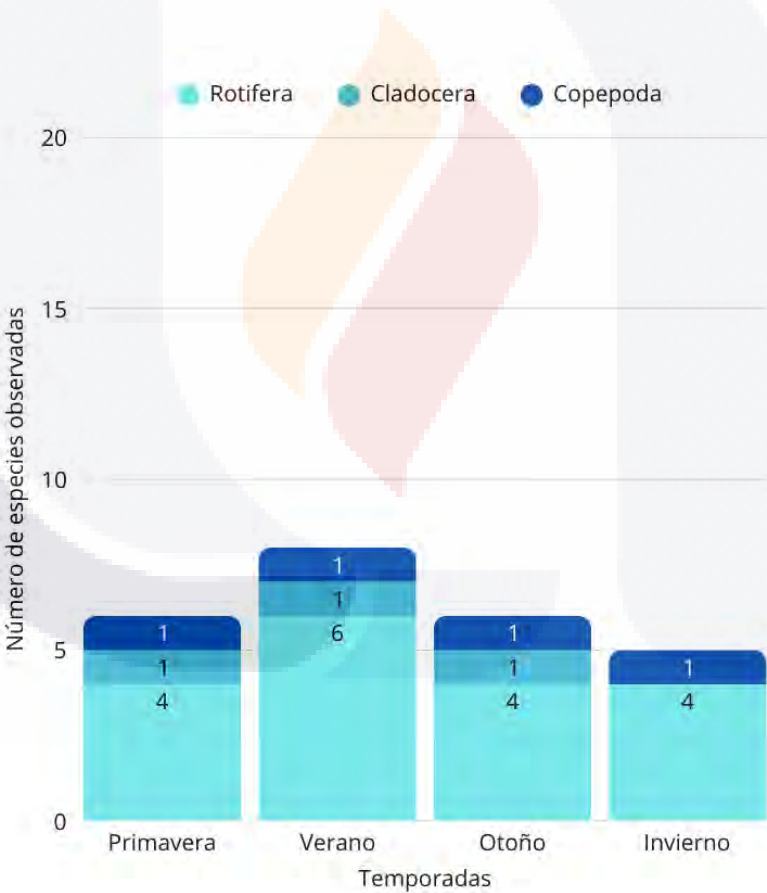


Figura 43. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en localidad Pulgas Pandas (PP) durante las distintas temporadas del año.

Tabla 26. Diversidad beta temporal de UAA. Matriz con los valores de disimilitud (1-Is) entre las temporadas del año. El valor 1 significa que las especies de ambas temporadas son completamente diferentes y el valor 0 cuando ambas temporadas son idénticas en composición de especies.

UAA	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Primavera				
Verano	0.31			
Otoño	0.50	0.64		
Invierno	0.44	0.56	0.43	

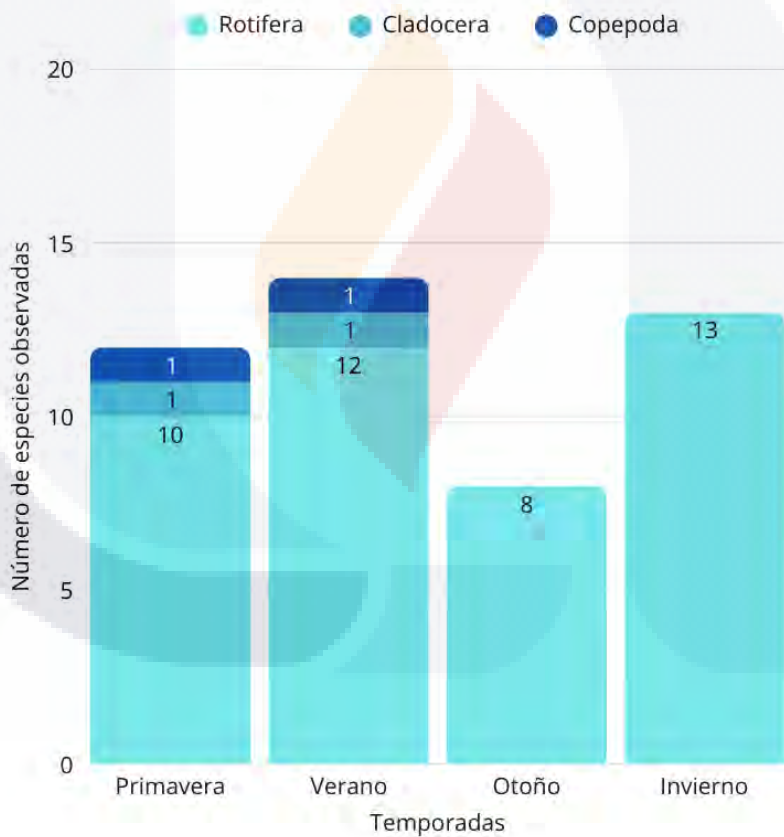


Figura 44. Número de especies registradas de cada grupo de zooplancton en localidad UAA durante las distintas temporadas del año.

7.8 Índice de diversidad Shannon-Wiener (H')

Las localidades que presentaron índice de diversidad bajo (Tab. 27) son la estación 1 de la Isla San Marcos (Fig. 46) durante el invierno ($H' = 0.7$), el parque Hidalgo (Fig. 48) en el otoño ($H' = 0.6$) y en el invierno ($H' = 0.3$), la localidad Pulgas Pandas (Fig. 49) durante la primavera ($H' = 0.9$), el verano ($H' = 0.6$) e invierno ($H' = 0.8$). Por otro lado, las localidades que exhibieron valores en el rango entre 1 y 2, considerado esto como diversidad moderada son: RL-E1 en el otoño ($H' = 2.0$), RL-E2 durante el verano y el otoño ambas temporadas con un valor de H' de 1.4 (Fig. 45), también se encuentran en este rango ambas estaciones de la Isla San Marcos en todas las temporadas, a excepción de la estación 1 en el invierno. De igual manera, también en el Cedazo (Fig. 47) se observó diversidad moderada en sus dos estaciones durante todo el periodo de estudio, así como también en el parque Hidalgo en la primavera ($H' = 1.0$) y el verano ($H' = 1.4$), la localidad Pulgas Pandas sólo durante el otoño ($H' = 1.1$) y el estanque de la UAA (Fig. 50) en el otoño ($H' = 2.0$). Las localidades que resultaron con un índice de diversidad alto ($H' > 2$) fue la estación 1 del parque Rodolfo Landeros, siendo el único cuerpo de agua que mostró un índice de diversidad alto en todas las temporadas del año de muestreo, RL-E2 en la primavera ($H' = 2.1$) y el invierno ($H' = 2.3$) y también en todas las temporadas en UAA a excepción del otoño.

Tabla 27. Índice de Shannon-Wiener (H) para cada sitio durante los muestreos. El intervalo del índice es de 0 a 4. Un valor menor a 1 se interpreta como baja diversidad, valores entre 1 y 2 diversidad moderada, valores mayores a 2 alta diversidad y mayores a 3 muy alta. RL (Rodolfo Landeros), ISM (Isla San Marcos), CE (Cedazo), HID (Hidalgo), PP (Pulgas Pandas), UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes). E1: Estación 1, E2: Estación 2.

ÍNDICE DE SHANNON-WIENER (H')								
Sitios	Primavera		Verano		Otoño		Invierno	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
RL	2.4	2.1	2.5	1.4	2.0	1.4	2.4	2.3
ISM	1.4	1.4	1.2	1.0	2.0	2.0	0.7	1.5
CE	1.2	1.3	1.1	1.4	1.4	1.1	1.5	1.4
HID	1.0		1.4		0.6		0.3	
PP	0.9		0.6		1.1		0.8	
UAA	2.2		2.3		2.0		2.4	

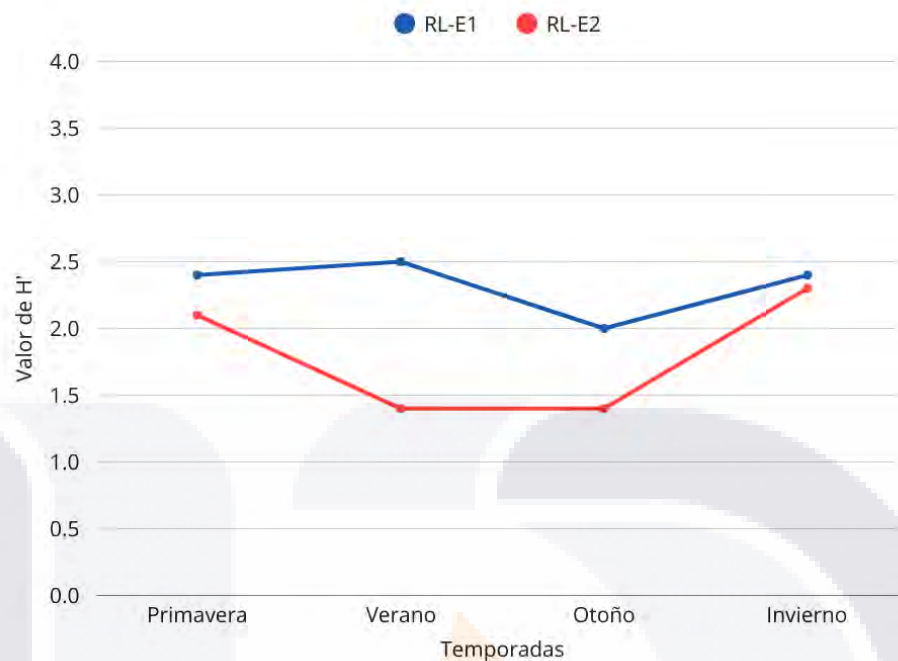


Figura 45. Índice de diversidad Shannon-Wiener para ambas localidades del parque Rodolfo Landeros (RL-E1, RL-E2) durante el período de estudio.

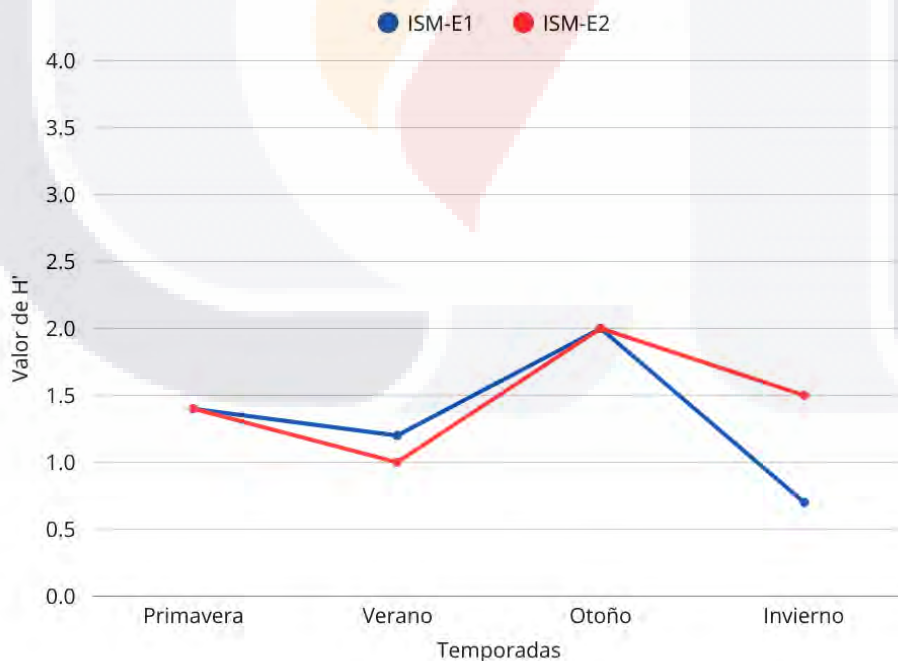


Figura 46. Índice de diversidad Shannon-Wiener para ambas localidades de la Isla San Marcos (ISM-E1, ISM-E2) durante el período de estudio.

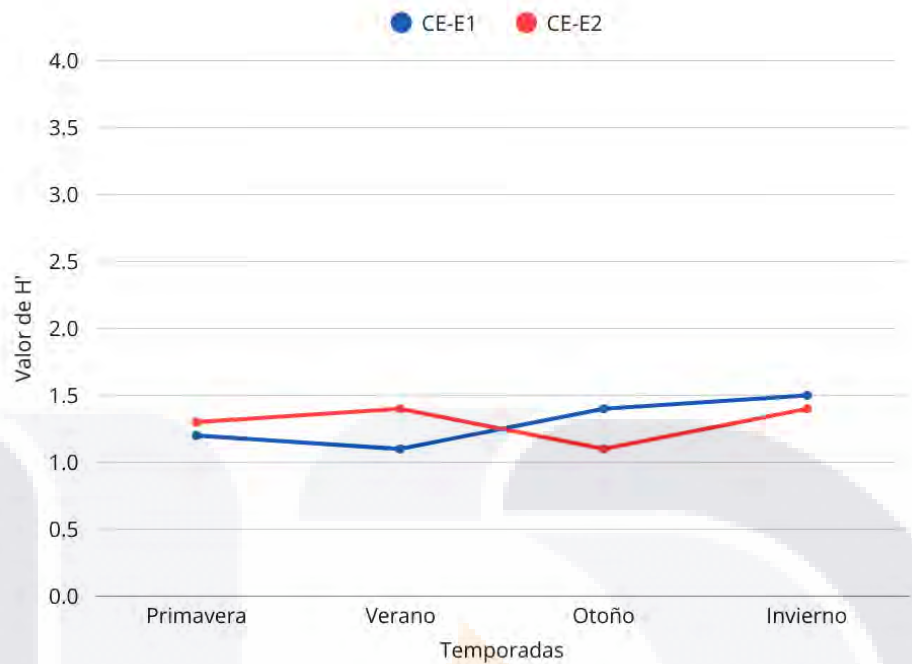


Figura 47. Índice de diversidad Shannon-Wiener para ambas localidades del parque El Cedazo (CE-E1, CE-E2) durante el período de estudio.

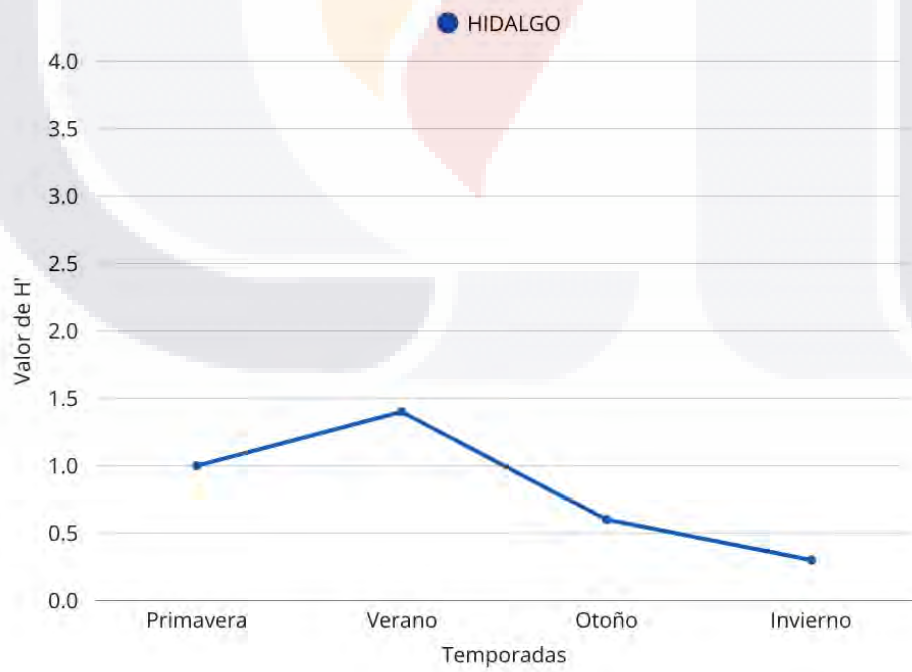


Figura 48. Índice de diversidad Shannon-Wiener del Parque Hidalgo (HID) durante el período de estudio.

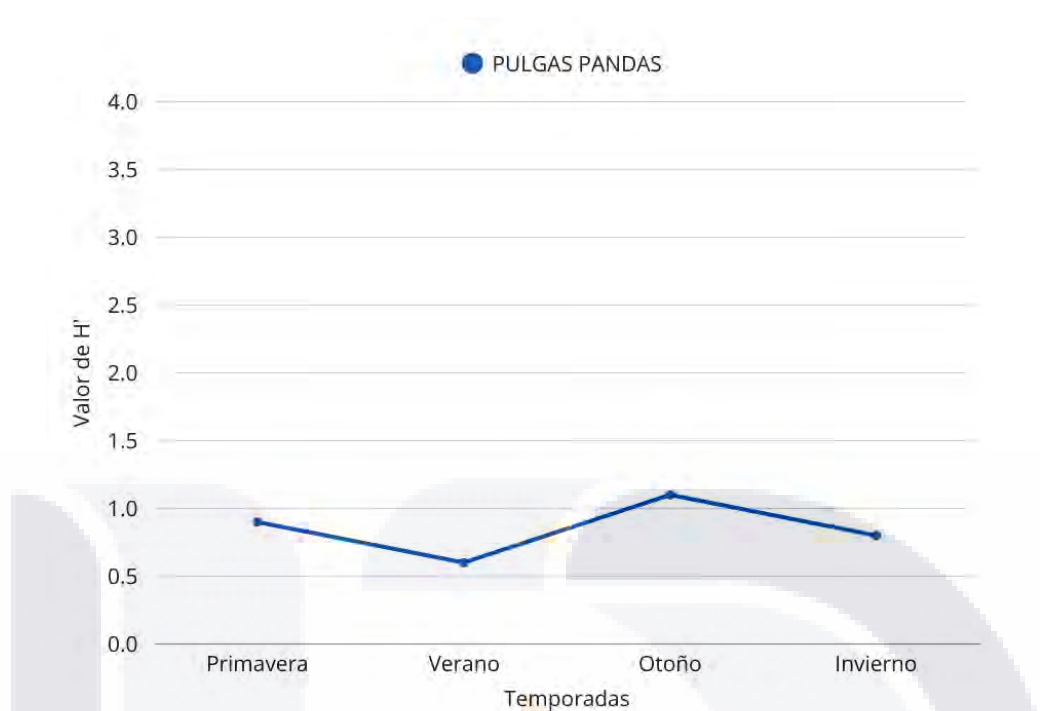


Figura 49. Índice de diversidad Shannon-Wiener del sitio Pulgas Pandas (PP) durante el período de estudio.

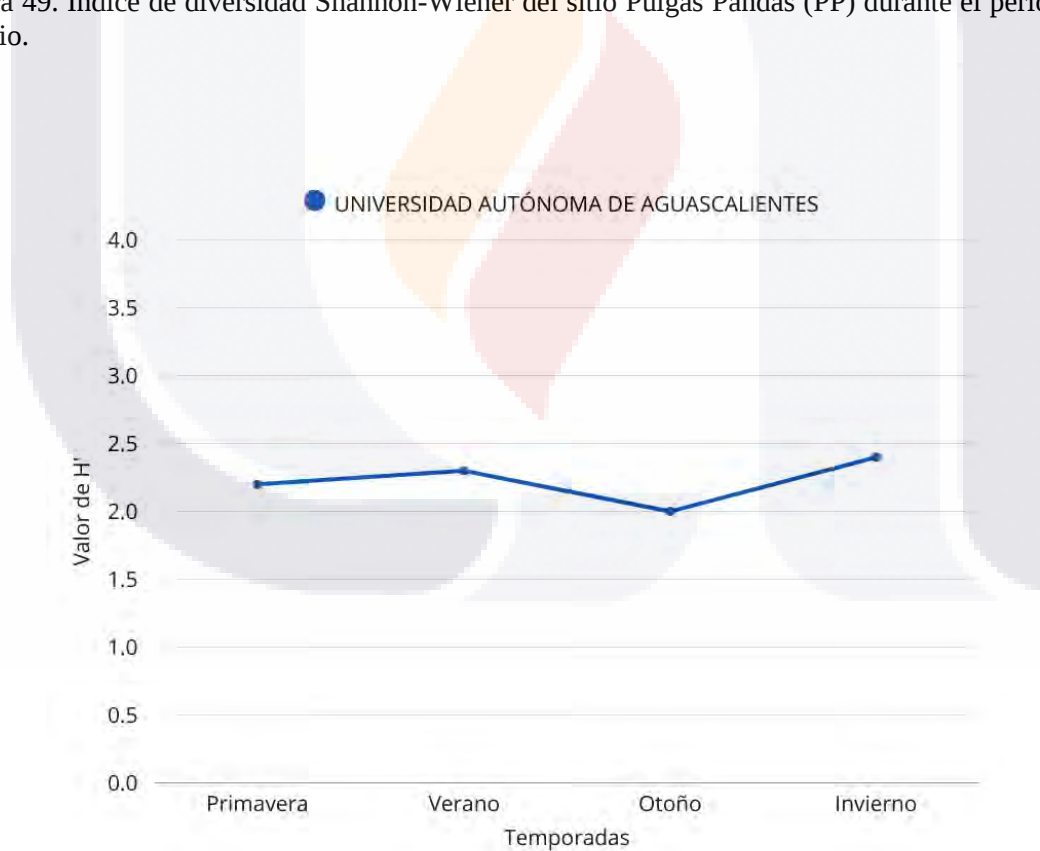


Figura 50. Índice de diversidad Shannon-Wiener del sitio Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA) durante el período de estudio.

7.9 Toxicología con efipios de *Simocephalus mixtus*

Se obtuvieron 16 eclosiones en el control (0 mg/L Pb), 4 en la concentración de 1 mg/L y una en la concentración de 2 mg/L (Fig. 51), con porcentajes de eclosión del 32, 8 y 2% respectivamente (Fig. 52), teniendo un total de 21 eclosiones. El Intercepto (Tab. 28) representa la respuesta de eclosión cuando el plomo es cero (condición de control). Tiene un valor de chi-cuadrado (Chisq) muy alto (15.841) y un p-valor < 0.0001 , lo que sugiere que hay una fuerte evidencia de que la tasa de eclosión sin plomo no es aleatoria. La variable Plomo (Pb) tiene un $X^2 = 10.423$ con $p = 0.001245$ (Tab. 28) lo que indica que la concentración de plomo afecta significativamente la eclosión de los huevos de resistencia del cladócer.

Tabla 28. Efecto de la exposición al Plomo (Pb) sobre la tasa de eclosión de los huevos de resistencia del cladócer *Simocephalus mixtus*.

Variable	Chisq (X^2)	Grados de libertad (Df)	Valor p Pr(>Chisq)	Significación
(Intercepto)	15.841	1	0.0001	*** (muy significativo)
Plomo	10.423	1	0.001245	** (significativo)

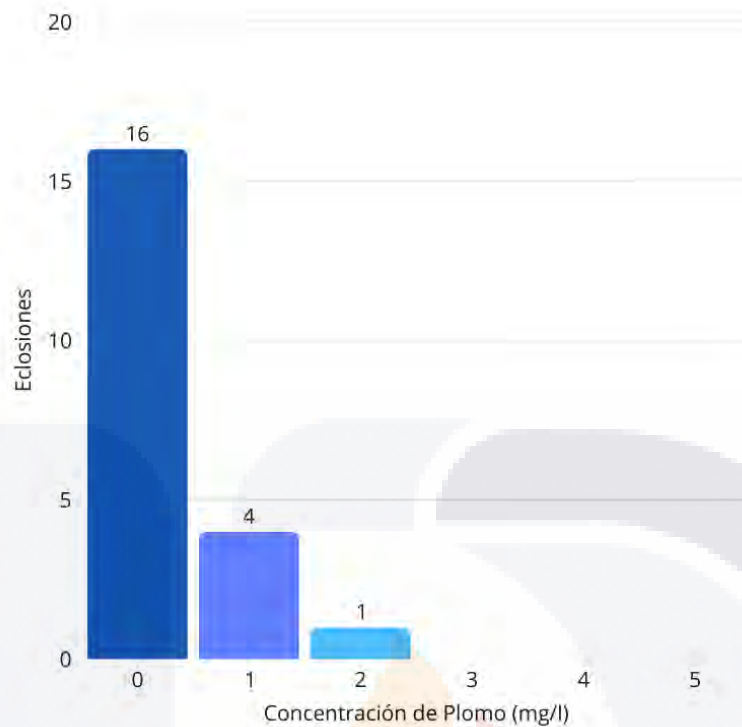


Figura 51. Número de eclosiones en cada una de las concentraciones de plomo

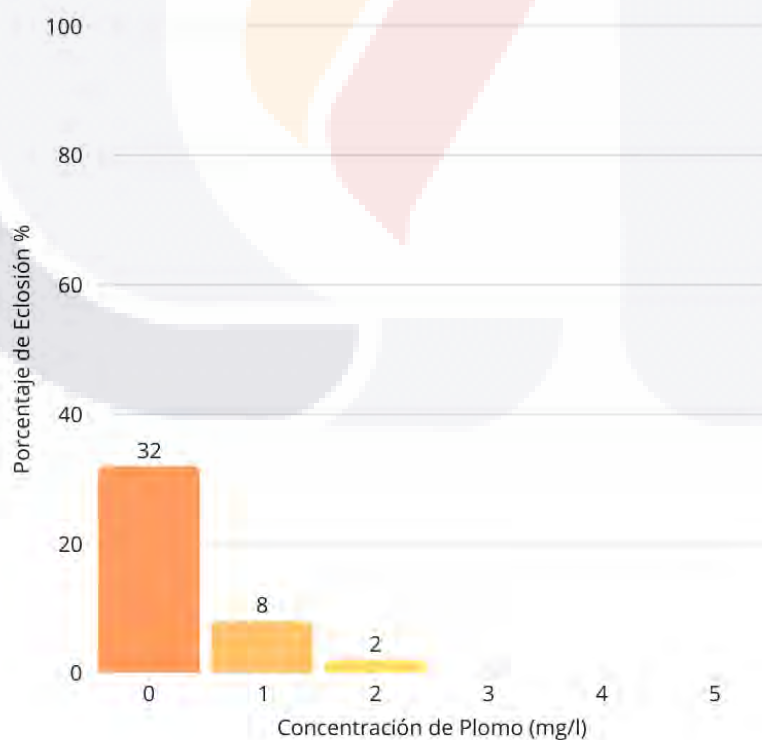


Figura 52. Porcentaje de eclosión en cada concentración de plomo.

8. DISCUSIÓN

Durante los muestreos se identificaron nuevos registros de especies para el estado (Fig. 18), pertenecientes a los grupos Rotifera y Cladocera aumentando así el número de especies registradas de 96 a 102 y de 46 a 49 especies, respectivamente. No se identificaron nuevos registros para el grupo Copepoda, por lo que la lista se mantiene en 33 especies reportadas actualmente. Esto es relevante, ya que significa que los estanques urbanos son capaces de albergar distintas especies de zooplancton y no sólo eso, sino que pueden contribuir a identificar nuevos registros de especies y ampliar las listas previamente obtenidas (Hill et al., 2016). Por lo tanto, es importante tener en cuenta a los cuerpos de agua urbanos en futura investigaciones acerca del zooplancton.

En cuanto al número total de especies identificadas, Rotifera fue superior al número de especies encontradas para Cladocera y Copepoda (Fig. 16, 17), lo cual se ha documentado previamente en varios trabajos (Shen et al., 2021; Mustapha, 2009; Gómez et al., 2013), en parte, esto se debe a su pequeño tamaño, así como a los rasgos de su ciclo vital, mecanismos de alimentación y metabolismo, que les confieren ventajas competitivas frente a los otros grandes grupos de zooplancton, como Cladocera y Copepoda (Sampaio et al., 2002). Sin embargo, los tres grupos mostraron una gran adaptabilidad al medio acuático urbano, ya que estuvieron presentes en todos los lugares de muestreo. El número de especies observadas de los tres grupos fue diferente durante las distintas temporadas del año para cada uno de los sitios (Fig. 36-44).

Una alta diversidad de cladóceros se puede encontrar en la zona litoral de estanques de agua dulce, así como en masas de agua pequeñas y temporales (Forró et al., 2008). Especies pertenecientes a los géneros *Alona*, *Ceriodaphnia*, *Chydorus* y *Leydigia* se encontraron en la zona litoral asociadas a macrófitas (por ejemplo, *Elodea* en RL-E1). Las macrófitas desempeñan un papel importante en la estructuración del ecosistema en lagos poco profundos de agua dulce y llanuras de inundación, y se sabe que el espacio dentro de las comunidades de macrófitas proporciona hábitats favorables y protegidos para las comunidades de zooplancton, ya que usualmente pueden ser fácilmente detectados por los depredadores debido a su movimiento continuo, en particular el movimiento de salto exhibido por las especies de cladóceros (Choi et al., 2014), pero las comunidades de macrófitas pueden

albergarlos. Los géneros *Sida*, *Diaphanosoma*, *Simocephalus* y *Daphnia* se asociaron con los lugares donde los valores de fosfato, nitrato, conductividad y sólidos disueltos totales eran más bajos (Tab. 3-8). Mustapha (2009) afirmó que las especies de mayor tamaño, como las de la familia Daphniidae, suelen asociarse a una mejor calidad del agua, y esto se debe al control que ejercen sobre el fitoplancton, ya que debido a su gran tamaño corporal les permite alimentarse con grandes cantidades y diversas formas de fitoplancton y el predominio de pequeños cladóceros está más relacionado con aguas más eutróficas (Santos-Wisniewski et al., 2002).

Arctodiaptomus dorsalis, *Leptodiaptomus siciloides* y *Mastigodiaptomus albuquerqueensis* corresponden a las tres especies de Calanoida observadas, pertenecientes a la familia Diaptomidae, y se encontraron en los sitios donde el oxígeno disuelto y la dureza total presentaron valores más altos durante el estudio (RL-E1, RL-E2, ISM-E1, ISM-E2 y CE-E2) (Tab. 3-5). Las pocas especies observadas pueden deberse a que el orden Calanoida es un grupo muy diverso que abarca esencialmente formas marinas, sin embargo, algunas familias de calanoides han logrado colonizar ambientes estuarinos, transicionales y estrictamente continentales, por ejemplo, Diaptomidae (Elías-Gutiérrez et al., 2008a). *Acanthocyclops* y *Macrocyclus* son los géneros observados para Cyclopoida, siendo *Acanthocyclops robustus* la especie que se encontró en todas las localidades, habita en el plancton de lagos, pantanos y pequeñas masas de agua, encontrándose básicamente en todo tipo de aguas. La baja diversidad de crustáceos podría ser una característica común de los pequeños embalses, por lo que la presencia de dos o más especies de copépodos en el plancton de los embalses es la situación más frecuente (Marcé et al., 2005).

Entre los nuevos registros se encuentran las especies: 1) *Collotheca ornata*, la cual es conocida por su notable morfología (Fig. 18-A, B) y sus adaptaciones al medio acuático. Esta especie se caracteriza por su forma en tubo, con una estructura corporal que le permite adherirse a superficies como plantas y sustratos en ecosistemas de agua dulce. Se encuentra comúnmente en lagos, estanques y ríos lentos, donde puede ser parte de la microfauna bentónica, además, su cuerpo está protegido por una cutícula que les proporciona resistencia y les ayuda a sobrevivir en entornos fluctuantes (Koste, 1984). Según indica De Smet et al., (2008), su presencia y abundancia pueden ser indicadores de la salud del ecosistema acuático,

lo que la convierte en un organismo relevante para estudios de biodiversidad y monitoreo ambiental, 2) *Lecane decipiens* (Fig. 18-D) puede confundirse fácilmente con las especies *L. hamata* (Stokes, 1896) y *L. serrata* (Hauer, 1933), se diferencia del primero por el margen lateral de la placa dorsal que no llega a la apertura de la cabeza, y del segundo por su lórica sin ornamentación (Azémar et al., 2007), 3) *Lecane arcua*, (Fig. 18-C) también es muy similar a otras especies por lo que también puede haber error al momento de la identificación taxonómica; se confunde continuamente con *L. aculeata*, pero se distingue de ella por su lórica y espinas anterolaterales relativamente más cortas. La especie también se ha confundido con *L. verecunda*, pero se caracteriza porque las espinas anterolaterales están separadas de la placa ventral y por la forma de su pseudosegmento del pie (Segers, 1995). *L. arcua* es una especie conocida por su hábitat en aguas dulces, donde se encuentra en estanques, lagos y cuerpos de agua estancada (Ricci, 2001)., aunque la información específica sobre la distribución geográfica es limitada, se considera que tiene una distribución cosmopolita, con algunas apariciones en diferentes regiones, por ejemplo, Ávila (1973), documentó su presencia en la Ciénega Grande de Santa Marta, Colombia, 4) *Lepadella ehrenbergii* (Fig. 18-E, F) observada en el sitio RL y que ha sido registrada en diversas regiones, incluyendo América del Norte, está presente en distintas partes de México, según la plataforma EncicloVida de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), 5) *Lophocharis salpina* (Fig. 18-G) tiene una distribución cosmopolita, habiéndose registrado en diversas regiones del mundo. En México, se ha documentado su presencia en el Lago Tonatiahua, ubicado en el municipio de Huitzilac, Morelos (CONABIO), además, se ha reportado en estanques de pesca en las regiones de Bujará y Kashkadarya, en Uzbekistán, así como en un pequeño estanque en Taskent y en el Lago Sudochje en Karakalpakia (Mirabdullaev, 1992); también se ha encontrado en cuerpos de agua temporales en las Islas Baleares, España donde se ha encontrado comúnmente en hábitats de agua dulce, incluyendo estanques, lagos y cuerpos de agua temporales. Puede habitar tanto en la columna de agua como en el bentos, asociándose frecuentemente con detritos y perifiton, mostrando una notable diversidad en las comunidades de rotíferos debido a la heterogeneidad de los sustratos (De Manuel et al., 1992), 6) *Proalides tentaculatus* (Fig. 18-H), identificado en el sitio HID, inicialmente se descubrió en Francia, registros posteriores han documentado la presencia de *P. tentaculatus* en diversas regiones, incluyendo Alemania

y América. Este rotífero habita en ambientes de agua dulce y se ha encontrado tanto en zonas planctónicas como asociadas a macrófitas y su presencia en diferentes condiciones ambientales sugiere que puede ser un indicador de cambios en la calidad del agua y en la estructura de la comunidad acuática, su capacidad para adaptarse a diferentes estados tróficos y condiciones de hábitat resalta su relevancia en estudios ecológicos y de monitoreo ambiental (Miracle et al., 2007), 7) *Leydigia* cf. *striata* (Fig. 18-I) es un cladócero que también ha sido registrado en diversas localidades de América del Sur, incluyendo Colombia, donde se ha encontrado la Ciénega El Convento, donde los especímenes presentan las características diagnósticas de *L. cf. striata* según las descripciones de Kotov et al., 2003; Kotov y Elías-Gutiérrez, 2004 y Kotov, 2009, sin embargo, se han observado diferencias sutiles en la morfología. En el Neotrópico, *L. cf. striata* se asemeja a *L. cf. ipojucae* en algunas estructuras, no obstante, se diferencian por variaciones en otras estructuras como en las sétulas de los fascículos laterales del labro, margen preanal del postabdomen y la seta 2 de la tercera extremidad torácica. Estudios comparativos entre *L. cf. striata* y otras especies, como *L. ciliata* de África, han revelado diferencias morfológicas, especialmente en la armadura de las extremidades. Estos hallazgos sugieren la necesidad de una revisión taxonómica para clarificar la identidad y distribución de estas especies dentro del género *Leydigia*. La presencia de *L. cf. striata* en diferentes regiones de América del Sur indica una distribución más amplia de lo previamente documentado (Fuentes, 2014), 8) *Sida crystallina* (Fig. 18-J) es una especie que se encuentra comúnmente en hábitats acuáticos como estanques, lagos y ríos en diversas regiones del mundo. Esta especie es conocida por su capacidad para adaptarse a diferentes condiciones ambientales, lo que le permite sobrevivir en una amplia gama de ecosistemas de agua dulce (Kotov et al., 2015). Una de las características distintivas de *S. crystallina* es su forma de cuerpo alargada y su coloración, que varía de transparente a opalescente, lo que les proporciona un cierto grado de camuflaje en su entorno acuático (Havens et al., 2004) y 9) *Simocephalus mixtus* (Fig. 18-K, L) especie de cladócero perteneciente a la familia Sididae, se recolectó en RL-E1 y se ha registrado previamente en México (Elías-Gutiérrez et al, 2008a) en el sureste y centro de México (Elías-Gutiérrez et al., 2001). Esta especie habita en aguas dulces de diversas regiones y es conocido por su morfología distintiva, que incluye un cuerpo alargado y un caparazón que presenta una forma característica. La morfología general de *Simocephalus vetulus*, *S. vetuloides*, and

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

S. mixtus son muy similares, pero Orlova-Bienkowskaja (2001), indicó que la distribución de *S. vetulus* estuvo limitada para el norte de África y Europa, mientras que *S. vetuloides* tuvo una distribución limitada en el este de Siberia y *Simocephalus mixtus* es una especie cosmopolita con distribución en Asia, Europa, Norteamérica y África (Young et al., 2012). *S. mixtus* se encuentra en una variedad de hábitats acuáticos, incluidos lagos, estanques y ríos. Su presencia es indicativa de la calidad del agua, ya que es sensible a los cambios en el medio ambiente, como la contaminación y las variaciones en la temperatura (Boecklen & Restrepo, 2001).

Las localidades presentaron diferentes valores en la cuantificación de las variables ambientales las cuales se presentan en la Tabla 2, para el conjunto de sitios, y las Tablas 3-8 para cada sitio en las distintas temporadas del año de estudio. Hassall (2014) menciona que debido a que los estanques urbanos son un grupo diverso de hábitats que varían en sus características fisicoquímicas, ya que son ecosistemas creados por el ser humano para cumplir funciones particulares como los son la recreación, riego y paisajismo, tendrán una influencia en la composición específica del zooplancton, por consiguiente, los diversos tipos de variables ambientales del cuerpo de agua representan uno de los factores más importantes que actúa sobre las comunidades de zooplancton (Devetter, 1998).

La temperatura es una de las variables que generalmente se cuantifica en los estudios acerca del zooplancton, ya que representa un factor clave en su distribución, abundancia y metabolismo en los ecosistemas acuáticos, la influencia de esta variable ambiental se da a través de múltiples mecanismos, incluyendo el crecimiento, la reproducción, la tasa metabólica y la disponibilidad de alimento (Daufresne et al., 2009). Los valores promedio de temperatura observados durante el estudio se encuentran alrededor del rango establecido como óptimo para la reproducción y crecimiento del zooplancton, el cual oscila entre 15°C y 20°C (Tab. 2), aunque también dependerá de los requerimientos particulares de cada especie (Gómez-Márquez et al., 2022).

Durante la transición de la temporada de otoño a invierno disminuyó la temperatura en todos los cuerpos de agua (Tab. 3-8), particularmente en los sitios ISM, HID, y PP, en las cuales también se presentó la disminución del índice de diversidad (Tab. 27), esto puede estar relacionado con el hecho de que algunas especies son menos tolerantes a temperaturas frías

o templadas y que la temperatura también modifica la disponibilidad de fitoplancton, el cual representa el alimento principal del zooplancton, a temperaturas más altas, el fitoplancton crece más rápido, lo que puede favorecer un aumento en la diversidad y biomasa del zooplancton (Sommer & Stibor, 2002). Una especie especialmente presente durante el invierno fue el rotífero *Keratella cochlearis* y su variedad *tecta*, ambas identificadas en todos los sitios de muestreo durante esta temporada con temperaturas en un rango de 13 a 19°C, a excepción de CE-E1 y CE-E2, localidades en las que también se observó el mismo rango de temperatura durante la misma temporada. Estudios anteriores han mencionado la preferencia de esta especie por temperaturas bajas y ecosistemas templados con rangos de temperatura óptimos entre 10°C y 20°C (Walz, 1987), de igual manera, *Leptodiptomus siciloides* (ISM-E1, Tab. 11) copépodo calanoide que habita en lagos y estanques también con rango óptimo de 10°C - 20°C, es una especie herbívora que se alimenta de algas y juega un papel importante en la cadena alimentaria acuática (Dodson & Frey, 2001) y *Macrocyclops albidus* (RL-E1, Tab. 10) con el mismo intervalo de temperatura, es un copépodo cyclopoide común en aguas dulces y conocido por su capacidad para depredar larvas de mosquitos, lo que lo convierte en un agente biológico de control de vectores (Marten & Reid, 2007). Por otro lado también existen estudios previos de otras especies también identificadas durante el estudio con distintos intervalos como lo son *Brachionus calyciflorus* (HID y UAA) que puede tolerar temperaturas entre 15°C y 32°C, con un rendimiento óptimo en reproducción y supervivencia entre 25°C y 30°C (Sarma et al., 2005), *Bosmina longirostris* (RL-E1, RL-E2, ISM-E1, ISM-E2) presenta una alta tolerancia térmica, con un rango óptimo entre 15°C y 28°C (Chen & Stillman, 2012), *Ceriodaphnia dubia* (CE-E1, CE-E2) desarrolla sus tasas máximas de reproducción entre 22°C y 26°C, pero experimenta estrés térmico por encima de los 30°C (Tillmanns et al., 2008) y *Acanthocyclops robustus* única especie de copépodo encontrado en todos los sitios de estudio y presenta un rango óptimo de temperatura 15°C – 25°C (Maier, 1990), intervalo que precisamente se observa en todos los cuerpos de agua.

Respecto al pH el mínimo valor registrado fue 6.6 unidades en el sitio UAA (Tab. 8) durante la temporada de verano (julio), esta cifra se encuentra cerca del límite inferior, ya que el intervalo de pH considerado apropiado para la actividad biológica de los ecosistemas se encuentra en el rango de 6.0 a 9.0 unidades (Gómez-Márquez et al., 2022), aun así se identificaron varias especies del género *Brachionus* (*B. angularis*, *B. bidentatus*, *B.*

calyciflorus y *B. havanaensis*), *Lecane* (*L. bulla*, *L. closterocerca*, *L. decipiens*, *L. luna*, *L. lunaris* y *L. pyriformis*), *Filinia cornuta* y *Lepadella patella*. La disminución del pH por debajo de 6 puede reducir la diversidad y abundancia del zooplancton, especialmente en especies sensibles como los cladóceros (Havens, 1991) y en ambientes aún más acidificados ($\text{pH} < 5$), se observa una disminución en la tasa de eclosión de huevos de resistencia y un aumento en la mortalidad de juveniles y adultos en *Daphnia pulex* (Keller et al., 1992), especie registrada en RL-2, CE-E1 Y CE-E2 (Tab. 10, 12) con promedios de pH de 8.3, 8.7 y 8.6 unidades respectivamente (Tab. 3, 5). Por otro lado, el pH muy alcalino también puede afectar a las poblaciones de zooplancton, según Wetzel (2001) un pH superior a 9.0 puede ser perjudicial para organismos sensibles como los copépodos, sin embargo, se encontraron las especies *Acanthocyclops robustus* en ambas estaciones de RL, ISM, CE y la localidad de PP (Tab. 10-12, 14), *Arctodiaptomus dorsalis* en ambas estaciones de RL e ISM (Tab 10, 11) y *Leptodiaptomus siciloides* en ISM-E1 (Tab. 11) en donde se registraron valores mayores a 9 unidades (Tab. 3-5, 7). También es importante mencionar que esta variable no sólo afecta directamente a las especies de zooplancton si no también al fitoplancton, por lo que la disminución repentina del pH puede reducir su abundancia afectando su crecimiento y reproducción, lo que resulta en una baja disponibilidad de alimento para el zooplancton (Yang et al., 2012).

Una de las variables ambientales más importantes es el oxígeno disuelto (OD), su concentración juega un papel importante para los seres vivos ya que es esencial para los procesos metabólicos de la mayoría de los organismos acuáticos, incluido el zooplancton, que dependen de la presencia de oxígeno para la producción de energía (Jose et al., 2015). En la mayoría de los sitios el oxígeno disuelto presentó valores adecuados para mantener los procesos vitales del zooplancton (Tab. 3-8), algunas de las concentraciones más altas se observaron en ambas estaciones de ISM y CE (Tab. 4,5), tal vez debido a la alta capacidad fotosintética de la biota acuática (Villalba et al., 2018), sin embargo, en la localidad de Pulgas Pandas (Tab. 7) se registró la cifra más baja del estudio con 2.0 mg/L durante el verano, la cual se encuentra por debajo de los requerimientos mínimos para la supervivencia del zooplancton y concuerda con la diversidad más baja observada para esta localidad que registró un valor de H' de 0.6 (Tab. 27) que de acuerdo con el índice de Shannon-Wiener corresponde a un índice de baja diversidad, por consiguiente, la disminución del OD pudo

inducir estrés metabólico en los organismos, reduciendo la eficiencia en la captura de alimentos y la evasión de depredadores (Wetzel, 2001).

La conductividad (COND) y los sólidos totales disueltos (TDS) son variables que se encuentran muy relacionadas entre sí porque la mayoría de los sólidos disueltos son sales iónicas que contribuyen a la conductividad (EPA, 2012). Siguiendo lo anterior, ambas variables presentaron un comportamiento sincrónico en todos los cuerpos de agua, en el caso de TDS, en la mayoría de los sitios se observaron valores dentro del rango adecuado (Tab. 3-8), estudios anteriores han reportado que para el zooplancton de agua dulce estas cifras suelen estar en el rango de 0.05 a 0.5 g/L (Wetzel, 2001) y en aguas con concentraciones superiores a 1.0 g/L algunas especies de zooplancton pueden experimentar estrés osmótico, lo que afecta su supervivencia y reproducción (Allan, 1995). De hecho, esas cifras se presentaron durante la primavera para ambas estaciones de ISM con 1.2 g/L (Tab. 4) sin embargo, las dos estaciones tuvieron un índice normal de diversidad durante el otoño con 1.1 g/L de TDS (Tab. 27). Por el contrario, el sitio RL-E1 presentó los valores más bajos de conductividad y sólidos totales disueltos (Tab. 3) con 0.27 (mS/cm) y 0.19 (g/l) respectivamente, probablemente debido a que se llena con agua de pozo y un importante factor de cambio en estas variables es el aporte de aguas residuales, lo cual no sucede en este sitio a diferencia de las dos estaciones de ISM. Geller & Müller (1981) mencionan que la mayoría del zooplancton de agua dulce, como el género *Daphnia* y especies como *Brachionus calyciflorus*, muestra un desarrollo óptimo en aguas con un máximo de 0.5 g/l de TDS, ambas identificadas en el presente estudio en sitios con promedios de TDS dentro de dicho rango, *B. calyciflorus* se observó en HID y UAA (Tab. 13,15), de igual manera especies como *Daphnia parvula*, *D. pulex* y *Daphnia C. exilis* se presentaron en los sitios CE y UAA (Tab. 12, 15). Otros autores mencionan que *Moina micrura* (RL-E2, CE-E1, CE-E2 y PP) es resistente a cambios en sólidos disueltos y conductividad elevada (Jeppesen et al., 2000; Marium et al., 2023) y especies como *Ceriodaphnia dubia* (CE-E1 y CE-E2) se usa como bioindicador de cambios en conductividad y calidad del agua (USEPA, 2002).

Las variables amonio (NH_4^+), nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-) también se cuantificaron durante el estudio ya que su presencia es fundamental en los ecosistemas acuáticos, provienen de fuentes naturales como la descomposición de materia orgánica y antropogénicas, como

los fertilizantes agrícolas y las aguas residuales, su acumulación excesiva puede ocasionar efectos perjudiciales para los organismos acuáticos, como lo es el zooplancton.

El amonio es una forma de nitrógeno inorgánico que puede encontrarse de forma ionizada y no ionizada en el agua, siendo esta última altamente tóxica para los organismos acuáticos (Randall & Tsui, 2002). Existen publicaciones acerca del efecto nocivo del NH_3 en peces e invertebrados acuáticos, no obstante, estos posibles efectos de la producción de NH_3 y su influencia en las poblaciones de zooplancton en estanques con agua procedente de plantas tratadoras han sido poco investigados (Arauzo, 2003). Schluter & Groeneweg (1985) determinaron la influencia del amonio en la tasa de reproducción *Brachionus rubens* en cultivo continuo, como resultado obtuvieron que sólo el amonio no ionizado afectó el crecimiento de la población: hasta la concentración de 3 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ la reproducción de *B. rubens* no fue afectada y en el rango de 3-5 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ disminuyó la tasa de reproducción, aunque no murieron organismos, sin embargo, esa disminución fue reversible y pudo superarse reduciendo la concentración de $\text{NH}_4\text{-N}$, por el contrario, con concentraciones superiores a 5 mg de $\text{NH}_4\text{-N/L}$, los rotíferos murieron en 2 días. El rotífero *B. rubens* fue observado en el sitio RL-E2 (Tab. 10) sólo durante el invierno con 9,375 org/m³ y 0 mg/L NH_3 y también en PP (Tab. 14) durante primavera con 28.125 org/m³ y 1 mg/L NH_3 , el verano con 3,125 org/m³ y 0.62 mg/L NH_3 y el otoño con 25.000 org/m³ y 0 mg/L NH_3 . De acuerdo al estudio mencionado anteriormente las tasas de reproducción de *B. rubens* comenzaron a ser afectadas y descender cuando el amonio alcanzó valores entre 3 a 5 mg/L, concentraciones que no se presentaron en ninguno de los sitios en los que se observó esta especie.

En cuanto a las poblaciones de cladóceros y copépodos, la exposición a concentraciones elevadas de amonio también puede afectar su desarrollo, reducir la tasa de reproducción e incluso causar mortalidad masiva (Du et al., 2023). Especies de ambos grupos como *Ceriodaphnia dubia*, *C. reticulata*, *Daphnia C. exilis*, *Daphnia pulex*, *Moina macrocopa* y *Acanthocyclops robustus* estuvieron presentes en los sitios con las concentraciones más altas de amonio (1 mg/L), valores que se presentaron exclusivamente durante la primavera en los sitios CE-E1, CE-E2 (Tab. 5) y PP (Tab. 7), temporada en la cual se observaron la mayoría de las temperaturas más altas, así como los valores más elevados de pH, esto puede ser debido

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

a que el equilibrio entre el amonio ionizado (NH_4^+) y no ionizado (NH_3) está influenciado por el pH y la temperatura del agua; a pH más altos y temperaturas elevadas, la proporción de NH_3 aumenta, lo que puede ser perjudicial para el zooplancton y otros organismos acuáticos (Boyd, 2017).

El nitrito (NO_2) es un intermediario tóxico de la oxidación bacteriana de los residuos nitrogenados (por ejemplo, el amoníaco) en el medio acuático. De forma general se encuentra a bajas concentraciones debido que se convierte rápidamente en nitrato, pero si ocurre alguna alteración en el proceso del ciclo del nitrógeno o la degradación masiva de organismos, los niveles de nitrito pueden aumentar en las aguas dulces (Jensen, 2003). Se ha observado que pueden interferir con la capacidad del zooplancton para transportar oxígeno debido a su interacción con la hemoglobina, formando metahemoglobina, que impide el transporte adecuado de oxígeno en especies con pigmentos respiratorios (Alonso & Camargo, 2003), como es el caso de algunas especies de los géneros *Daphnia* (Lampert, 1981), *Ceriodaphnia* y *Moina* (Tessier & Consolatti, 1989) que concentran la hemoglobina en condiciones adversas como las bajas concentraciones de oxígeno.

Una concentración con menos de 0.2 mg/L NO_2 , la cual se observó en la mayoría de los sitios de estudio (Tab. 3-8), es generalmente segura para la mayoría de las especies de zooplancton, por ejemplo, distintas especies del género *Daphnia* (RL-E1, RL-E2, CE-E1 y CE-E2) o la especie *Bosmina longirostris* (RL-E1, RL-E2, ISM-E1 y ISM-E2) tienen una buena tolerancia a concentraciones de nitritos inferiores a este valor (Soucek & Dickinson, 2012). Según García-García et al. (2012), concentraciones entre 0.2 y 1 mg/L pueden empezar a volverse perjudiciales, especialmente si se mantienen durante períodos prolongados, por ejemplo, estudios en lagos eutrofizados mostraron que concentraciones de nitritos en este rango pueden afectar la fisiología de especies como *Ceriodaphnia dubia*, cladócono observado en ambas estaciones de CE (Tab. 12) durante la primavera con 0.02 mg/L (CE-E1) y 0.04 mg/L (CE-E2) (Tab. 5), las cuales se consideran concentraciones bajas de nitritos. El sitio PP y UAA fueron los únicos cuerpos de agua que presentaron niveles de nitritos considerados más perjudiciales. El sitio PP alcanzó concentraciones de 0.4 mg/L en la primavera y el verano (Tab. 7) y en el sitio UAA se observaron niveles de 0.5 mg/L durante todo el estudio a excepción del verano, donde la concentración fue de 0.3 mg/L (Tab. 8), sin

embargo, presentó un índice de diversidad normal durante todo el estudio (Fig. 50). Concentraciones que superan 1 mg/L causa efectos negativos como alteraciones en el crecimiento, la reproducción o la mortalidad. Se ha observado que especies como *Daphnia pulex* muestra disminución en su tasa de reproducción y aumento en la mortalidad (Cañedo-Argüelles et al., 2014). *D. pulex* estuvo presente en los sitios RL-E2, CE-E1 y CE-E2 (Tab. 10, 12) con concentraciones no detectables hasta 0.2 mg/L (Tab. 3, 5) las cuales se consideran dentro de lo apropiado. De igual manera también puede reducir la supervivencia de copépodos y otros grupos zooplanctónicos (Randall & Tsui, 2002).

En comparación con muchas publicaciones sobre la toxicidad del nitrito para los crustáceos relativamente más grandes, como los camarones y los cangrejos de río (Xiang et al., 2012) sólo hay unos pocos estudios publicados sobre la toxicidad del nitrito en crustáceos de pequeño tamaño, como cladóceros y copépodos (Dave & Nilsson, 2005; Hannas et al., 2010; Xiang et al., 2012).

Los nitratos (NO_3^-) son generalmente menos tóxicos que los nitritos (NO_2^-), pero un aumento en la concentración de NO_3^- puede causar eutrofización, promoviendo crecimiento excesivo de algas que incrementa la disponibilidad de alimento para el zooplancton, no obstante, en los casos de eutrofización, el zooplancton puede verse afectado por condiciones de hipoxia o por la proliferación de especies de algas que producen compuestos o toxinas perjudiciales (Dodds & Smith, 2016). Según Camargo et al., (2005) en ambientes naturales los niveles de (NO_3^-) que van de 0.1 a 5 mg/L son generalmente aceptables para el zooplancton, ya que permiten un balance adecuado de nutrientes sin causar un crecimiento excesivo de fitoplancton, este rango resulta muy similar a lo obtenido durante el muestreo, ya que el nitrato observado fue desde niveles no detectables hasta 5 mg/L, así, la concentración más alta se registró en UAA (Tab. 8) en las temporadas de primavera, otoño e invierno. Acorde a estudios de toxicidad del nitrato en organismos acuáticos realizados por Camargo et al., (2005) consideran que un nivel máximo de 2.0 mg/L NO_3^- es apropiado para proteger las especies acuáticas más sensibles y la mayoría de los sitios de estudio se encuentran por debajo de 2.0 mg/L. Asimismo, Conley et al., (2009) menciona que en concentraciones más altas (por encima de 10 mg/L) se puede observar claramente los efectos negativos de la eutrofización, como la reducción de la diversidad del zooplancton y la alteración de la

estructura de la comunidad acuática, aunque esas concentraciones no se observaron en ninguno de los sitios de estudio.

Los fosfatos (PO_4) son nutrientes esenciales para el crecimiento del fitoplancton, el cual representan una fuente de alimento para el zooplancton, por lo tanto, un aumento en la concentración de PO_4 estimula el crecimiento del fitoplancton, lo que en algún momento beneficia también el crecimiento de las poblaciones de zooplancton ya que aumenta la disponibilidad de alimento, sin embargo, un exceso de fosfatos por contaminación (como fertilizantes o aguas residuales) puede causar eutrofización, provocando un incremento descontrolado del fitoplancton que puede reducir el oxígeno en el agua y afectar negativamente al zooplancton reduciendo su diversidad y estabilidad (Carpenter et al., 1998). En los cuerpos de agua los fosfatos fueron detectados desde concentraciones de 0.04 hasta 4.0 mg/L PO_4 (Tab. 2), según Wetzel, (2001) los niveles adecuados de fosfatos (PO_4) en cuerpos de agua saludables suelen estar entre 0.01 y 0.1 mg/L. En aguas oligotróficas (baja productividad), los fosfatos pueden encontrarse en niveles inferiores a 0.01 mg/L, mientras que en aguas mesotróficas están entre 0.01 y 0.03 mg/L. Por otro lado, en aguas eutróficas, los niveles pueden superar 0.1 mg/L, lo que genera proliferación excesiva de algas y afecta la disponibilidad de oxígeno, reduciendo la diversidad del zooplancton. Los cuerpos de agua en los cuales se registraron concentraciones mayores a 0.1 mg/L fueron los siguientes: RL-E1 (0.4 mg/L), RL-E2 (2.1 mg/L) en el verano (Tab. 3), ISM-E1 (0.3 mg/L) y ISM-E2 (0.4 mg/L) también durante el verano (Tab. 4). Lo mismo ocurrió para todas las estaciones de CE (Tab. 5), registrándose los valores más altos durante la primavera con 3.9 mg/L (CE-E1) y 3.5 mg/L (CE-E2), para el sitio HID también se observaron concentraciones similares (>0.1 mg/L) durante el verano (2.6 mg/L), otoño (0.4 mg/L) e invierno (0.3 mg/L) (Tab. 6), en PP durante todas las estaciones (Tab. 7), particularmente en la primavera (4.0 mg/L), siendo el registro más alto de fosfatos durante el estudio, y por último el sitio UAA (Tab. 8), sitio que también alcanzó cifras mayores a 0.1 mg/L en todas las épocas del año presentándose el valor más alto en la primavera (3.5 mg/L). En contraste, en ecosistemas con fosfatos muy bajos (<0.005 mg/L), la producción primaria disminuye, lo que limita la disponibilidad de alimento para el zooplancton y puede reducir significativamente sus poblaciones (Sterner & Elser, 2002).

Los rotíferos del género *Brachionus* y *Keratella* son componentes clave del zooplancton en ecosistemas acuáticos eutróficos. Estas especies se caracterizan por su alta tolerancia a condiciones de elevada disponibilidad de nutrientes y baja calidad del agua (Duggan et al., 2001). Ambos rotíferos se observaron con mayor abundancia en sitios con concentraciones generalmente mayores a 0.1 mg/L PO₄ como lo fueron el Cedazo (CE), Hidalgo (HID), Pulgas Pandas (PP) y Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA). *Brachionus* suele prosperar debido a su capacidad para explotar recursos alimenticios como bacterias y fitoplancton, especialmente en presencia de altos niveles de clorofila *a* (Sládeček, 1983) y *Keratella*, por otro lado, muestra una ventaja competitiva en ambientes con mayor presión de depredación y cambios en la calidad del agua, lo que le permite mantenerse estable en comunidades zooplantónicas afectadas por la eutrofización (Špoljar et al., 2011). La mayor diversidad de cladóceros (12 especies de distintos géneros) se observó en Rodolfo Landeros (Tab. 10), el cual registró los promedios más bajos de fosfatos (Tab. 3), similar a esto, los estudios de Rodríguez-Estrada & Martínez-Jerónimo (2024) han demostrado que, en cuerpos de agua con altas concentraciones de nutrientes, como los fosfatos, se observa una menor diversidad de especies de cladóceros. Gliwicz (1990), encontró que el aumento de fosfatos favorecía la proliferación de *Daphnia* sobre los copépodos debido a su capacidad de consumir grandes cantidades de fitoplancton rápidamente lo que probablemente puede resultar en poca diversidad de copépodos.

Por otro lado, los valores promedios de dureza total, definida como la concentración de sales de calcio (Ca²⁺) y magnesio (Mg²⁺) en el agua (Gutiérrez-Aguirre et al., 2018) fluctuaron con promedios entre 68 y 179 mg/L de CaCO₃ (Tab. 2), esto indica que los cuerpos de agua presentan aguas blandas a moderadamente duras en todas las localidades, considerándose valores superiores a 200 mg/L de CaCO₃ para designar aguas duras (Jairo, 2002). Sin embargo, en algunas localidades como ISM-E1 e ISM-E2 (Tab. 4) se obtuvieron valores de 403 y 407 mg/L de CaCO₃ respectivamente durante la época de invierno (enero) lo que indica aguas con dureza muy alta (>300 mg/L de CaCO₃) lo que puede ser perjudicial para ciertas especies sensibles, aunque algunos copépodos toleran valores elevados (Lampert & Sommer, 2007). Por el contrario, en varios sitios durante las distintas temporadas del año se registraron valores considerados de baja dureza (0-50 mg/L de CaCO₃) como se observó durante la primavera en ambas estaciones de RL e ISM (Tab. 3, 4), también en el verano en RL-E1, en

ambas estaciones de ISM, las localidades HID, UAA (Tab. 6, 8) y por último PP, donde se registró el valor más bajo de dureza total con 10 mg/L de CaCO_3 (Tab. 7). Estos valores de baja dureza total pueden ser insuficientes para el desarrollo de especies que dependen del calcio, como es el caso de algunos rotíferos, cladóceros y copépodos (Hessen et al., 2000). Los rotíferos suelen ser tolerantes a un amplio rango de dureza, aunque algunos estudios han demostrado que su abundancia puede disminuir en aguas extremadamente duras debido a la competencia con cladóceros y copépodos (Balderas et al., 2015), al contrario, muy bajas concentraciones pueden afectar la formación de las loricas de algunas especies. Por otro lado, los cladóceros, como *Daphnia pulex* requieren altas concentraciones de calcio para la muda y el desarrollo adecuado del caparazón (Green, 1956; Hessen et al., 2000), así, en aguas con baja dureza, estas especies pueden presentar dificultades en la mineralización del exoesqueleto, afectando su crecimiento y supervivencia, lo que los hace más sensibles a cambios en la dureza del agua (Jeziorski & Yan, 2006). Los copépodos, en comparación, suelen ser menos dependientes de la dureza del agua, pero algunos estudios indican que especies de copépodos calanoides pueden preferir aguas de dureza media a alta debido a la influencia del calcio en sus procesos fisiológicos y en la disponibilidad de alimento (Sommer et al., 2012).

Los cloruros también son una variable ambiental importante del estudio, con amplios rangos de concentración entre sitios, desde niveles indetectables hasta los 280 mg/L de Cl observados en ISM-E1 (Tab. 4). Los cloruros son iones presentes de forma natural en cuerpos de agua dulce y salada, su concentración depende de factores geológicos, climáticos y antropogénicos. En ambientes de agua dulce, las concentraciones de cloruros se sitúan en el rango de 10 a 100 mg/L. Estudios previos han obtenido diferentes resultados sobre el efecto de los cloruros en el zooplancton. Greco et al., (2021) mencionan que los grupos de zooplancton mostraron diferentes niveles de respuesta a las concentraciones de cloruros: los copépodos mostraron una disminución significativa, seguidos de los cladóceros y, por último, los rotíferos. Petranka y Francis (2013) encontraron un efecto débil de los cloruros sobre los copépodos, y Sinclair y Arnott (2018) reportaron una disminución de las comunidades de copépodos con niveles de 250 mg/L de Cl, mientras que los rotíferos y los cladóceros no se vieron afectados. Asimismo, en otros estudios, los cladóceros muestran una mayor sensibilidad (Van-Meter et al., 2011; Stoler et al., 2017b). Durante el estudio sí se detectaron

localidades con niveles alrededor de 250 mg/L Cl (incluso mayores), las cuales fueron RL-El con 232 mg/L Cl en verano y RL-E2 con 240 mg/L Cl en verano (Tab. 3) con distintos géneros presentes de rotíferos como *Brachionus*, *Cephalodella*, *Lecane*, *Mytilina*, *Lepadella*, *Polyarthra*, *Testudinella*, *Trichocerca*, géneros de Cladóceros como *Alona*, *Bosmina*, *Chydorus*, *Daphnia*, *Diaphanosoma*, *Dunhevedia*, *Sida*, *Simocephalus* y las especies de copépodo *Acanthocyclops robustus* y *Arctodiaptomus dorsalis* (Tab. 10), ISM-El (Tab. 4) con el registro más alto de cloruros en el estudio con 280 mg/L Cl en verano, ISM-E2 con 230 mg/L CL también durante el verano, observándose rotíferos de los géneros *Brachionus*, *Collotheca*, *Lecane*, *Lepadella*, y copépodos pertenecientes a los géneros *Acanthocyclops* y *Arctodiaptomus* (Tab. 11), UAA con 263 mg/L Cl (Tab. 8) con especies de rotíferos de los géneros *Brachionus*, *Filinia*, *Lecane*, *Lepadella*, *Polyarthra*, el género *Moina* (Cladocera) y *Acanthocyclops* (Copepoda) (Tab. 15). Un estudio de Elphick et al., (2011) mostró que concentraciones de cloruros superiores a 400 mg/L Cl pueden ser tóxicas para el zooplancton, afectando la mortalidad y el comportamiento de especies de copépodos, aunque esas concentraciones no se registraron en ninguna de las localidades.

La clorofila α es un pigmento esencial en los ecosistemas acuáticos que está presente en todas las algas fotosintéticas y cianobacterias, por ello, su concentración en los cuerpos de agua es un indicador de la cantidad de fitoplancton presente, y, por lo tanto, de la productividad primaria, lo que influye directamente en la disponibilidad de alimento para el zooplancton (Sommer et al, 2012). Los niveles promedio observados durante el estudio se encuentran en un intervalo de 0.5 a 1.2 mg/L Cl- α , lo que, según la literatura, son niveles altos de concentración de clorofila α , ya que en aguas oligotróficas (baja productividad) los niveles son <2 μ g/L (0.002 mg/L) y representan cuerpos de agua con baja concentración de nutrientes y alta transparencia (Wetzel, 2001; Dodds & Whiles, 2010), para aguas mesotróficas (moderada productividad) los niveles son de 2–8 μ g/L (0.002–0.008 mg/L) e indican una mayor disponibilidad de nutrientes y crecimiento fitoplanctónico (Carlson, 1977; Nürnberg, 1996), en el caso de aguas eutróficas (alta productividad) es de 8–30 μ g/L (0.008–0.03 mg/L) y se asocian con alta biomasa de fitoplancton y menor transparencia del agua (Carlson, 1977; Chapra, 1997) y para aguas hipertroficas (muy alta productividad y potenciales floraciones algales) la concentración es de 30 μ g/L (>0.03 mg/L) y representa ecosistemas con un alto nivel de eutrofización, lo que puede causar problemas como floraciones de algas nocivas

(OECD, 1982; Smith & Schindler 2020). En todos los sitios de estudio se presentaron valores mayores a 0.03 mg/L (Tab. 2), siendo los registros más altos a lo largo del otoño en ISM-E2 con 3.0 mg/L Cl- α (Tab. 4), época en la que se identificó la mayor diversidad del género *Lecane* para el sitio (Tab. 11), así como también en CE-E2 con 2.6 mg/L Cl- α (Tab. 5) donde solamente se observaron las especies *Brachionus angularis*, *Polyarthra dolichoptera*, *Daphnia pulex* y *Acanthocyclops robustus* durante esa temporada (Tab. 12). Por el contrario, la concentración más baja fue de 0.2 mg/L Cl- α , la cual se presentó en los sitios RL-E2 en el verano (Tab. 3) única temporada en la que se identificó al rotífero *Lecane bulla*, a los cladóceros *Daphnia C. exilis*, *Moina micrura* y al copépodo calanoide *Mastigodiptomus albuquerqueensis* (Tab. 10) y también en el sitio UAA en el verano y el otoño (Tab. 8), únicas temporadas en las que se observó el nuevo registro *Lecane decipiens* (Tab. 15, Fig. 34).

La demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) son dos parámetros fundamentales para evaluar la calidad del agua y su impacto en los ecosistemas acuáticos. El zooplancton es sensible a cambios en la calidad del agua, y la DQO y la DBO son indicadores muy útiles para evaluar los impactos de la contaminación orgánica en estos organismos. Un aumento excesivo de materia orgánica puede reducir la biodiversidad del zooplancton y afectar la dinámica ecológica del ecosistema acuático (Lv et al., 2024).

Los promedios de DQO, la cual mide la cantidad total de materia orgánica (biodegradable y no biodegradable) que puede ser oxidada químicamente (APHA, 2017), se sitúan en un intervalo de 8.6 a 112 mg/L (Tab. 2), sin embargo, estos valores fluctuaron durante el estudio registrándose mínimos y máximos contrastantes en los distintos sitios y temporadas. La mínima concentración se presentó en RL-E1 durante el verano con un valor de 2.2 mg/L (Tab. 3) y la máxima ocurrió en ISM-E2 (Tab. 4) en el invierno con 170 mg/L, sin embargo, esta concentración disminuyó más de la mitad en la siguiente temporada (primavera) con 60 mg/L. Esto significa que la calidad de agua mejoró ya que un incremento en la DQO puede indicar contaminación orgánica, lo que puede generar condiciones anóxicas, afectando la composición y abundancia del zooplancton (Arndt et al., 2013). Específicamente durante la temporada de invierno donde hubo altas concentraciones de DQO en ISM-E2, se observó al nuevo registro de rotífero *Collotheca ornata* (Fig. 32), de igual manera, también se observó

en ISM-E1 únicamente durante el otoño, donde las concentraciones de DQO también fueron las más altas para este sitio con un valor de 134 mg/L (Tab. 4). Cabe destacar que el cuerpo de agua RL-E1 se rellena con agua de pozo, a diferencia de ISM-E2 en el cual el relleno se realiza con agua proveniente de una planta tratadora de agua. El agua tratada en plantas de tratamiento puede presentar diferentes niveles de DQO dependiendo del tipo de tratamiento que se aplique y de la calidad del agua cruda, en muchos casos, el agua tratada puede tener una DQO menor que el agua cruda, ya que los procesos de tratamiento están diseñados para eliminar materia orgánica y otros contaminantes, sin embargo, en ciertos casos, si el tratamiento no es efectivo o si se utilizan procesos que generan subproductos, la DQO del efluente tratado podría ser más alta (CONAGUA, 2024).

La DBO, definida como la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos para descomponer la materia orgánica biodegradable en el agua (Metcalf & Eddy, 2014), registró promedios que van de 1.7 a 44.2 mg/L (Tab. 2). Al igual que la DQO, los valores fluctuaron en los distintos sitios y temporadas. Los niveles más bajos de DBO en el estudio se obtuvieron en el sitio RL, particularmente en la estación 1 (Tab. 3), en el cual se registró la concentración más baja en el verano con 1.1 mg/L y justo en esta la localidad fue donde se identificó el mayor número de especies de nuevo registro: 1) *Lepadella ehrenbergii*, 2) *Lecane arcua*, 3) *Lophocharis salpina*, 4) *Leydigia cf. striata*, 5) *Sida crystallina* y 6) *Simocephalus mixtus*. (Tab. 10, Fig. 18). Por otro lado, los niveles más altos se presentaron, al igual que la DQO, en ISM-E2 en otoño con 67.8 mg/L (Tab. 4) donde predominaron los géneros de rotíferos *Brachionus* y *Lecane* (Tab. 11). Un alto nivel de DBO indica un aumento en la descomposición biológica, lo que puede reducir los niveles de oxígeno disuelto y provocar mortalidad masiva en zooplancton como copépodos y cladóceros (Smith & Schindler, 2020).

Es recomendable que los cuerpos de agua mantengan una calidad de agua buena, lo que implica mantener la DBO₅ por debajo de 6 mg/L y la DQO por debajo de 20 mg/L. Estos niveles aseguran una concentración adecuada de oxígeno disuelto, vital para el zooplancton (CONAGUA, 2024). Altos niveles de DBO y DQO pueden favorecer el desarrollo de especies de zooplancton tolerantes a condiciones de baja oxigenación, mientras que especies más sensibles pueden disminuir o desaparecer, alterando la estructura trófica del ecosistema.

El Análisis Canónico de Correspondencias (ACC) es una técnica que ha sido utilizada en numerosos estudios para analizar patrones de distribución y abundancia de especies en función de las condiciones ambientales (Ter Braak, 1986). En este estudio el ACC del conjunto de sitios (Fig. 19) sugiere que el cloruro, el fosfato y la dureza total son los principales factores en la estructuración de la comunidad de zooplancton.

Los cloruros están presentes en todas las fuentes de agua, incluida el agua potable; como ocurre con muchos otros elementos, la cantidad de cloruros presentes en el medio natural se ve muy afectada por los vertidos de aguas residuales (Raffo & Ruiz, 2014). Todos los estanques analizados utilizan agua procedente de plantas de tratamiento de aguas residuales (excepto RL-E1 y HID), lo que pudo haber contribuido a que los cloruros sean el vector más influyente en las comunidades de zooplancton. La mayoría de los géneros de Cladocera y Copepoda, y algunos Rotifera, están positivamente correlacionados con los cloruros (Fig. 19); y estudios previos han revelado los diversos efectos de los cloruros sobre las especies de zooplancton (Greco et al., 2021; Lind et al., 2018; Stoler et al., 2017a). También se observaron cladóceros y copépodos en lugares con bajos niveles de fosfato, conductividad, nitrato y sólidos disueltos totales y los géneros de Rotifera *Keratella*, *Proalides*, *Filinia*, *Anuraeopsis*, *Trichocerca* y *Platyias* se distribuyeron en la zona con mayor concentración de nutrientes. Por otro lado, la dureza total es causada por la presencia de sales de calcio y magnesio, y es importante para el zooplancton debido a que son requeridas por Cladocera y Copepoda para la mineralización del exoesqueleto durante la muda (Graciano et al., 2022). Una deficiencia de sales minerales provoca un exoesqueleto blando, lo que hace que estos microcrustáceos sean vulnerables a los daños mecánicos y a la depredación.

Algunos géneros de Cladocera como *Simocephalus*, *Chydorus*, *Bosmina*, *Diaphanosoma* y *Sida* se situaron en dirección opuesta a los vectores fosfato, nitrato, conductividad y sólidos disueltos totales, contrario a lo que menciona (Yang et al., 2012) en su estudio, el cual reveló que, en áreas con alta concentración de nutrientes, las especies de *Daphnia* y *Bosmina* dominaron, probablemente debido a la mayor disponibilidad de materia orgánica. Sin embargo, el mismo autor también menciona que en áreas con alta concentración de nutrientes y eutrofización se observó una disminución en la abundancia de especies sensibles

pertenecientes a géneros como *Chydorus* y *Ceriodaphnia*, géneros que también se situaron en dirección contraria a concentraciones altas de nutrientes.

Algunas especies pertenecientes a la familia Brachionidae (*Brachionus*, *Keratella*, *Anuraeopsis*, *Platylabus*) se relacionaron positivamente con los vectores fosfato, nitrato, conductividad y sólidos disueltos totales, según el análisis CCA (Fig. 19). Montagud et al., (2019) mencionan que las especies pertenecientes al grupo taxonómico Cladocera están asociadas a una buena calidad de agua, por el contrario, especies de rotíferos pertenecientes a géneros como *Hexarthra* y *Keratella*, se encuentran en la parte del eje que indica una menor calidad del agua. Estos gráficos de especie-ambiente-localidades permiten inferir las respuestas de las especies de zooplancton a los principales gradientes ambientales, según el valor aproximado de su abundancia (Pinel-Alloul et al., 1995). En otro estudio, el ACC mostró que, durante los meses de invierno, cuando la temperatura del agua es más baja, la abundancia de especies de *Cyclopoida* aumentaba, probablemente debido a condiciones más favorables de oxígeno y nutrientes. En contraste, durante el verano, la turbidez aumentaba, lo que favorecía la proliferación de especies de *Cladocera*, como *Daphnia*, que son más resistentes a estas condiciones (Couto et al., 2006). Las Figuras 20-28 muestran el ACC para cada uno de los sitios de estudios, así, los gráficos muestran la preferencia de las especies a ciertas condiciones ambientales, lo que determina su abundancia y distribución.

La riqueza es una forma directa y sencilla de cuantificar la biodiversidad, ya que permite estimar el número total de especies que habitan en un área determinada (Alfaro & Pizarro, 2017). En estudios de biodiversidad, un mayor esfuerzo de muestreo generalmente aumenta la probabilidad de detectar especies raras (Chao & Shen, 2010), sin embargo, el esfuerzo nunca es 100% completo, por lo que se usan estimadores no paramétricos para predecir la riqueza real de especies (Moreno & Rodríguez, 2011), los cuales se utilizaron en este estudio para estimar la riqueza. Las localidades CE-E1, CE-E2 y PP obtuvieron los valores más bajos de riqueza con 11, 12 y 11 especies, respectivamente (Tab. 9). Es posible que la baja diversidad de zooplancton en estas localidades, en comparación con otros sistemas, esté causada por las actividades antropogénicas (Gómez et al., 2013). Por ejemplo, el uso del medio acuático para actividades recreativas que implican embarcaciones motorizadas y la

escasa profundidad de los estanques es un factor que disminuye la diversidad del zooplancton (Keppeler & Hardy, 2004).

El análisis de la riqueza observada, en contraste con la riqueza esperada, aplicando los estimadores no paramétricos Chao2 y Jack2 (Tab. 9) indica que la riqueza de especies es inferior a la esperada en todas las localidades, excepto en HID, donde el valor de Chao2 es igual a la riqueza observada y en el caso de Jack2 la riqueza esperada está justo por debajo de la observada. Según los métodos no paramétricos de estimación de la riqueza, el número total de especies esperado para las localidades muestra que las especies reportadas pueden representar adecuadamente las comunidades de zooplancton, con la excepción de las localidades RL-E2 y CE-E2, donde los valores de riqueza observados fueron bajos en comparación con los esperados con el estimador Chao2. Varios autores han mencionado la complejidad en la interpretación de los estimadores no paramétricos y sus limitaciones (Foggo et al., 2003; Fattorini, 2013), aun así, estos estimadores son universalmente válidos para cualquier distribución de abundancia de especies y más consistentes que los estimadores paramétricos basados en modelos paramétricos de abundancia específica (Chao & Chiu, 2016).

Existen varias investigaciones en las que se utilizan este tipo de estimadores, por ejemplo, se evaluó la diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas donde se emplearon tres métodos no paramétricos: Chao2, Jackknife de primer orden y Jackknife de segundo orden, para estimar la riqueza máxima de las especies de zooplancton total, rotíferos, cladóceros y protistas. Estos estimadores permitieron calcular el número máximo de riqueza de especies a partir del esfuerzo de muestreo realizado y de la acumulación de nuevas especies que iban apareciendo durante los muestreos (Iannacone & Alvarino, 2007). De igual manera, en otra investigación se utilizaron también los estimadores Chao2, Jackknife de primer orden y Jackknife de segundo orden para estimar el número máximo de especies de zooplancton. Los resultados indicaron que la riqueza zooplanctónica reportada era relativamente alta, dominada por copépodos, y que el número de componentes registrados representaba adecuadamente la comunidad zooplanctónica del área estudiada (Mecalco-Hernández & Castillo-Rivera, 2020).

La curva de acumulación de especies (Fig. 35), que muestra cómo la riqueza estimada cambia con el aumento del esfuerzo de muestreo (Moreno & Rodríguez, 2011), nos indica que ISM-E2, CE-E1 e HID parecen alcanzar una asíntota, sin embargo, podría ser necesario un mayor número de muestreos para confirmar que la curva se estabiliza, por el contrario, los demás sitios parecen aumentar el número de especies acumuladas mientras se aumentan los muestreos. Si el esfuerzo de muestreo es bajo, muchas especies pueden pasar desapercibidas, lo que subestima la riqueza real (Colwell & Coddington, 1994). En cambio, si el esfuerzo es muy alto, es más probable que se detecte la mayoría de las especies presentes (Chao & Lee, 1992). Sin embargo, es importante tener en cuenta que la composición específica del muestreo puede cambiar con el tiempo, ya que los intervalos de distribución de las especies pueden ampliarse o reducirse en función del entorno; en determinadas condiciones en un tiempo definido pueden aparecer o ser detectables algunas especies y otras no (Adler & Lauenroth, 2003). Por otra parte, los individuos errantes o también llamados “vagabundos” son una fuente importante de sesgo en el muestreo, ya que no pueden considerarse formalmente habitantes del lugar de estudio (Dennis, 2001).

El análisis de diversidad beta espacial, que es el cambio en la composición de especies entre sitios (Calderón & Moreno, 2019), indica que las localidades son diferentes en cuanto a la composición de especies, por lo que existe un grado de reemplazo de especies según el índice de disimilitud (1-Is). Los sitios con máxima disimilitud son RL-E2 y HID con un valor de 89% (Tab. 16) y también presentan diferencias en cuanto a temperatura, conductividad, sólidos disueltos totales, cloruros y dureza total (Tab. 2). Esta diferencia en la composición de especies y variables ambientales se debe probablemente al hecho de que el sitio RL-E2 utiliza agua proveniente de una planta de tratamiento de aguas e HID depende de la captación de agua durante la época de lluvias. La menor disimilitud se produjo entre los sitios CE-E1 y CE-E2 (0,4%) (Tab. 16) con sólo una especie distinta entre las dos estaciones de muestreo, el calanoide *Mastigodiptomus albuquerquensis* (Tab. 12) y sus variables ambientales son muy similares (Tab. 5), posiblemente debido a la proximidad de las estaciones. Del mismo modo, los sitios ISM-E1 e ISM-E2 presentan sólo un 19% de disimilitud y ninguna diferencia significativa en los valores de las variables ambientales (Tab. 4). En cambio, a pesar de la proximidad de las estaciones RL-E1 y RL-E2, los sitios muestran una disimilitud del 43% en la composición específica (Tab. 16) y también presentan diferencias en los valores de

oxígeno disuelto, conductividad, sólidos totales disueltos, cloruros y dureza total (Tab. 3). Esto es probablemente el resultado de las diferentes fuentes de agua de los sitios, ya que RL-E1 obtiene agua de pozos subterráneos y RL-E2 obtiene agua de la planta tratadora ubicada en el parque. La influencia de las diferencias en las variables ambientales entre los sitios de estudio sobre la composición específica se ha observado también en otras investigaciones como lo menciona Liu et al., (2023), que evaluó los factores ambientales y espaciales que estructuran la diversidad beta del zooplancton en sistemas de agua dulce, mostrando que los gradientes ambientales son clave en la variación de las comunidades, José de Paggi y Paggi (2008) examinó la diversidad beta en lagunas salinas, destacando cómo la salinidad y la variabilidad hidrológica afectan la composición del zooplancton en distintos sitios y Declerck et al., (2011) muestra cómo la diversidad beta del zooplancton es impulsada por la interacción entre la dispersión de organismos y la heterogeneidad ambiental en charcas temporales. Los valores de complementariedad (Tab. 17) reafirman las diferencias en composición de especies entre los sitios. De forma similar, la diversidad beta temporal fue distinta en todos los sitios de estudio (Tab. 18-26).

La mayoría de los estudios de zooplancton de cuerpos de agua dulce se han centrado tradicionalmente en masas de agua de gran tamaño, como lagos, arroyos y ríos, lo que provoca que los lagos poco profundos y los estanques (que se dan con mucha más frecuencia que los lagos de mayor tamaño en entornos urbanos) sean menos estudiados (Downing, 2010). Recientemente, Mimouni et al., (2015) destacaron el elevado potencial de endemismo, especialmente en los estanques urbanos y de origen antropogénico; un conocimiento sólido de las especies acuáticas en los hábitats urbanos hará avanzar la ecología urbana y preservará la biodiversidad en las ciudades.

El Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') (Tab. 27) es una medida ecológica que cuantifica la diversidad de especies en una comunidad, considerando tanto la riqueza de especies como la equitatividad en la distribución de los individuos (Shannon, 1948). Según Pielou (1969), cuando se presenta una diversidad baja ($H' < 1$) en el cuerpo de agua, una o pocas especies son las que dominan, lo cual coincide con lo observado en la localidad PP (Fig. 49) en la que se presentaron especies dominantes en las temporadas en las cuales se obtuvieron valores $H' < 1$, como lo fueron *Brachionus bidentatus* con una abundancia de

1.178.125 org/m³ (primavera, $H' = 0.9$), el cladóceros *Moina macrocopa* 512.500 org/m³ (primavera, $H' = 0.9$), el copépodo *Acanthocyclops robustus* 1.015.625 org/m³ (verano $H' = 0.6$) y *Brachionus angularis* 1,090,625 org/m³ (invierno, $H' = 0.8$). En la localidad HID (Fig. 48) se registró algo similar, ya que se observó como especie dominante al rotífero *Keratella cochlearis* var. *tecta* durante el otoño y el invierno con una abundancia de 687,500 org/m³ con una de $H' = 0.6$ y 4,843,750 org/m³ con $H' = 0.3$ respectivamente, siendo este último valor de H' observado el más bajo y la mayor abundancia durante todo el estudio. *Brachionus havanaensis* también se observó como una especie dominante en la localidad HID con una abundancia de 2.693.750 org/m³, sin embargo, se presentó durante la estación de verano con un índice de diversidad de $H' = 1.4$, el más alto obtenido para este cuerpo de agua.

En un análisis realizado en lagos urbanos y rurales, se encontró que los lagos urbanos presentaban una diversidad zooplanctónica más baja ($H' \approx 1.0-1.7$), debido a la mayor contaminación y eutrofización, mientras que los lagos rurales mostraban valores más altos de diversidad ($H' \approx 2.3-3.0$), lo que puede indicar una relación inversa entre la contaminación antropogénica y la biodiversidad zooplanctónica (Gál et al., 2019). Otro estudio sobre el impacto de efluentes urbanos, el índice de diversidad de zooplancton fue significativamente menor también en áreas contaminadas ($H' < 1.2$) en comparación con zonas menos perturbadas ($H' > 2.5$), reflejando una menor equitatividad y la proliferación de especies tolerantes al aumento de nutrientes y otras variables ambientales (Pandit et al., 2020). La mayoría de las localidades obtuvo un índice de diversidad en el intervalo de 1 y 2 (Tab. 27) a lo cual Krebs (1999) menciona que una H' entre 1 y 2 indica una diversidad moderada, y esto permite que algunas especies predominen, por lo que hay cierta equidad. (Bonecker et al., 2001), también obtuvo un intervalo similar a lo observado en este estudio se obtuvo en lagos eutróficos, en los que se encontró que el índice de Shannon-Wiener variaba entre 1.5 y 2.8, dependiendo del nivel de contaminación y la presencia de especies dominantes como *Brachionus calyciflorus* y *Moina micrura*, la primera identificada en las localidades HID (Tab. 13) y UAA (Tab. 15), y la segunda especie observada en RL-E2 (Tab. 10), en ambas estaciones de la localidad CE (Tab. 12) y en PP (Tab. 14).

La presencia de metales pesados en los ecosistemas constituye un serio problema debido a su elevada persistencia medioambiental y su alta toxicidad para los organismos, además

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

tienen la propiedad de ser bioacumulables pues al organismo afectado le resulta imposible mantener la velocidad necesaria de excreción (Mendoza-García et al., 2008). Ejemplo de ellos son el cadmio (Cd), mercurio (Hg) y plomo (Pb); éste último fue utilizado en el presente estudio para las pruebas desarrolladas con los huevos de resistencia (efipios) del cladócero *Simocephalus mixtus*. El análisis realizado mediante la prueba Chisq (chi-cuadrado) muestra que la concentración de plomo tiene un efecto negativo y significativo en la tasa de eclosión de los huevos de resistencia ($X^2 = 10.423$, $p = 0.001245$) (Tab. 28). El estudio también muestra que el efecto del plomo es dosis-dependiente, lo que significa que a concentraciones bajas de plomo el efecto sobre la eclosión de huevos fue moderado, mientras que a concentraciones más altas los efectos fueron mucho más pronunciados, similar a los resultados observados en las concentraciones 3, 4 y 5 de nuestro experimento, donde no se observó ninguna eclosión (Fig. 51, 52).

Estos resultados sugieren que el plomo influye de manera considerable en el proceso de eclosión, lo que concuerda con estudios previos que han demostrado efectos adversos de metales pesados sobre la reproducción de especies animales. Según Veltman et al., (2008), el plomo puede ser absorbido por el organismo mediante difusión pasiva, transporte activo o endocitosis y su biodisponibilidad depende de su forma química (Jacinto & Aguilar, 2007), asimismo, Garza et al., (2005) mencionan que el plomo puede interferir con la señalización hormonal normal durante el desarrollo de los embriones, actuando como un disruptor endocrino, lo que pudo haber sucedido con los huevos de *S. mixtus*. Esta alteración puede afectar la diferenciación celular y tisular, inhibiendo proteínas clave en el desarrollo de los embriones, interfiriendo con las actividades de múltiples enzimas dificultando el desarrollo y eclosión de los huevos de resistencia (Pattee & Pain 2002). El plomo puede inducir estrés oxidativo al generar especies reactivas de oxígeno, dañando componentes celulares esenciales como lípidos, proteínas y ADN. En organismos acuáticos, este estrés oxidativo puede comprometer los sistemas de defensa antioxidante y provocar peroxidación lipídica, afectando negativamente su fisiología y supervivencia (Martínez et al., 2011). Estos estudios son consistentes con estudios previos que han evaluado el impacto del plomo en la eclosión de huevos, lo que refuerza nuestros hallazgos de un impacto adverso del plomo en la tasa de eclosión.

Otros ejemplos, es la investigación sobre la especie *Brachionus calyciflorus* evaluó el efecto del plomo en la producción y eclosión de huevos amícticos y mícticos, encontrando que la presencia de plomo afecta negativamente la eclosión de estos huevos (Alvarado-Flores et al., 2010), además, un estudio realizado en el pez cebra (*Danio rerio*) expuesto a nitrato de plomo mostró que concentraciones subletales de plomo afectan la supervivencia, la eclosión y la morfología en los primeros estadios de vida de esta especie (Álvarez-Garzón, 2011).

El uso del plomo como contaminante en estudios de toxicología del zooplancton ha sido objeto de diversas investigaciones, sin embargo, existe muy poca información específica sobre el efecto del plomo en la eclosión de huevos de resistencia de cladóceros, como el realizado por Guerrero-Jiménez et al., (2024). La mayoría de los estudios sobre toxicidad del plomo y otros metales en cladóceros se centran en su impacto en el desarrollo, reproducción y supervivencia de organismos en estado activo, como *Daphnia magna* (Dellafreda y Iannaccone, 2021; Méniz-Oshiro y Iannaccone, 2023), *Daphnia pulex* (Mamani-Choquehuanca & Mamani-Torrez, 2021; Bracho et al., 2019; Reyes-Fandiño & Pérez-Rodríguez, 2018; Herrera-Gómez & Rodríguez-Bonilla, 2017) o *Ceriodaphnia dubia* (Ceresoli & Gagneten, 2003; García & Martínez, 2012; Lavoie & Gauthier, 2023). De igual forma hay investigaciones sobre los efectos de metales pesados en cladóceros en general, pero sin un enfoque en los huevos de resistencia.

A pesar de los resultados significativos, este estudio tiene algunas limitaciones que deben ser consideradas. En primer lugar, el estudio se centró únicamente en un número limitado de concentraciones de plomo, por lo que se recomienda realizar investigaciones adicionales con rangos más amplios de concentración para entender mejor el umbral de toxicidad del plomo. Además, el análisis no consideró posibles interacciones con otros factores ambientales, como la temperatura o el pH, que podrían modificar el efecto del plomo sobre la eclosión.

Los resultados obtenidos en este estudio confirman que el plomo tiene un impacto negativo y significativo sobre la tasa de eclosión de los huevos de resistencia, alineándose con la literatura existente sobre los efectos tóxicos de este metal. Se requiere una mayor comprensión de los mecanismos subyacentes para desarrollar estrategias efectivas de mitigación de la contaminación por plomo y proteger la biodiversidad.

9. CONCLUSIÓN

La lista taxonómica del zooplancton en el conjunto de sitios bajo estudios consta de 61 especies en total. Rotífera con 40 especies agrupadas en 18 géneros pertenecientes a 13 familias, Cladocera con 16 especies pertenecientes a 11 géneros distribuidos en 5 familias y Copepoda con 5 especies, tres dentro del orden Calanoida (familia Diaptomidae) distribuidas en tres géneros y dos especies dentro del Orden Cyclopoida, distribuidas en dos géneros, ambos pertenecientes a la familia Cyclopidae.

Dentro de la lista taxonómica se incluyen nueve especies las cuales son nuevos registros para el estado: los rotíferos *Collotheca ornata*, *Lecane arcuata*, *Lecane decipiens*, *Lepadella ehrenbergii*, *Proalides tentaculatus*, *Lophocharis salpina* y los cladóceros *Leydigia* cf. *striata*, *Sida crystallina* y *Simocephalus mixtus*.

Los cuerpos de agua urbanos pueden albergar distintas especies de Rotíferos, Cladóceros y Copépodos, por lo que es importante tomarlos en cuenta en estudios de diversidad de zooplancton.

Las variables ambientales exhibieron distintos valores en cada localidad durante el año de estudio, y con ello, se observaron cambios en la presencia, abundancia y composición específica de las comunidades de zooplancton en las diferentes localidades, consecuencia de la sucesión estacional. Aunque se presentaron fluctuaciones en los valores de las variables ambientales, generalmente estuvieron en los rangos adecuados para el desarrollo y supervivencia del zooplancton. El zooplancton no solo responde directamente a las variaciones ambientales, sino que también actúa como un bioindicador clave del estado y la calidad del ecosistema acuático.

Para el análisis canónico de correspondencia (ACC) del Conjunto de Sitios se observa que los cloruros, fosfatos y dureza total son las variables ambientales que tuvieron mayor influencia. De igual manera, cada uno de los sitios tuvo distintas variables ambientales que inciden en la presencia, abundancia y distribución de las especies.

En cuanto a la Diversidad alfa (α) el valor máximo de riqueza específica se registró en la localidad RL-E1, con un total de 28 especies. En un nivel inferior se situaron las localidades

RL-E2 y UAA, ambas con 22 especies. Posteriormente, ISM-E1 alcanzó 18 especies, seguido por HID, ISM-E2 y CE-E2, que presentaron 15, 14 y 12 especies, respectivamente. Finalmente, las localidades CE-E1 y PP exhibieron la menor riqueza taxonómica registrada en el estudio, con 11 especies cada una.

En la curva de acumulación de especies, las localidades RL-E1, RL-E2, ISM-E2, CE-E1 y HID tienden a aproximarse a la estabilidad asintótica, lo que sugiere un muestreo cercano a la saturación de la comunidad de zooplancton evaluada. En contraste, el resto de las localidades no muestran dicho patrón, indicando que podrían requerirse mayores esfuerzos de muestreo para caracterizar adecuadamente su riqueza específica.

La composición específica difiere notablemente entre localidades. Las comparaciones que mostraron un grado de disimilitud igual o superior al 80% incluyen HID y RL-E2, que alcanzaron el valor más alto del estudio con un 89%, evidenciando que son localidades altamente disímiles. En contraste, las dos estaciones del Cedazo (CE-E1 y CE-E2) presentaron la menor disimilitud registrada, con un índice de apenas 0.04, lo que indica que son prácticamente equivalentes en su composición específica.

Todas las localidades presentaron variaciones en cuanto al índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') dependiendo de las distintas temporadas del año; la única localidad con un índice de diversidad alto ($H' > 2$) en todas las temporadas del año de muestreo fue RL-E1.

Por último, la exposición de efipios del cladócono *Simocephalus mixtus* a las distintas concentraciones de plomo afectó considerablemente la eclosión, ya que sólo se obtuvieron 16 eclosiones, cuatro en la concentración de 1 mg/L y una en la concentración de 2 mg/L. Por lo que el plomo, al igual que otros metales pesados, interfiere con funciones biológicas esenciales como la reproducción, el metabolismo y la eclosión de los huevos, así, diversos estudios demuestran que la exposición a metales pesados puede afectar negativamente la tasa de eclosión de los huevos de resistencia en zooplancton, lo que representa una preocupación para la biodiversidad acuática.

10. REFERENCIAS

- Abdullah, M., Akhtar, A., Mustafa, A. H., Islam, S., Uddin, M., Alam, D., & Xu, H. (2018). Seasonal pattern of zooplankton communities and their environmental response in subtropical maritime channel systems in the Bay of Bengal, Bangladesh. *Acta Ecologica Sinica*, 38(4), 316–324. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2017.11.001>
- Adler, P. B., & Lauenroth, W. K. (2003). The power of time: Spatiotemporal scaling of species diversity. *Ecology Letters*, 6, 746–756. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00497.x>
- Ahlstrom, E. H. (1932). Plankton Rotatoria from Mexico. *Transactions of the American Microscopical Society*, 51, 242–251.
- Alfaro, F. M., & Pizarro, J. (2017). Estimación de la riqueza de coleópteros epígeos de la Reserva Nacional Pingüino de Humboldt (Regiones de Atacama y Coquimbo, Chile). *Gayana*, 81(2), 39–51. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382017000200039>
- Allan, J. D. (1995). *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Chapman & Hall.
- Alonso, Á., & Camargo, J. A. (2003). Short-term toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(6), 1006–1012. <https://doi.org/10.1007/s00128-003-0082-5>
- Alvarado-Flores, J., Ventura-Juárez, J., Silva-Briano, M., & Rico-Martínez, R. (2010). Efecto del plomo en la producción y eclosión de huevos mícicos y amícicos en *Brachionus calyciflorus*. XVI Reunión de la Sociedad Mexicana de Planctología A.C.
- Alvarado-Flores, J., Rico-Martínez, R., Ventura-Juárez, J., Silva-Briano, M., & Rubio-Franchini, I. (2012). Bioconcentration and localization of lead in the freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas 1677 (Rotifera: Monogononta). *Aquatic Toxicology*, 109, 127–132. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.12.007>

- Alvarado-Flores, J., Rico-Martínez, R., Adabache-Ortíz, A., & Silva-Briano, M. (2015). Morphological alterations in the freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas 1766 (Rotifera: Monogononta) caused by vinclozolin chronic exposure. *Ecotoxicology*. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1434-8>
- Álvarez-Garzón, C. (2011). *Efectos teratogénicos del nitrato de plomo en el desarrollo embrionario del pez cebra (Danio rerio) a cinco dosis subletales*. Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Javeriana.
- Álvarez-Manzaneda, I., & De Vicente, I. (2017). Assessment of toxic effects of magnetic particles used for lake restoration on *Chlorella* sp. and on *Brachionus calyciflorus*. *Chemosphere*, 187, 347–356. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.129>
- Ancona, I., Batalla, M. A., Caballero, E., Hoffman, C. C., Llamas, R., Martín del Campo, R., Ochoterena, I., Rioja, E., Roca, J., Sámano, A., Vera, C., & Villagrán, F. (1940). Prospecto biológico del lago de Pátzcuaro. *Anales del Instituto de Biología de México*, 11, 417–513.
- APHA (American Public Health Association). (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). APHA.
- Arauzo, M. (2003). Harmful effects of un-ionised ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. *Water Research*, 37, 1048–1054. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00454-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00454-2)
- Arndt, H. (1993). Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates)—A review. *Hydrobiologia*, 255(1), 231–246. <https://doi.org/10.1007/BF00025844>
- Arndt, H., Schmidt-Denter, K., & Auer, B. (2013). Zooplankton response to oxygen depletion and reoxygenation in a polluted lake. *Aquatic Microbial Ecology*, 68(3), 215–232.
- Arredondo-Figueroa, L., Borrego-Enrique, E., Castillo Domínguez, R. M., & Valladolid-Laredo, A. (1983). Batimetría y morfometría de los lagos 'maars' de la Cuenca de Oriental, Puebla, México. *Biotica*, 8, 37–47.

- Ávila, P.G. (1973). Variación y frecuencia de algunas especies de rotíferos provenientes de la Ciénega Grande de Santa Marta (Colombia). *Mitteilungen des Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas*, 7, 15–29.
- Azémar, F., Van Damme, S., Meire, P., & Tackx, M. (2007). New occurrence of *Lecane decipiens* (Murray, 1913) and some other alien rotifers in the Schelde estuary (Belgium). *Belgian Journal of Zoology*, 137(1), 75–83.
- Azizullah, A., Khattak, M. N. K., Richter, P., & Häder, D. P. (2011). Water pollution in Pakistan and its impact on public health—A review. *Environment International*, 37(2), 479–497. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.10.007>
- Balderas, B., Ramírez, F., & López, J. (2015). Efectos de la dureza del agua sobre la diversidad del zooplancton en sistemas lénticos. *Revista de Ecología Acuática*, 27(1), 45–60.
- Barata, C., Baird, D. J., & Soares, A (2002). The relative importance of water and food as cadmium sources to *Daphnia magna* Straus. *Aquatic Toxicology*, 61(3–4), 143–154. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(02\)00052-8](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(02)00052-8)
- Barata, C., Baird, D. J., & Soares, A (2005). Determining the ecotoxicological mode of action of chemicals from measurements of population growth rate and dynamics in *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 74(1), 45–57. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.02.001>
- Barata, C., Baird, D., Nogueira, A., Soares, A y Riva, M. (2006). Toxicity of binary mixtures of metals and pyrethroid insecticides to *Daphnia magna* Straus. Implications for multi-substance risks assessment. *Aquatic toxicology* (Amsterdam, Netherlands). 78. 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.01.013>
- Bledzki, L., & Rybak, J. (2016). *Freshwater crustacean zooplankton of Europe: Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida): Key to species identification, with notes on ecology, distribution, methods and introduction to data analysis*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-29871-5>

- Boecklen, W. J., & Restrepo, C. (2001). Effects of environmental variability on the community structure of zooplankton in two contrasting lakes. *Freshwater Biology*, 46(6), 873–884. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2427.2001.00689.x>
- Bonecker, C. C., Aoyagui, A. S. M., & Santos, R. M. (2001). Effects of eutrophication on zooplankton in tropical lakes. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4), 683–692. <https://www.scielo.br/j/bjb/a/yw8s7CRWWSz4ndNYfmnTSSw/>
- Boxshall, G. A., & Defaye, D. (2008). Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 195–207. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-007-9014-4>
- Boyd, C. E. (2017). *El fitoplancton y su impacto en la calidad del agua*. Global Seafood Alliance.
- Bracho, G., Rodríguez, M., Méndez, I., & Pérez, J. (2019). Bioensayos de toxicidad aguda utilizando *Daphnia magna* Straus desarrollada en medio de cultivo modificado. *Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología de Alimentos*, 10(2), 113–120. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=195018466018>
- Brehm, V. (1932). Notizen zur Süßwasserfauna Guatemalas und Mexikos. *Zoologischer Anzeiger*, 99, 63–66.
- Brehm, V. (1943). Plancton del lago de Pátzcuaro. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, III, 81–84.
- Brehm, V. (1955). Mexikanische Entomostraken. *Österreichische Zoologische Zeitschrift*, 6, 412–420.
- Brower, J. E., & Zar, J. H. (1977). *Field and laboratory methods for general ecology* (194 p.). Wm. C. Brown Company Publishers.
- Calderón, P. J. M., & Moreno, C. E. (2019). Diversidad beta basada en índices de disimilitud: Su partición en componentes de recambio y diferencias en riqueza. En C. E. Moreno (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y*

- metodológicos para su estudio* (pp. 203–222). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo / Libermex.
- Camargo, J. A., Alonso, Á., & Salamanca, A. (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: A review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58(9), 1255–1267. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.044>
- Cañedo-Argüelles, M., Muñoz, I., Rieradevall, M., & Prat, N. (2014). Impact of nitrite on the survival and reproduction of freshwater zooplankton. *Journal of Plankton Research*, 36(2), 471–482. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt112>
- Carlin, N. B. (1935). Rotatorien aus Mexico. *Kungliga Fysiografiska Sällskapet i Lund Förhandlingar*, 5, 175–185.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361–369.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharples, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Castellanos, L. O., & Sánchez, V. H. (1974). El lago de Chapala como receptor de aguas fluviales contaminadas. *XIV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria*, Ciudad de México, 14 pp.
- Ceresoli, N., & Gagneten, A. M. (2003). Efectos del efluente de curtiembre sobre *Ceriodaphnia dubia* (Crustacea, Cladocera) en condiciones experimentales. *Interciencia*, 28(8), 470–475.
- Cervantes, A., Gutiérrez, M., Delgado, V., & Ruíz, J. (2012). *Especies de zooplancton dulceacuícola de Cozumel*. Universidad de Quintana Roo. ISBN: 978-607-8056-17-0.
- Ciros-Pérez, J., Silva-Briano, M., & Elías-Gutiérrez, M. (1996). A new species of *Macrothrix* (Anomopoda: Macrothricidae) from Central Mexico. *Hydrobiologia*, 319, 159–166. <https://doi.org/10.1007/BF00016884>

- Ciros-Pérez, J., & Elías-Gutiérrez, M. (1997). *Spinalona anophtalma*, n. gen. n. sp. (Anomopoda, Chydoridae): A blind epigean cladoceran from the Neovolcanic Province of Mexico. *Hydrobiologia*, 353, 19–28.
- Chao, A., & Lee, S.-M. (1992). Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87(417), 210–217. <https://doi.org/10.1080/01621459.1992.10475194>
- Chao, A., & Shen, T.-J. (2010). *Program SPADE (Species Prediction and Diversity Estimation)*. <http://chao.stat.nthu.edu.tw>
- Chao, A., & Chiu, C.-H. (2016). Nonparametric estimation and comparison of species richness. *eLS*, 1–11. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026329>
- Chapra, S. C. (1997). *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill.
- Chen, B., & Stillman, J. H. (2012). Global warming and population decline in a freshwater zooplankton species. *PLoS ONE*, 7(10), e47042. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047042>
- Choi, J. Y., Jeong, K. S., Kim, S. K., La, G. H., Chang, K. H., & Joo, G. J. (2014). Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. *Ecological Informatics*, 24, 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.09.002>
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 101–118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Colwell, R. K. (2013). *Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Software manual.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (s.f.). *Lepadella ehrenbergii*. EncicloVida. <https://enciclovida.mx/especies/46845-lepadella-ehrenbergii>

- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (s.f.). *Lophocharis salpina*. EncicloVida. <https://enciclovida.mx/especies/46951-lophocharis-salpina>
- CONAGUA. (2024). *Indicadores de la calidad del agua*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conde-Porcuna, J., Ramos-Rodríguez, E., & Pérez-Martínez, C. (2002). Correlations between nutrient concentrations and zooplankton populations in a mesotrophic reservoir. *Freshwater Biology*, 47(8), 1463–1473. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00882.x>
- Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., & Likens, G. E. (2009). Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014–1015. <https://doi.org/10.1126/science.1167755>
- Couto, E. G., Boix, D., López, C., & Gasol, J. M. (2006). Fluctuations of zooplankton abundance in response to environmental factors in the Cijara Reservoir (Spain). *Hydrobiologia*, 567(1), 21–31. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0014-1>
- D'Alelio, D., Libralato, S., Wyatt, T., & Ribera d'Alcalà, M. (2016). Ecological-network models link diversity, structure and function in the plankton food-web. *Scientific Reports*, 6, 21806. <https://doi.org/10.1038/srep21806>
- Dang, P. D., Khoi, N. V., Nguyet, L. T., Thanh, D. N., & Hai, H. T. (2015). *Identification handbook of freshwater zooplankton of the Mekong River and its tributaries* (207 pp.). Mekong River Commission.
- Daufresne, M., Lengfellner, K., & Sommer, U. (2009). Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(31), 12788–12793. <https://doi.org/10.1073/pnas.0902080106>
- Dávalos, L., Lind, O. T., & Doyle, R. D. (1989). Evaluation of phytoplankton-limiting factors in Lake Chapala, Mexico: Turbidity and the spatial and temporal variation in algal assay response. *Lake and Reservoir Management*, 5, 99–105. <https://doi.org/10.1080/07438148909354404>

- DAVE, G., & NILSSON, E. (2005). Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite. *Aquatic Toxicology*, 73(1), 11–30. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.02.006>
- De Buen, F. (1943). La muerte de los lagos mexicanos. *Revista General de Marina*, 3, 30–33.
- Declerck, S. A. J., Coronel, J. S., Legendre, P., & Brendonck, L. (2011). Scale dependency of processes structuring metacommunities of cladocerans in temporary pools of High-Andes wetlands. *Ecography*, 34(2), 296–305. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06462.x>
- Deevey, E. S. (1957). Limnological studies in Middle America. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 39, 213–328.
- Deevey, E. S. (1994). Pollen analysis and Mexican archaeology: An attempt to apply the method. *American Antiquity*, 10, 135–149.
- Dellafreda, C. N., & Iannacone, J. A. (2021). Efecto ecotoxicológico de la mezcla de Aroclor 1254 y plomo en el bioindicador *Daphnia magna*. *Revista Lasallista de Investigación*, 18(2), 144–157.
- De Manuel, J., Pretus, J. Ll., & Jaume, D. (1992). Rotifers from the Balearic archipelago. *Hydrobiologia*, 239, 33–41. <https://doi.org/10.1007/BF00027527>
- Dennis, R. L. (2001). Progressive bias in species status is symptomatic of fine-grained mapping units subject to repeated sampling. *Biodiversity and Conservation*, 10, 483–494. <https://doi.org/10.1023/A:1016602309983>
- Deruyck, B., Nguyen, K., Decaestecker, E., & Muylaert, K. (2019). Modeling the impact of rotifer contamination on microalgal production in open pond, photobioreactor and thin layer cultivation systems. *Algal Research*, 38, 101398. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.101398>
- De Smet, W. H., Segers, H., & Fontaneto, D. (2008). Biodiversity of Rotifera in freshwater ecosystems: An overview. In Segers, H., & De Smet, W. H. (Eds.), *Rotifera* (Vol. 7, pp. 41–56). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-4_5

- Devetter, M. (1998). Influence of environmental factors on the rotifer assemblage in an artificial lake. *Hydrobiologia*, 387, 171–178. <https://doi.org/10.1023/A:1017050011995>
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2010). *Freshwater ecology: Concepts and environmental applications of limnology* (2nd ed.). Academic Press.
- Dodds, W. K., & Smith, V. H. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6(2), 155–164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- Dodson, S. I., & Silva-Briano, M. (1996). Crustacean zooplankton richness and associations in reservoirs and ponds of Aguascalientes State, Mexico. *Hydrobiologia*, 325, 163–172. <https://doi.org/10.1007/BF00028277>
- Dodson, S. I., & Frey, D. G. (2001). Cladocera and other Branchiopoda. In J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.), *Thorp and Covich's freshwater invertebrates* (pp. 850–913). Academic Press.
- Dodson, S. I. (2005). *Introduction to limnology*. McGraw-Hill.
- Dos Santos-Silva, E., Elías-Gutiérrez, M., & Silva-Briano, M. (1996). Redescription and distribution of *Mastigodiptomus montezumae* (Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) in Mexico. *Hydrobiologia*, 328, 207–213. <https://doi.org/10.1007/BF00017631>
- Downing, J. A. (2010). Emerging global role of small lakes and ponds: Little things mean a lot. *Limnética*, 29(1), 9–24. <https://doi.org/10.23818/limn.29.02>
- Drira, Z., Kmiha-Megdiche, S., Sahnoun, H., Tedetti, M., Pagano, M., & otros. (2018). Copepod assemblages as a bioindicator of environmental quality in three coastal areas under contrasted anthropogenic inputs (Gulf of Gabes, Tunisia). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(8), 1889–1905. <https://doi.org/10.1017/S0025315417001515>
- Du, C., Zhao, F., Shang, G., Wang, L., Jeppesen, E., Zhang, L., Zhang, W., & Fang, X. (2023). Ammonia Influences the Zooplankton Assemblage and Beta Diversity

- Patterns in Complicated Urban River Ecosystems. *Water*, 15(8), 1449.
<https://doi.org/10.3390/w15081449>
- Duggan, I. C., Green, J. D., & Shiel, R. J. (2001). Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. *Hydrobiologia*, 446(1), 155–164. <https://doi.org/10.1023/A:1017503407240>
- Eaton, D. L., & Klaassen, C. D. (2001). Principles of toxicology. In C. D. Klaassen (Ed.), *Casarett and Doull's toxicology: The basic science of poisons* (6th ed., pp. 11–34). McGraw-Hill.
- Ejsmont-Karabin, J. (2012). The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 60(2), 339–350.
- Elías-Gutiérrez, M., Ciro-Pérez, J., Gutiérrez-Aguirre, M., & Cervantes Martínez, A. (1997). A checklist of the littoral cladocerans from Mexico, with descriptions of five taxa recently recorded from the Neovolcanic Province. *Hydrobiologia*, 360, 63–73.
<https://doi.org/10.1023/A:1003169205526>
- Elías-Gutiérrez, M., Ciro-Pérez, J., Suárez-Morales, E., & Silva-Briano, M. (1999). The freshwater Cladocera (Orders Ctenopoda and Anomopoda) of Mexico, with comments on selected taxa. *Crustaceana*, 72, 171–186.
<https://doi.org/10.1163/156854099503267>
- Elías-Gutiérrez, M., & Sarma, S. S. S. (1999). *Zooplankton de sistemas acuáticos epicontinentales mexicanos en la región central de México*. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Informe final SNIB–CONABIO proyecto No. H112.
- Elías-Gutiérrez, M., Suárez-Morales, E., & Sarma, S. S. S. (2001). Diversity of the freshwater zooplankton in the Neotropics: The case of Mexico. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27, 4027–4031. <https://doi.org/10.1080/03680770.1998.11901752>

- Elías-Gutiérrez, M., Kotov, A., & Garfias-Espejo, T. (2006). Cladocera (Crustacea: Ctenopoda, Anomopoda) from southern Mexico, Belize and northern Guatemala, with some biogeographical notes. *Zootaxa*, 1119, 1–27.
- Elías-Gutiérrez, M., Suárez-Morales, E., Gutiérrez-Aguirre, M. A., Silva-Briano, M., Granados Ramírez, J. G., & Garfias Espejo, T. (2008a). *Cladocera y Copepoda de las aguas continentales de México: Guía ilustrada*. UNAM, CONABIO, ECOSUR, CONACYT, SEMARNAT.
- Elías-Gutiérrez, M., & Valdéz-Moreno, M. E. (2008b). A new cryptic species of *Leberis* Smirnov, 1989 (Crustacea, Cladocera, Chydoridae) from the Mexican semi-desert region, highlighted by DNA barcoding. *Hidrobiológica*, 18, 63–74.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2012). *Water quality standards handbook*. <https://www.epa.gov/wqs-tech/water-quality-standards-handbook>
- Elphick, J. R. F., Bergh, K. D., & Bailey, H. C. (2011). Chronic toxicity of chloride to freshwater species: Effects of hardness and implications for water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(1), 239–246. <https://doi.org/10.1002/etc.365>
- Espinosa, C. A., Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2021). Zooplankton community changes in relation to different macrophyte species: Effects of *Egeria densa* removal. *Ecohydrology & Hydrobiology*. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.08.007>
- Fattorini, S. (2013). Faunistic knowledge and insect species loss in an urban area: The tenebrionid beetles of Rome. *Journal of Insect Conservation*, 17(3), 637–643. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9569-5>
- Ferrando, M. D., & Andreu-Moliner, E. (1992). Acute toxicity of toluene, hexane, xylene, and benzene to the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus plicatilis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 49, 266–271.
- Flores-Tena, E. J. (1982). Estudio limnológico de la Presa Presidente Calles, Mpio. de San José de Gracia, Ags. In *Estudio taxonómico ecológico de la flora y fauna del estado de Aguascalientes* (pp. 7–49). Universidad Autónoma de Aguascalientes.

- Flores-Tena, E. J., & Martínez, J. (1983). *Estudio limnológico de la Presa El Niagara*. Programa de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma de Aguascalientes, 31 pp.
- Flores-Tena, E. J., & Martínez, J. (1993). Comparative limnology of three reservoirs on the Mexican altiplano (a transition zone), Aguascalientes, Mexico. *Tropical Freshwater Biology*, 3, 319–329.
- Flores-Tena, F., & Silva-Briano, M. (1995). A note on El Niagara, a polluted reservoir in Aguascalientes, Mexico. *Hydrobiologia*, 308, 235–241.
<https://doi.org/10.1007/BF00006875>
- Foggo, A., Rundle, S. D., & Bilton, D. T. (2003). The net result: Evaluating species richness extrapolation techniques for littoral pond invertebrates. *Freshwater Biology*, 48(10), 1756–1764. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01124.x>
- Forget, J., Beliaeff, B., & Bocquene, G. (2003). Acetylcholinesterase activity in copepods (*Tigriopus brevicornis*) from the Vilaine River estuary, France, as a biomarker of neurotoxic contaminants. *Aquatic Toxicology*, 62(3), 195–204.
[https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(02\)00084-X](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(02)00084-X)
- Forró, L., Korovchinsky, N. M., Kotov, A. A., & Petrusek, A. (2008). Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 177–184.
<https://doi.org/10.1007/s10750-007-9013-5>
- Franco, L., De la Cruz, A. J. G., Cruz, G. A., Rocha, R. A., Navarrete, S. N., Flores, G. M., Kato, E. M., Sánchez, S. C., Abarca, L. G. A., S. Bedia, C. M., & Winfield, I. A. (1985). *Manual de ecología*. Ed. Trillas.
- Frey, D. G. (1982). Cladocera. In S. H. Hulbert & A. Villalobos-Figueroa (Eds.), *Aquatic biota of Mexico, Central America, and the West Indies* (pp. 177–186). San Diego State University.
- Fuentes, J. M. (2014). *Leydigia* (Neoleydigia) cf. *striata* Birabén, 1939 (Crustacea: Cladocera: Chydoridae) from Colombia and its differentiation from *L. (N.)* cf.

- ipojucae (Brehm, 1938). *Nauplius*, 22(2), 67-73. <https://doi.org/10.1590/S0104-64972014000200001>
- Gál, B., Szivak, I., Heino, J., & Schmera, D. (2019). The effect of urbanization on freshwater macroinvertebrates: Knowledge gaps and future research directions. *Ecological Indicators*, 104, 357–364. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.012>
- Gama-Flores, J. L., Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2007). "Exposure time-dependent cadmium toxicity to *Moina macrocopa* (Cladocera): a life table demographic study". *Aquatic Ecology*, 41(4), 639–648. [10.1007/s10452-007-9121-3](https://doi.org/10.1007/s10452-007-9121-3).
- Gama-Flores, J. L., Huidobro-Salas, M. E., Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2011). "Somatic and population growth responses of *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia pulex* (Cladocera) to changes in food (*Chlorella vulgaris*) level and temperature". *Journal of Environmental Biology*, 32(4), 489–495. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22315828/>.
- García, E. (1973). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. *Instituto de Geografía UNAM*.
- García-García, P. L., Martínez-Jerónimo, F., Vázquez, G., Favila, M. E., & Novelo-Gutiérrez, R. (2012). Effects of land use on water quality and *Ceriodaphnia dubia* reproduction. *Hidrobiológica*, 22(3), 229–243.
- Garfias-Espejo, T., & Elías-Gutiérrez, M. (2003). Antecedentes históricos y lista comentada de los cladóceros presentes en México. *Scientiae Naturae*, 6(1).
- Garza, A., Chávez, H., Vega, R., & Soto, E. (2005). Mecanismos celulares y moleculares de la neurotoxicidad por plomo. *Salud Mental*, 28(2), 48-58.
- Geller, W., & Müller, H. (1981). The filtration apparatus of Cladocera: Filter mesh-sizes and their implications on food selectivity. *Oecologia*, 49(3), 316-321. <https://doi.org/10.1007/BF00347591>
- Gliwicz, Z. M. (1990). Food thresholds and body size in cladocerans. *Nature*, 343(6255), 638-640. <https://doi.org/10.1038/343638a0>

- Gómez, J. L., Peña, B., Guzmán, J. L., & Gallardo, P. (2013). Composición, abundancia del zooplancton y calidad de agua en un microreservorio en el estado de Morelos. *Hidrobiológica*, 23(2), 227–240.
- Gómez-Márquez, J. L., Trejo-Albarrán, R., Martínez-Zavala, A., Granados-Ramírez, J. G., & Trujillo Jiménez, P. (2022). Variación del zooplancton en dos lagos urbanos ubicados en parques recreativos en el estado de Morelos, México. *Acta Universitaria*, 32, 1–16. <https://doi.org/10.15174/au.2022.3309>
- Graciano, F., Vázquez, J., & Reyes, W. (2022). La dureza total del agua afecta la muda, calcificación, crecimiento y supervivencia de *Cryphiops caementarius* (Palaemonidae). *Acta Biológica Colombiana*, 27(1), 88–96. <https://doi.org/10.15446/abc.v27n1.89933>
- Greco, D. A., Arnott, S. E., Fournier, I. B., & Schamp, B. S. (2021). Effects of chloride and nutrients on freshwater plankton communities. *Limnology and Oceanography Letters*, 8, 48–55. <https://doi.org/10.1002/lol2.10202>
- Green, J. (1956). Growth and reproduction in *Daphnia* in relation to calcium content of the medium. *Journal of Experimental Biology*, 33(1), 46-55.
- Guerrero-Jiménez, G. (2020). *Los huevos de resistencia del zooplancton como herramienta para la evaluación de impactos del cambio global sobre la biodiversidad* (Tesis doctoral). Universidad de Granada.
- Guerrero-Jiménez, I., Rubio-Franchini, G., Santos-Medrano, M., Silva-Briano, M., Robles-Vargas, D., & Rico-Martínez, R. (2024). Resilience of rotifers and cladocerans communities in four reservoirs with eutrophication pollution and lead concentrations in Aguascalientes, Mexico. *Chemosphere* 353: 141577. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141577>.
- Guilhermino, L., Diamantino, T., Silva, M & Soares, A (2000). Acute Toxicity Test with *Daphnia magna*: An Alternative to Mammals in the Prescreening of Chemical Toxicity?. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46, 357-362. <https://doi.org/10.1006/eesa.2000.1916>.

- Gutiérrez-Aguirre, M. A., Suárez-Morales, E., & Elías-Gutiérrez, M. (2010). Diversity and distribution of freshwater copepods in Mexico: A review. *Journal of Limnology*, 69(2), 250-271.
- Gutiérrez-Aguirre, M., García, C., & López, R. (2018). Dureza del agua y su relación con la comunidad de copépodos en lagos tropicales. *Hydrobiologia*, 805(2), 315-329.
- Hannas, B. R., Das, P. C., Li, H., & LeBlanc, G. A. (2010). Intracellular conversion of environmental nitrate and nitrite to nitric oxide with resulting developmental toxicity to the crustacean *Daphnia magna*. *PLoS ONE*, 5(8), e12453. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012453>
- Hassall, C. (2014). The ecology and biodiversity of urban ponds. *WIREs Water*, 1, 187–206. <https://doi.org/10.1002/wat2.1014>
- Havens, K. E. (1991). Acidification effects on the stability of zooplankton populations. *Environmental Pollution*, 71(2), 131-149.
- Havens, K. E., James, R. T., & Dierberg, F. E. (2004). Ecological role of *Sida crystallina* in freshwater systems. *Aquatic Ecology*, 38(3), 243-253.
- Hayes, A. W. (2007). *Principles and methods of toxicology*. CRC Press.
- Herrera-Gómez, J., & Rodríguez-Bonilla, J. (2017). *Manual práctico de ensayos de toxicidad en medio acuático con Daphnia pulex*. Universidad de La Salle, Facultad de Ciencias Agropecuarias.
- Hessen, D. O., Faafeng, B. A., & Andersen, T. (2000). Calcium limitation in *Daphnia* and its impact on planktonic food web interactions. *Freshwater Biology*, 45(4), 233-250.
- Hill, M. J., Biggs, J., Thornhill, I., Briers, R. A., Gledhill, D. G., White, J. C., Wood, P. J., & Hassall, C. (2016). Urban ponds as an aquatic biodiversity resource in modified landscapes. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.13401>
- Hodgson, E. (2010). *A textbook of modern toxicology* (4th ed.). John Wiley & Sons.

- Hoffman, C. V., & Sámano, A. B. (1938a). Los criaderos invernales de *Anopheles pseudopunctipennis* en el estado de Oaxaca. *Anales del Instituto de Biología*, 9, 181–192.
- Hoffman, C. V., & Sámano, A. B. (1938b). Notas acerca de los criaderos invernales de *Anopheles albimanus* Wied. en los pantanos de Veracruz. *Anales del Instituto de Biología*, 9, 193–208.
- Hoffmann, L. J. (2015). Microbial interactions in aquatic ecosystems: Role of zooplankton in bacterial dynamics. *Aquatic Microbial Ecology*, 75(3), 259–274.
- Iannacone, J., & Alvarino, L. (2007). Zooplankton diversity from the Junin Natural Reserve, Peru. *Ecología Aplicada*, 5(1–2).
- Iannacone, J., & Alvarino, L. (2019). Evaluación del riesgo acuático de siete productos farmacéuticos sobre *Daphnia magna*. *Ecología Aplicada*, 8(1-2), 1–10. <https://doi.org/10.21704/rea.v8i1-2.384>
- Jacinto, M. E., & Aguilar, S. (2007). Concentraciones traza de metales en especies marinas de la bahía de Huarmey, Ancash, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 14(2), 307–312.
- Jairo, A. (2002). *Calidad del agua* (2ª ed.). Editorial Alfa Omega.
- Jensen, F. B. (2003). Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 135(1), 9–24.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., & Jensen, J. P. (2000). *Ecology of shallow lakes*. Springer.
- Jeziorski, A., & Yan, N. D. (2006). Calcium decline reduces the reproductive success of *Daphnia* in Canadian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(1), 1–12.
- José de Paggi, S. B., & Paggi, J. C. (2008). Zooplankton diversity in shallow lakes from the lower Paraná River Basin (Argentina). *International Review of Hydrobiology*, 93(6), 659–677.

- Jose, E. C., Furio, E. F., Borja, V. M., Gatdula, N. C., & Santos, M. D. (2015). Zooplankton composition and abundance and its relationship with physicochemical parameters in Manila Bay. *Oceanography*, 3(1). <https://doi.org/10.4172/2332-2632.1000136>
- Juday, C. (1915). Limnological studies on some lakes in Central America. *Transactions of the Wisconsin Academy of Sciences*, 18, 237–242.
- Keller, W., Yan, N. D., & Holtze, K. E. (1992). Influence of low pH on the survival and reproduction of *Daphnia pulex*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(7), 1402–1408.
- Keppeler, E. C., & Hardy, E. R. (2004). Abundance and composition of Rotifera in an abandoned meander lake (Lago Amapá) in Rio Branco, Acre, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21, 233–241. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752004000200011>
- Klaassen, C. D., Casarett, L. J., Doull, J., Watkins, J. B., & López, M. (2005). *Casarett y Doull: Fundamentos de toxicología*. McGraw-Hill Interamericana.
- Koste, W. (1978). *Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Bestimmungswerk begründet von Max Voigt*. Borntraeger.
- Koste, W. (1984). *Rotatoria: Die Rädertierchen Mitteleuropas*. Akademie-Verlag.
- Kotov, A. A., & Elías-Gutiérrez, M. (2002). Analysis of the morphology of *Spinalona anophtalma* Ciro-Pérez & Elías Gutiérrez, 1997 (Aloninae, Anomopoda, Cladocera). *Hydrobiologia*, 468, 185–192.
- Kotov, A. A., Elías-Gutiérrez, M., & Nieto, M. G. (2003). *Leydigia lousi lousi* Jenkin, 1934 in the Neotropics, *L. lousi mexicana* n. subsp in the Central Mexican highlands. *Hydrobiologia*, 510, 239–255.
- Kotov, A. A., & Elías-Gutiérrez, M. (2004). Notes on Aloninae Dybowski & Grochowski, 1894 emend. Frey, 1967 (Cladocera: Anomopoda: Chydoridae): 2. *Leydigia cf. striata* Birabén, 1939 in South Mexico. *Arthropoda Selecta*, 13(1–2), 1–6.

- Kotov, A. A. (2009). A revision of *Leydigia* Kurz, 1875 (Anomopoda, Cladocera, Branchiopoda), and subgeneric differentiation within the genus. *Zootaxa*, 2082, 1–84. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2082.1.1>
- Kotov, A. A., Mamonova, S. S., & Shcherbakov, A. V. (2015). Distribution and habitat of *Sida crystallina*. *Zoological Studies*, 54(1), 1–10.
- Kraus, K. (1986). *Daphnia laevis tarasca* sp. nov., a lake-dwelling subspecies of *Daphnia laevis* Birge, 1879 (Cladocera, Daphnidae) from Mexico. *Crustaceana*, 50, 225–230.
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology* (2nd ed.). Harper & Row.
- Kutikova, L. A., & Fernando, C. H. (1995). *A guide to the identification of rotifers and their use as bioindicators*. Ecological Indicators Series.
- Lampert, W. (1981). Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*. *Oecologia*, 44, 295–300. <https://doi.org/10.1002/iroh.19810660302>
- Lampert, W., & Sommer, U. (2007). *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press.
- Lampert, W. (2011). *Daphnia: Development of a model organism in ecology and evolution*. International Ecology Institute.
- Lavoie, R. A., & Gauthier, J. M. (2023). Effect of pH on chronic copper toxicity to *Ceriodaphnia dubia* within its natural pH niche. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 42(3), 789–798. <https://doi.org/10.1093/etjnl/vgae039>
- Leandro, S. M., Tiselius, P., & Jónasdóttir, S. H. (2018). The sensitivity of *Acartia tonsa* to crude oil exposure: A multi-biomarker assessment. *Marine Environmental Research*, 141, 74–84.
- Lind, L., Schuler, M. S., Hintz, W. D., Stoler, A. B., Jones, D. K., Mattes, B. M., & Relyea, R. A. (2018). Salty fertile lakes: How salinization and eutrophication alter the structure of freshwater communities. *Ecosphere*, 9(9), e02383. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2383>

- Lindberg, K. (1954). Cyclopoides (Crustacés, Copépodes) du Mexique. *Arkiv för Zoologi*, 7, 459–489.
- Liu, G., Lin, Z., Qi, X., Wang, Y., Wang, Y., Jiang, W., He, F., & Wu, N. (2023). Environmental filtering, spatial processes, and biotic interactions jointly shape different traits communities of stream macroinvertebrates. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1196296. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1196296>
- Llorente-Bousquets, J., & Ocegueda, S. (2008). Estado del conocimiento de la biota. En *Capital natural de México, Vol. I: Conocimiento Actual de la Biodiversidad* (pp. 283–322). CONABIO. México.
- Ly, Z., Ran, X., Liu, J., Feng, Y., Zhong, X., & Jiao, N. (2024). Effectiveness of chemical oxygen demand as an indicator of organic pollution in aquatic environments. *Ocean–Land–Atmosphere Research*, 3, Article 0050. <https://doi.org/10.34133/olar.0050>
- Maier, G. (1990). Coexistence of the predatory cyclopoids *Acanthocyclops robustus* (Sars) and *Mesocyclops leuckarti* (Claus) in a small eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 183(2), 165–177. <https://doi.org/10.1007/BF00048634>
- Mamani-Choquehuanca, R., & Mamani-Torrez, V. (2021). Evaluación ecotoxicológica mediante bioensayo con *Daphnia pulex* en sedimentos del Río Suches, Cojata frontera Perú - Bolivia, 2019. *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales*, 8(2), 89–104.
- Manickam, N., Santhanam, P., & Saravana, P. (2019). Techniques in the collection, preservation and morphological identification of freshwater zooplankton. En P. Santhanam, A. Begum, & P. Pachiappan (Eds.), *Basic and Applied Zooplankton Biology* (pp. 147, 171–172). Springer Nature Singapore Pte Ltd.
- Marcé, R., Comerma, M., García, J. C., Gomá, J., & Armengol, J. (2005). The zooplankton community in a small, hypertrophic Mediterranean reservoir (Foix reservoir, NE Spain). *Limnética*, 24(3–4), 275–294. <https://doi.org/10.23818/limn.24.28>.

- Marcus, N. H. (1990). Calanoid copepod, cladoceran, and rotifer eggs in sea-bottom sediments of northern Californian coastal waters – identification, occurrence and hatching. *Marine Biology*, 105, 413–418. <https://doi.org/10.1007/BF01316312>.
- Marium A, Chatha AMM,, NazS,Khan MF, Safdar W, Ashraf S. (2023). Effect of Temperature, pH, Salinity and Dissolved Oxygen on Fishes. *Journal of Zoology and Systematics*, 1(2), 1–12. <https://doi.org/10.56946/jzs.v1i2.198>
- Marten, G. G., & Reid, J. W. (2007). Cyclopoid copepods. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 23(sp2), 65–92. [https://doi.org/10.2987/8756-971X\(2007\)23\[65:CC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2987/8756-971X(2007)23[65:CC]2.0.CO;2)
- Martínez, A., & Jáuregui, E. (2000). On the environmental role of urban lakes in Mexico City. *Urban Ecosystems*, 4, 145–166. <https://doi.org/10.1023/A:1011355110475>.
- Martínez, S. A., Cancela, L. M., & Virgolini, M. B. (2011). El estrés oxidativo como mecanismo de acción del plomo: Implicancias terapéuticas. *Acta Toxicológica Argentina*, 19(2), 61–79. Recuperado de https://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S185137432011000200002&script=sci_arctext.
- Martínez-Hernández, J. C., & Silva-Briano, M. (2012). The role of rotifers in bioassessment of freshwater quality. *Journal of Environmental Biology*, 33(1), 27–36.
- Martínez-Martínez, J. (1981). Un ciclo anual del zooplancton de crustáceos y su composición de especies de la presa Presidente Calles: San Jose de Gracia, Ags. Tesis. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Centro Básico-Carrera de Biología. Aguascalientes, Ags.
- Mecalco-Hernández, Á., & Castillo-Rivera, M. (2020). Riqueza zooplanctónica en la boca de la Laguna La Mancha, durante muestreos mensuales y nictímeros. *Hidrobiológica*, 30(2), 143–153. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2020v30n2/Castillo>.
- Mendoza-García, M., Soler-Rodríguez, F., & Pérez-López, M. (2008). Los mamíferos salvajes terrestres como bioindicadores: nuevos avances en Ecotoxicología. *Unidad*

- de Toxicología. Facultad de Veterinaria (UEX). Universidad de Extremadura.
<https://dx.doi.org/10.5209/OBMD>
- Méniz-Oshiro, E., & Iannacone, J. (2023). Efectos ecotóxicos de metales pesados sobre *Daphnia magna* y *Paracheirodon innesi* en un río de la Amazonía peruana. *Acta Biológica Colombiana*, 28(3), 494–507. <https://doi.org/10.15446/abc.v28n3.100746>
- Mercado, N. F., & Suárez, E. (2011). Morfología, diversidad y distribución de los Cyclopoida (Copepoda) de zonas áridas del centro-norte de México. I. Cyclopinae. *Hidrobiológica*, 21(1), 1–25.
- Metcalf, & Eddy. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery*. McGraw-Hill Education.
- Mimouni, E. A., Pinel, B., & Beisner, B. E. (2015). Assessing aquatic biodiversity of zooplankton communities in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 18, 1353–1372. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0457-5>
- Mirabdullaev, I. M. (1992). On species of the genus *Lophocharis* Ehrenberg, 1838 (Rotifera: Monogononta) from Uzbekistan. *Hydrobiologia*, 245, 163–168. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00006157>
- Miracle, M. R., Alfonso, M. T., & Vicente, E. (2007). Fish and nutrient enrichment effects on rotifers in a Mediterranean shallow lake: A mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, 593, 77–94. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9071-8>.
- Montagud, D., Soria, J. M., Soria-Perpiñá, X., Alfonso, T., & Vicente, E. (2019). A comparative study of four indexes based on zooplankton as trophic state indicators in reservoirs. *Limnética*, 38(1), 291–302. <https://doi.org/10.23818/limn.38.06>.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (Vol. 1). Manuales y Tesis SEA, Zaragoza, 84 p.
- Moreno, C. E., & Rodríguez, P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4), 1249–1261. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>

- Muñoz, K., Juárez, L., Hernández, M., Martínez, A., León, A., Rodríguez, M., Alejo, L., Méndez, L., & Reséndiz, L. (2012). Rotíferos: Parámetros físicos y químicos que intervienen en su abundancia poblacional dentro del Canal Nacional, Xochimilco. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco.
- Mustapha, M. K. (2009). Zooplankton assemblage of Oyun Reservoir, Offa, Nigeria. *Revista de Biología Tropical (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)*, 57(4), 1027–1047.
- Newman, M. C. (2015). *Fundamentals of ecotoxicology: The science of pollution* (4th ed.). CRC Press.
- Newton, K. M., Puppala, H. L., Kitchens, C. L., Colvin, V. L., & Klaine, S. J. (2013). Silver nanoparticle toxicity to *Daphnia magna* is a function of dissolved silver concentration. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(10), 2356–2364. <https://doi.org/10.1002/etc.2300>
- Nogrady, T., & Segers, H. (2002). Rotifera Vol. 6: Asplanchnidae, Gastropodidae, Liniidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. In H. J. F. Dumont (Ed.), *Guide to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world* (pp. 1–264). Backhuys Publishers.
- Nürnberg, G. K. (1996). Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton, and fish. *Lake and Reservoir Management*, 12(4), 432–447. <https://doi.org/10.1080/07438149609354283>
- Omayio, D., & Mzungu, E. (2019). Modification of Shannon-Wiener Diversity Index towards quantitative estimation of environmental wellness and biodiversity levels under a non-comparative scenario. *Journal of Environmental and Earth Sciences*, 9(9). <https://doi.org/10.7176/JEES>
- Onbe, T. (1978). Sugar flotation method for sorting the resting eggs of marine cladocerans and copepods from sea-bottom sediment. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 44, 1411. <https://doi.org/10.2331/suisan.44.1411>

- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (1982). *Eutrophication of waters: Monitoring, assessment, and control*. OECD Publishing.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (2004). Guidelines for the testing of chemicals: *Daphnia* sp. acute immobilisation test. OECD Publishing.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (2012). Guideline for testing of chemicals: bioaccumulation in fish: aqueous and dietary exposure. OECD Publishing.
- Orlova-Bienkowskaja, M. Y. (2001). *Guides to the identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Cladocera: Anomopoda (17) Daphniidae: genus Simocephalus*. Backhuys Publishers.
- Osorio, T. R. F. (1942). Rotíferos planctónicos de México I, II y III. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 3(1–4), 23–79.
- Pandit, D. N., Kumari, P., & Sharma, S. K. (2020). Ecology and diversity of zooplankton of the river Ganga at Bihar, India in relation to water quality. *Current World Environment*, 15(2). <https://doi.org/10.12944/CWE.15.2.18>
- Pattee, O. H., & Pain, D. J. (2002). Lead in the environment. In D. J. Hoffman, A. R. Barnett, G. A. Burton Jr., & J. Cairns Jr. (Eds.), *Handbook of ecotoxicology* (pp. 373–408). CRC Press.
- Pérez-Legaspi, I. A., & Rico-Martínez, R. (2001). Acute toxicity tests on three species of the genus *Lecane* (Rotifera: Monogononta). *Hydrobiologia*, 446/447, 375–381. <https://doi.org/10.1023/A:1017531712808>
- Pérez-Legaspi, I. Rico, R., & Pineda, A. (2002). Toxicity testing using esterase inhibition as a biomarker in three species of the genus *Lecane*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(4), 776–782. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210413>
- Pérez-Legaspi, I. A., & Rico-Martínez, R. (2003). Phospholipase A2 activity in three species of littoral freshwater rotifers exposed to several toxicants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(10), 2349–2353. <https://doi.org/10.1897/02-393>

- Petranka, J. W., & Francis, R. A. (2013). Effects of road salts on seasonal wetlands: Poor prey performance may compromise growth of predatory salamanders. *Wetlands*, 33, 707–715. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0428-7>
- Picapedra, P. H. S., Fernandes, C., Baumgartner, G., & Sanches, V. (2021). Zooplankton communities and their relationship with water quality in eight reservoirs from the midwestern and southeastern regions of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 81(3), 701–713. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.230064>
- Pielou, E. C. (1969). *An introduction to mathematical ecology*. Wiley-Interscience.
- Pinel-Alloul, B., Niyonsenga, T., & Legendre, P. (1995). Spatial and environmental components of freshwater zooplankton structure. *Freshwater Biology*, 2(1), 1-19. <https://doi.org/10.1080/11956860.1995.11682263>
- Pontin, R. M. (1978). *A key to British freshwater planktonic rotifers*. Freshwater Biological Association.
- Quiroga, S. (2014). Zooplankton. *Infozoa. Boletín de Zoología*, 3, enero-marzo.
- Raffo, E., & Ruiz, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), 71–80.
- Rand, G. M. (1995). *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment* (2nd ed.). Taylor and Francis.
- Randall, D. J., & Tsui, T. K. N. (2002). Ammonia toxicity in fish. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1-12), 17-23. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00227-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00227-8)
- Reid, J. W. (1988). Cyclopoid and harpacticoid copepods (Crustacea) from Mexico, Guatemala, and Colombia. *Transactions of the American Microscopical Society*, 107, 190-202.
- Reid, J. W. (1994). Latitudinal diversity patterns of continental benthic copepod species assemblages in the Americas. *Hydrobiologia*, 292/293, 341-349.

- Reid, J. W., & Williamson, C. E. (2010). Copepoda. In J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates* (3rd ed., pp. 829–899). Elsevier.
- Reid, J. W. (2015). Subclass Copepoda. In J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.), *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates* (pp. 524–574). Elsevier.
- Reyes-Fandiño, J. A., & Pérez-Rodríguez, J. (2018). Estudio de microcrustáceos (*Daphnia pulex* y *Artemia salina*) como bioindicadores de toxicidad por dicromato de potasio. *Trabajo de grado*, Universidad Militar Nueva Granada.
- Ricci, C. (2001). *Rotifers in freshwater ecosystems*. En *Freshwater ecology: Concepts and applications*. Wiley-Blackwell.
- Rico-Martínez, R., & Dodson, S. I. (1992). Culture of the rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas. *Aquaculture*, 105(1), 191–199.
- Rico-Martínez, R., & Silva-Briano, M. (1993). Contribution to the knowledge of the Rotifera of Mexico. *Hydrobiologia*, 255/256, 467–474. <https://doi.org/10.1007/BF00025875>
- Rico-Martínez, R. (2008). Rotíferos. En *La biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de estado* (pp. 124–125). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes (IMAE), Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA).
- Rico-Martínez, R., Snell, T. W., & Shearer, T. L. (2013). Synergistic toxicity of Macondo crude oil and dispersant Corexit 9500A® to the *Brachionus plicatilis* species complex (Rotifera). *Environmental Pollution*, 173, 5–10. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.09.024>
- Rioja, E. (1940). Notas acerca de los crustáceos del Lago de Pátzcuaro. *Anales del Instituto de Biología (México)*, 11, 469–475.
- Rodríguez-Estrada, J., & Martínez-Jerónimo, F. (2024). Cladóceros en el reservorio eutrofizado de Valle de Bravo. Estudio anual sobre su diversidad, distribución, abundancia y nuevos registros. *Hidrobiológica*, 34(1), 35–49.

<https://hidrobiologica.izt.uam.mx/hidrobiologica/index.php/revHidro/article/view/1750>

- Rogers, D. C., & Hann, B. J. (2015). Class Branchiopoda. En J. H. Thorp & C. Rogers (Eds.), *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Keys to Nearctic Fauna* (4th ed., pp. 437–439). Academic Press.
- Rogers, D. C., Cohen, R. G., & Hann, B. J. (2020). Class Branchiopoda. En *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Keys to Neotropical and Antarctic Fauna* (pp. 585–630).
- Rubio-Franchini, I., & Rico-Martínez, R. (2011). Evidence of lead biomagnification in invertebrate predators from laboratory and field experiments. *Environmental Pollution*, 159(7), 1831–1835. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.021>
- Saiz, E., Calbet, A., Griffell, K., Bersano, J. G., Isari, S., Solé, M., Peters, J., & Alcaraz, M. (2015). Ageing and caloric restriction in a marine planktonic copepod. *Scientific Reports*, 5, 14962. <https://doi.org/10.1038/srep14962>
- Sámano, A. (1931). Contribución al conocimiento de la fauna de los rotíferos de México. *Anales del Instituto de Biología*, 2, 157–163.
- Sámano, A. (1936). Contribución al conocimiento de la fauna de Actopan, Hidalgo. III. Nota acerca de la fauna de rotíferos de los depósitos de agua de Actopan y lugares vecinos. *Anales del Instituto de Biología*, 7, 269–270.
- Sampaio, E. V., Rocha, O., Matsumura-Tundisi, T., & Tundisi, J. G. (2002). Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranema River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62(3), 525–545. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000300018>
- Santos-Medrano, G. E., & Rico-Martínez, R. (2013). Lethal effects of five metals on the freshwater rotifers *Asplanchna brightwellii* and *Brachionus calyciflorus*. *Hidrobiológica*, 23(1), 82–86. <https://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/624>

- Santos-Medrano, G. E., & Rico-Martínez, R. (2018). Acute sensitivity comparison among *Daphnia magna* Straus, 1820, *Daphnia pulex* Leydig, 1860 and *Simocephalus vetulus* Müller, 1776, exposed to nine toxicants. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(7), 615–623. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v19_7_08
- Santos-Wisniewski, M. J., Rocha, O., Güntzel, A. M., & Matsumura-Tundisi, T. (2002). Diversity of Cladocera Chydoridae in lakes and reservoirs from the high portion of Tietê River, SP, Brazil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28, 881–886.
- Sarma, S. S. S., Nandini, S., & Gulati, R. D. (2005). Life history strategies of cladocerans: Comparisons of tropical and temperate taxa. *Hydrobiologia*, 526(1), 33–46. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-3247-2>
- Sarma, S. S. S., & Nandini, S. (2017). *Rotíferos Mexicanos (Rotifera); Manual de Enseñanza*. UNAM: Toluca, México.
- Schlüter, M., & Groeneweg, J. (1985). The inhibition by ammonia of population growth of the rotifer *Brachionus rubens* in continuous culture. *Aquaculture*, 46(3), 215–220. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(85\)90207-8](https://doi.org/10.1016/0044-8486(85)90207-8)
- Segers, H. (1995). *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Volume 2: The Lecanidae (Monogononta)*. SPB Academic Publishing BV.
- Segers, H. (2007). Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa*, 1564, 1–104.
- Segers, H. (2008). Global diversity of rotifers (*Rotifera*) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 49–59. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9003-7>
- Shannon, C.E. (1948) A Mathematical Theory of Communication. The Bell System Technical Journal, 27, 379-423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Shen, J., Qin, G., Yu, R., Zhao, Y., Yang, J., An, S., Liu, R., Leng, X., & Wang, Y. (2021). Urbanization has changed the distribution pattern of zooplankton species diversity

- and the structure of functional groups. *Ecological Indicators*, 120(11), 106944. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106944>
- Silva-Briano, M., & Segers, H. (1992). Una nueva especie del género *Brachionus* (Rotifera: Monogononta) del estado de Aguascalientes, México. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 25(4), 283–285. <http://hdl.handle.net/1854/LU-232645>
- Silva-Briano, M., & Suárez-Morales, E. (1998). The Copepoda Calanoida (Crustacea) of Aguascalientes state, Mexico. *Scientiae Naturae*, 1, 37–68. https://www.researchgate.net/publication/253234885_Copepoda_Calanoida_Crustacea_of_Aguascalientes_State_Mexico
- Silva-Briano, M. (2008). Cladóceros. En *La biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado* (p. 124). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes (IMAE), Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA).
- Silva-Briano, M., & Suárez-Morales, E. (2010). Illustrated record of the freshwater copepod *Leptodiptomus dodsoni* (Calanoida, Diaptomidae) from central Mexico with comments on the distribution of the genus. *Biota Neotropica*, 10(2). <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200039>
- Silva-Briano, M., Adabache-Ortíz, A., Guerrero-Jiménez, G., Rico-Martínez, R., & Zavala, G. (2015). Ultrastructural and morphological description of the three major groups of freshwater zooplankton (*Rotifera*, *Cladocera* and *Copepoda*) from the State of Aguascalientes, Mexico. En *The Transmission Electron Microscope - Theory and Application* (pp. 308–325). <https://doi.org/10.5772/60659>
- Sinclair, J. S., & Arnott, S. E. (2018). Local context and connectivity determine the response of zooplankton communities to salt contamination. *Freshwater Biology*, 63, 1273–1286. <https://doi.org/10.1111/fwb.13132>
- Sládeček, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100(1), 169–201. <https://doi.org/10.1007/BF00027429>
- Smirnov, N. N. (2017). *Physiology of the Cladocera*. Elsevier.

- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2020). Eutrophication and aquatic ecosystem health. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- Snell, T. W., & Janssen, C. (1995). Rotifers in ecotoxicology: A review. *Hydrobiologia*, 313, 231–247. <https://doi.org/10.1007/BF00025956>
- Sommer, U., & Stibor, H. (2002). *Copepoda–Cladocera–Tunicata*: The role of three major mesozooplankton groups in pelagic food webs. *Ecological Research*, 17(2), 161–174. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00476.x>
- Sommer, U., Adrian, R., De Senerpont Domis, L., Elser, J. J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lüring, M., Molinero, J. C., Mooij, W. M., van Donk, E., & Winder, M. (2012). *Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession*. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 429–448. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160251>
- Soucek, D. J., & Dickinson, A. (2012). Acute toxicity of nitrate and nitrite to sensitive freshwater insects, mollusks, and a crustacean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 62(2), 233–242. <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9705-8>
- Souza, B., Campelo, S., De Oliveira, M., & Lund, L. (2016). Microzooplankton as an indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. *Ecological Indicators*, 66, 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.005>
- Spicer, G. S. (1985). A new fairy shrimp of the genus *Streptocephalus* from Mexico with a phylogenetic analysis of the North American species (Anostraca). *Journal of Crustacean Biology*, 5, 168–174. <https://doi.org/10.2307/1548229>
- Špoljar, M., Tomljanović, T., & Lalić, I. (2011). Eutrophication impact on zooplankton community: A shallow lake approach. *The Holistic Approach to Environment*, 1(4), 131–142. <https://hrcak.srce.hr/75484>
- Sterner, R. W., & Elser, J. J. (2002). *Ecological stoichiometry: The biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton University Press.

- Stoler, A. B., Hintz, W. D., Jones, D. K., Lind, L., Mattes, B. M., Schuler, M. S., & Relyea, R. A. (2017a). Leaf litter mediates the negative effect of road salt on forested wetland communities. *Freshwater Science*, 36, 415–426. <https://doi.org/10.1086/692139>
- Stoler, A. B., Walker, B. M., Hintz, W. D., Jones, D. K., Lind, L., Mattes, B. M., Schuler, M. S., & Relyea, R. A. (2017b). Combined effects of road salt and an insecticide on wetland communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36, 771–779. <https://doi.org/10.1002/etc.3639>
- Suárez-Morales, E., Reid, J. W., Iliffe, T. M., & Fiers, F. (1996). *Catálogo de los copépodos (Crustacea) continentales de la Península de Yucatán, México*. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). ISBN: 9686780137.
- Taborda, V. J., Crettaz, M. C., Apartin, C., Andrinolo, D., & Ronco, A. (2017). Estudio de la diversidad del ensamble de macroinvertebrados en la laguna Los Patos. *Sociedad Argentina de Ciencia y Tecnología Ambiental*, Buenos Aires, Argentina. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/91479>
- Ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167–1179. <https://doi.org/10.2307/1938672>
- Tessier, A. J., & Consolatti, N. L. (1989). Variation in offspring size in *Daphnia* and consequences for individual fitness. *Oikos*, 56, 269–276. <https://doi.org/10.1023/A:1018484824003>
- Tillmanns, A. R., Wilson, A. E., Pick, F. R., & Sarnelle, O. (2008). Meta-analysis of cyanobacterial effects on zooplankton population growth rate: Species-specific responses. *Fundamental and Applied Limnology*, 171(4), 285–295. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2008/0171-0285>
- Torrentera-Blanco, L., & Dodson, S. I. (1995). Morphological diversity in Yucatan *Artemia* (Crustacea, Branchiopoda) populations. *Journal of Crustacean Biology*, 15, 86–102.

- Torres, F., Avelar, F. J., & Rico, R. (2010). Implementing *Lecane quadridentata* acute toxicity tests to assess the toxic effects of selected metals (Al, Fe and Zn). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.10.006>
- Tovar-Aguilar, G. I., Arzate-Cárdenas, M. A., & Rico-Martínez, R. (2019). Efectos del diclofenaco en el rotífero dulciacuícola *Lecane papuana* (Murray, 1913) (Monogononta: Lecanidae). *Hidrobiológica*, 29(3), 317–324. <http://hidrobiologica.izt.uam.mx>
- Turner, B. L. (1980). Agricultura intensiva en las tierras bajas mayas: una lección del pasado. *Biótica*, 5, 69–79.
- USEPA. (2002). Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms (EPA-821-R-02-012). United States Environmental Protection Agency.
- Vandekerckhove, J., Declerck, S., Brendonck, L., Conde-Porcuna, J. M., Jeppesen, E., Johansson, L., & De Meester, L. (2005). Uncovering hidden species: hatching resting eggs for the analysis of cladoceran species richness. *Limnology and Oceanography: Methods*, 3, 399–407. <https://doi.org/10.4319/lom.2005.3.399>
- Van de Velde, I., Dumont, H. J., & Grootaert, P. (1978). Report on a collection of Cladocera from Mexico and Guatemala. *Archiv für Hydrobiologie*, 83, 391–404.
- Van-Meter, R. J., Swan, C. M., Leips, J., & Snodgrass, J. W. (2011). Road salt stress induces novel food web structure and interactions. *Wetlands*, 31, 843–851. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0199-y>
- Vásquez, A., Solís, E., Macedo, N., & Rosas, I. (1986). The influence of water quality on the occurrence of *Daphnia pulex* in the Jose Antonio Alzate dam (Mexico) and some aspects of its fishery. *Contaminación Ambiental*, 1, 39–56.
- Vázquez-Silva, G., Castro-Mejía, G., González-Mora, I., Pérez-Rodríguez, R., & Castro-Barrera, T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *Contactos*, 60, 41–48.

- Velázquez, K. E., Suárez, E., & Ayón, M. (2021). *Catálogo de los copépodos (Crustacea) de cuerpos de agua temporales de Jalisco, México: Taxonomía y distribución*. Colegio de la Frontera Sur.
- Veltman, K., Huijbregts, M. A., van Kolck, M., Wang, W. X., & Hendriks, A. J. (2008). Metal bioaccumulation in aquatic species: Quantification of uptake and elimination rate constants using physicochemical properties of metals and physiological characteristics of species. *Environmental Science & Technology*, 42(3), 852–858. <https://doi.org/10.1021/es071331f>
- Villalba, G. A., Benítez, G. A., & Núñez, K. B. (2018). Influencia de los factores ambientales en la comunidad de zooplancton de las lagunas artificiales del Parque Ñu Guasú, Departamento Central, Paraguay. *Investigación Agraria*, 20(1), 58–66. <https://doi.org/10.18004/investig.agrar.2018.junio.58-66>
- Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., & Peakall, D. B. (2012). *Principles of ecotoxicology* (4th ed.). CRC Press.
- Wallace, R., & Snell, T. (1991). Rotifera. In J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates* (pp. 187–248). Academic Press.
- Wallace, R. L., Snell, T. W., Walsh, E. J., Sarma, S. S. S., & Segers, H. (2016). Phylum Rotifera. In Thorp and Covich's *Freshwater invertebrates: Keys to Neotropical and Antarctic fauna* (pp. 131–167).
- Walter, T. C., & Boxshall, G. (2025). *World of Copepods Database*. World Register of Marine Species. <https://doi.org/10.14284/356>
- Walz, N. (1987). Comparative population dynamics of the rotifers *Brachionus angularis* and *Keratella cochlearis*. *Hydrobiologia*, 147, 209–213. <https://doi.org/10.1007/BF00025744>
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and reservoir ecosystems* (3rd ed.). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02112-6>

- Williamson, C. E., & Reed, J. W. (2001). *Copepoda*. En J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrate's* 2nd ed., pp. 915–954. Academic Press.
- Wilson, C.B. (1936). Copepods from the cenotes and caves of Yucatán Peninsula, with notes on cladocerans. En: Pearse, A.S., Creaser, E.P. y Hall, F.G. (Eds.) *The cenotes of Yucatan. A zoological and hydrographic survey*. Carnegie Institution of Washington, Washington, pp. 77–88.
- Xiang, F., Geng, L., Lü, K., Zhang, J., Minter, E. J. A., & Yang, Z. (2012). Effect of long-term nitrite exposure on the cladoceran *Daphnia obtusa*: Survival, moults, and reproduction. *Biochemical Systematics and Ecology*, 41, 98–103. <https://doi.org/10.1016/j.bse.2011.12.006>
- Yan, N. D., Somers, K. M., Pawson, T. W., Girard, R. E., & Keller, W. (1996). Recovery of crustacean zooplankton communities from acid and metal contamination: Comparing manipulated and reference lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(6), 1301–1327. <https://doi.org/10.1139/cjfas-53-6-1301>
- Yang, G., Qin, B., Tang, X., Gong, Z., Zhong, C., & Wang, X. (2012). Characterization of zooplankton communities in waters with different eutrophic states in a large, shallow, eutrophic freshwater lake (Lake Taihu, China). *Fresenius Environmental Bulletin*, 21(3), 534–542.
- Yang, F., Xu, D., Zhuang, Y., Yi, X., Huang, Y., Chen, H., Lin, S., Campbell, D., Sturm, N., Liu, G., & Zhang, H. (2015). Spliced leader RNA trans-splicing discovered in copepods. *Scientific Reports*, 5, 17411. <https://doi.org/10.1038/srep17411>
- Yin, L., Ji, Y., Zhang, Y., Chong, L., & Chen, L. (2018). Rotifer community structure and its response to environmental factors in the Backshore Wetland of Expo Garden, Shanghai. *Aquaculture and Fisheries*, 3, 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2017.11.001>
- Young, S. S., Ni, M. H., & Liu, M. Y. (2012). Systematic study of the *Simocephalus* sensu stricto species group (Cladocera: Daphniidae) from Taiwan by morphometric and molecular analyses. *Zoological Studies*, 51(2), 222–231.